

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

RODRIGO GERONI MENDES NASCIMENTO

**MODELAGEM E SIMULAÇÃO DO CRESCIMENTO E PRODUÇÃO
DE FLORESTA TROPICAL MANEJADA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

CURITIBA

2016

RODRIGO GERONI MENDES NASCIMENTO

**MODELAGEM E SIMULAÇÃO DO CRESCIMENTO E PRODUÇÃO
DE FLORESTA TROPICAL MANEJADA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Tese apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Doutor em Engenharia Florestal, no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Afonso Figueiredo Filho

Coorientadores: Prof. Dr. Jerome Klaas Vanclay
Prof. Dr. Sebastião do Amaral Machado
Dr. Ademir Roberto Ruschel
Dr. Lucas José Mazzei de Freitas

CURITIBA

2016

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

Nascimento, Rodrigo Geroni Mendes

Modelagem e simulação do crescimento e produção de floresta tropical manejada na Amazônia Oriental / Rodrigo Geroni Mendes Nascimento. – Curitiba, 2016.

174 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Afonso Figueiredo Filho

Coorientadores: Prof. Dr. Jerome Klaas Vanclay, Prof. Dr. Sebastião do Amaral

Machado, Dr. Ademir Roberto Ruschel Dr. Lucas José Mazzei de Freitas

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba, 19/09/2016.

Área de concentração: Manejo Florestal.

1. Florestas - Crescimento. 2. Produtividade florestal. 3. Modelagem de dados. 4. Florestas – Pará. 5. Manejo florestal. 6. Teses. I. Figueiredo Filho, Afonso. II. Vanclay, Jerome Klaas. III. Machado, Sebastião do Amaral. IV. Ruschel, Ademir Roberto. V. Freitas, Lucas José Mazzei de. VI. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. VII. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.52

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 **RODRIGO GERONI MENDES NASCIMENTO**, intitulada: "**MODELAGEM E SIMULAÇÃO DO CRESCIMENTO E PRODUÇÃO DE FLORESTA TROPICAL MANEJADA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**", após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO.

Curitiba, 19 de Setembro de 2016.



AFONSO FIGUEIREDO FILHO
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)



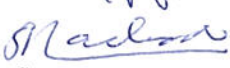
EDILSON BATISTA DE OLIVEIRA
Avaliador Externo (EMBRAPA)



JULIO EDUARDO ARCE
Avaliador Interno (UFPR)



MARCIO CORAIOLA
Avaliador Externo (PUC/PR)



SEBASTIÃO DO AMARAL MACHADO
Avaliador Interno (UFPR)



Aos meus pais, Jahir Pires do Nascimento
(*in Memoriam*) e Rosa Mendes de Lima,
Ao meu irmão, Rafael Mendes do Nascimento.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelas bênçãos que tem dado a mim e a minha família.

À minha Mãe, a Dona Rosa, pelo maior exemplo de perseverança e força de vontade que provavelmente terei em vida. É por Dn. Rosa e seu imenso amor que seus filhos nunca desistiram ou desistirão.

Ao meu irmão, “*O consigliere*”, por ser tão especial pra mim e principalmente pra Dn Rosa. Os comentários sérios e os momentos de bagunça sempre são mais ricos contigo.

À Timni Vieira, minha futura esposa, pelo companheirismo, paciência e resiliência. Seu apoio incondicional foi e é essencial para as glórias que vivo.

Ao meu Orientador, Prof. Dr. Afonso Figueiredo Filho, pela dedicação, confiança e apoio dado em todos os momentos de meu doutoramento. Seus conselhos e seu exemplo profissional me guiaram as melhores escolhas na condução dessa tese e na vida pessoal.

Ao meu Coorientador, Prof. Dr. Sebastião do Amaral Machado, por todos esses anos de orientação profissional e pessoal, bem como pela confiança em meus esforços. Meu amor pela pesquisa em Mensuração Florestal é fruto de seu trabalho e do exemplo que dá a seus bolsistas, principalmente aos vitalícios.

Ao meu coorientador, Dr. Ademir Roberto Ruschel, pela grande transferência de experiência que me proporcionou no Laboratório de Manejo e Ecologia Florestal da Embrapa Amazônia Oriental, “O Bom Manejo”. Viver na “Jaula do CPATU” foi, no mínimo, diferente. Ao Dr. Lucas José Mazzei de Freitas pelos bate papos sobre a modelação de floresta tropical e os diferentes “*Tunnings*” existentes no SIMFLORA.

À Jari Florestal SA, no nome de Augusto Praxedes Neto e Luciana Di Paula, pelas informações geográficas e pedológicas cedidas da área experimental e das unidades de manejo da empresa. Ao Msc. Nelson Akira Hiramatsu, pela amizade e por ter cedido parte dos dados que compõe essa tese.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da UFPR, pelos anos de convivência e amizade construída com os Professores e Funcionários.

Ao CNPq e o programa de bolsas Ciência Sem Fronteiras, pelo suporte financeiro e oportunidades disponibilizadas ao longo de 4 anos de estudos, no Brasil e na Austrália.

Aos meus colegas de doutoramento, em especial a Fernanda da Silva Mendes, por compartilhar a dor e o desespero de usar dados por tempos esquecidos.

Ao professor, amigo e “Tio” Décio José de Figueiredo, pelo apoio em qualquer hora do dia, conselhos e orientações incisivas, diretas e muito verdadeiras. Espero que um dia eu seja um bom professor quanto o Senhor.

Um “*Salve*” aos meus amigos da Família Dendrometria, em especial aos amigos e colegas: Eder Pereira Miguel, Fernando da Silva, Rafael Rode, Saulo Jorge Téio e Walmes Marques Zeviani. Nem o melhor modelo poderia prever a nossa amizade.

A aqueles da Austrália e da Southern Cross University, em especial ao Prof. Dr. Jerome Klaas Vanclay. Com grande certeza, um exemplo de que a grandeza pode ser simples ao mesmo tempo. Sem o apoio da SCU e auxílio do Prof. Jerry pouco teria sido feito dessa tese.

Aos funcionários da SCU, Debbie Johnson, Rosi Brown, Margy Hare e Sonia Weiss, e aos meus colegas de república e de “UNI”: Tekirabereta “Class” Mاتیota Wirton, Gedisa Koi Jeffrey, Satomi Unayama, Lina Maria Garcia, Jesse Leland, Niloufar Karimian, Iman Izadgoshasb, Aran Fatah e Chris Eastaugh pelas aulas gratuitas de “*Aussie English*”, amizade e companheirismo.

Cheers Mates!

“The mathematics possesses a wonderful force, capable of making us understand many mysteries of our faith”.

Saint Jerome (342 – 420)

A Matemática possui uma força maravilhosa capaz de nos fazer compreender muitos mistérios de nossa fé.

São Jerônimo (342 – 420)

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo estudar os aspectos ligados à classificação da produtividade, modelagem do crescimento, bem como a prognose e simulação da produção por meio de um modelo de árvore independente da distância. Os dados provieram da área experimental da Jari/EMBRAPA e da Unidade de Manejo Florestal nº 3 (UMF3) da Jari Florestal S.A., situadas, respectivamente, na localidade Morro do Felipe, município de Vitória do Jari, Estado do Amapá e na Região do Vale do Jari no Estado do Pará. O experimento tem sido monitorado pela Embrapa Amazônia Oriental e mantido pelo Grupo Jari desde 1983, sendo remedido em 8 ocasiões nos seguintes anos: 1984, 1986, 1988, 1990, 1994, 1996, 2004 e 2011. A área experimental é composta de 3 blocos, divididos em 12 parcelas distribuídas de forma aleatória, referentes a combinação de 3 intensidades de exploração e 4 de desbaste, somados a 4 parcelas controle, totalizando 40 parcelas permanentes de 1 hectare. O experimento foi idealizado em blocos ao acaso, entretanto, após aplicação de desbaste em 1994, o experimento foi analisado como parcelas subdivididas no tempo. Já a UMF3 é referente a uma unidade de produção explorada em 2006, com cerca de 3.786 ha de floresta nativa destinada a manejo florestal empresarial a partir do mesmo ano. Essa área propiciou um banco de dados de 16.099 árvores para a modelagem da relação hipsométrica de 25 espécies comerciais e de todas as espécies do experimento. Foram separados 10% dos dados para a validação da modelagem da relação hipsométrica, bem como 13 parcelas distribuídas em todos os tratamentos para a validação do simulador de crescimento desenvolvido. Para a classificação da produtividade foram testadas 9 técnicas diferentes que se baseiam em atributos populacionais como indicadores produtivos. As 337 espécies presentes, com DAP ≥ 5 cm, foram agrupadas a partir de critérios ecológicos, econômicos e de ritmo de crescimento, visando o melhor tratamento dos dados para a modelagem. O simulador de crescimento e produção foi desenvolvido a partir do ajuste de Modelos de Efeitos Mistos, técnica empregada principalmente nos submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento. Foram feitas simulações de diferentes cenários produtivos por meio do programa de modelagem visual *Simile*®. A análise da dinâmica foi conduzida para os diferentes tratamentos do experimento. Foram aplicadas 5 técnicas de validação estatísticas dos submodelos propostos e do simulador desenvolvido. Para melhor apresentação da revisão teórica e dos resultados práticos, a tese foi dividida em 4 capítulos. O primeiro tratou da revisão bibliográfica dos métodos de avaliação da produtividade florestal em florestas tropicais. O segundo abordou a evolução histórica dos diferentes meios de modelagem do crescimento e produção aplicados no Brasil e no exterior. A relação hipsométrica de espécies tropicais foi o alvo do terceiro capítulo. O estudo do crescimento da floresta do Jari foi o tema principal do capítulo 4, abrangendo a aplicação das diferentes técnicas de classificação da produtividade do sítio, agrupamento de espécies, técnicas de modelagem, simulações e meios de validação do modelo de árvore proposto.

Palavras-chave: Modelo de árvore, Prognose da Produção, Classificação de sítio.

ABSTRACT

The objective of this work was to study the aspects related to the site productivity classification, growth modeling, as well as yield prediction and simulation by using a distance-independent tree model. The data came from Jari/EMBRAPA experimental area and the Forest Management Unit nº 3 (FMU3) of Jari Florestal SA, situated respectively in the locality of Morro do Felipe, municipality of Vitória do Jari, State of Amapá and in the Jari Valley Region in the State of Pará, Brazil. The experiment has been monitored by Embrapa Amazônia Oriental and maintained by the Jari Group since 1983, being remensured on 8 occasions in the following years: 1984, 1986, 1988, 1990, 1994, 1996, 2004 and 2011. The experimental area is composed of 3 blocks, divided into 12 randomly distributed plots, corresponding to the combination of 3 levels of exploitation intensities and 4 thinning levels, added to 4 control plots, totalizing 40 permanent plots of 1 hectare each. The experiment was designed in randomized blocks; however, after thinning procedures in 1994, the experiment was analyzed as split plot in time. The FMU3 refers to a production unit area exploited in 2006, with approximately 3,786 ha of native forest allocated for forest management from the same year. This area provided a 16,099 trees database for modeling the hypsometric relationship of 25 commercial species and all species in the experimental area. Ten percent of the data were separated for validation procedures of the hypsometric relationship model, as well as 13 plots were randomly selected in all treatments for validation of the developed growth simulator. For site productivity classification were tested 9 different techniques that are based on population attributes as productive indicators. The 337 species presented with DBH $\geq$ 5 cm were grouped according to ecological, economic and growth rate criteria, aiming the best treatment of the data for the modeling. The growth and yield simulator was developed based on the adjustment of Mixed Effects Models, a technique mainly employed in the diametric increment, survival and recruitment submodels. Simulations of different production scenarios were made by using the Simile® visual modeling software. The dynamics analysis was carried out for the different treatments of the experiment. Five statistical validation techniques were applied on the proposed submodels and the developed simulator. For a better presentation of the theoretical review and the practical results, the thesis was divided in 4 chapters. The first one dealt with the bibliographic review of assessing forest productivity methods in tropical forests. The second dealt with the historical evolution of the different modeling growth and yield techniques applied in Brazilian and exterior forests. The hypsometric relationship of tropical species was the subject of the third chapter. The study of the Jari forest growth was the main subject of chapter 4, covering the application of the different site classification, species grouping and modeling techniques, as well as simulations and validation procedures of the proposed tree model.

Key-word: Tree model, Yield prognosis, Site classification.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 2.1 – INTERAÇÃO ENTRE DIFERENTES PROCESSOS PARA A TOMADA DE DECISÃO A PARTIR DE MODELOS DE CRESCIMENTO E PRODUÇÃO.	47
FIGURA 2.2 – INTERRELAÇÕES ENTRE A REGRA DE EICHHORN E O ÍNDICE DE SÍTIO.....	50
FIGURA 2.3 – DIFERENTES MODELOS E INTERRELAÇÕES ENTRE VARIÁVEIS QUE PROPICIAM PREDIÇÃO DA PRODUÇÃO FLORESTAL EM DIFERENTES NÍVEIS DE ABORDAGEM.	59
FIGURA 3.1 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA PERTENCENTE À JARI FLORESTAL S.A., BEM COMO DA ÁREA DE MANEJO NÚMERO 3, SITUADA NA AMAZÔNIA OCIDENTAL, ESTADOS DO PARÁ E AMAPÁ, BRASIL.	70
FIGURA 3.2 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DOS MODELOS TESTADOS PARA A DESCRIÇÃO DA RELAÇÃO HIPSOMÉTRICA DE 25 ESPÉCIES AMAZÔNICAS, APRESENTADOS EM DIFERENTES COMBINAÇÕES ENTRE A MODELAGEM SEM E COM EFEITO DAS ESPÉCIES, SOB A PRESENÇA OU AUSÊNCIA DE OBSERVAÇÕES ATÍPICAS NO AJUSTE.	77
FIGURA 3.3 – DISTRIBUIÇÃO DOS RESÍDUOS, DISTRIBUIÇÃO DOS RESÍDUOS PADRONIZADOS, HETEROCEDASTICIDADE E RELAÇÃO RESÍDUOS E PESO (INFLUÊNCIA) PARA AS DUAS DIFERENTES FORMAS DE AJUSTE DA RELAÇÃO HIPSOMÉTRICA A PARTIR DO MODELO DE HENRICKSEN, PARA AS 25 ESPÉCIES PRESENTES NA AMAZÔNIA ORIENTAL.	80
FIGURA 3.4 – TODAS AS CINCO CURVAS AJUSTADAS PARA A DESCRIÇÃO DA RELAÇÃO HIPSOMÉTRICA DE 25 ESPÉCIES AMAZÔNICAS LOCALIZADAS NO ESTADO DO PARÁ, BEM COMO A RELAÇÃO ENTRE OS VALORES ESTIMADOS E OBSERVADOS PARA A VALIDAÇÃO DO MODELO I, NA RELAÇÃO HIPSOMÉTRICA USANDO MODELO DE REGRESSÃO LINEAR SIMPLES (SIMPLES) E MODELO DE EFEITO MISTO (MISTO).....	84

FIGURA 3.5 – CURVAS ALTURA DIÂMETRO PARA 25 ESPÉCIES COMERCIAIS SOB MANEJO DA JARI FLORESTAL S.A. A LINHA ESCURA REPRESENTA O INTERVALO DE DADOS UTILIZADOS PARA O AJUSTE, E A LINHA PONTILHADA REPRESENTA A TENDÊNCIA DO MODELO QUANDO APLICADO FORA DO INTERVALO DO AJUSTE.	86
FIGURA 3.6 – RELAÇÃO ENTRE OS VALORES OBSERVADOS E ESTIMADOS PARA A VARIÁVEL VOLUME INDIVIDUAL DE 25 ESPÉCIES COMERCIAIS DA AMAZÔNIA ORIENTAL PRESENTES NA JARI FLORESTAL S.A.....	88
FIGURA 3.7 – COMPARAÇÃO ENTRE A MÉDIA VOLUMÉTRICA OBSERVADA POR ESPÉCIE (VOB), E AS ESTIMADAS POR EQUAÇÃO DE SIMPLES ENTRADA (VES), E COMBINAÇÕES VEH, VHS, VGE E VGS, PARA 25 ESPÉCIES COMERCIAIS DA AMAZÔNIA ORIENTAL PRESENTES NA JARI FLORESTAL S.A.	89
FIGURA 4.1 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL DA EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL, BEM COMO DA UNIDADE DE MANEJO FLORESTAL NÚMERO 3 DENTRO DAS ÁREAS OPERACIONAIS DA JARI FLORESTAL S.A. ESTADO DO PARÁ E AMAPÁ, BRASIL.	96
FIGURA 4.2 – LOCALIZAÇÃO DO EXPERIMENTO E DISTRIBUIÇÃO DAS PARCELAS E SUAS RESPECTIVAS REPETIÇÕES DOS 12 TRATAMENTOS SILVICULTURAIS APLICADOS.	97
FIGURA 4.3 – (A) DESENHO ESQUEMÁTICO DO BLOCO EXPERIMENTAL COM DOZE PARCELAS, E; (B) ARRANJO DE UMA PARCELA PERMANENTE DE 1 HA (100 X 100 M) LOCALIZADO NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI – AMAPÁ.	99
FIGURA 4.4 – ATUALIZAÇÃO DA CLASSIFICAÇÃO DO AGRUPAMENTO DE ESPÉCIES A PARTIR DA TÉCNICA PROPOSTA POR ALDER (1995) E REALIZADA POR AZEVEDO (2006) PARA A PARCELA DA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA JARI.	102
FIGURA 4.5 – PROBABILIDADE DE MORTALIDADE ACUMULADA APÓS APLICAÇÃO DE TRATAMENTO SILVICULTURAL PARA TODOS OS TRATAMENTOS APLICADOS NO EXPERIMENTO DA EMBRAPA AMAZONIA ORIENTAL, JARI.	116

FIGURA 4.6 – DISPERSÃO DOS PARES DIÂMETRO E INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL FUTURO PARA OS 13 GRUPOS DE ESPÉCIES UTILIZADOS PARA A COMPOSIÇÃO DO MODELO DE INCREMENTO DIAMÉTRICO DE TODAS AS ESPÉCIES PRESENTES NA FLORESTA DA JARI FLORESTAL S.A.....	119
FIGURA 4.7 – DISPERSÃO DOS DADOS ESTIMADOS SOBRE OS DADOS OBSERVADOS DE INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL ($\text{cm}.\text{ano}^{-1}$) EM FUNÇÃO DO DIÂMETRO (cm) PARA AS 13 COMBINAÇÕES EM GRUPOS ECOLÓGICOS E RITMO DE CRESCIMENTO DE ESPÉCIES PRESENTES NA FLORESTA DO JARI.....	121
FIGURA 4.8 – CURVAS DE SOBREVIVÊNCIA PARA OS DIFERENTES GRUPOS DE ESPÉCIES EM AVALIAÇÃO PARA TODOS OS TRATAMENTOS PRESENTES NO EXPERIMENTO DA JARI FLORESTAL S.A.	125
FIGURA 4.9 – DISPERSÃO DOS DADOS ESTIMADOS SOBRE OS OBSERVADOS DE RECRUTAMENTO PARA TODOS OS GRUPOS EM FUNÇÃO DA ÁREA BASAL DO POVOAMENTO. OS QUADROS ESQUERDO E DIREITO SÃO RESPECTIVAMENTE REFERENTES AOS DADOS PARA AJUSTE (A) E VALIDAÇÃO (B) DO MODELO DE RECRUTAMENTO.....	126
FIGURA 4.10 – RELAÇÃO RECRUTAMENTO OBSERVADO E ESTIMADO PARA OS CONJUNTOS DE DADOS DE AJUSTE (QUADRO A ESQUERDA) E VALIDAÇÃO (QUADRO A DIREITA) PARA TODOS OS GRUPOS DE ESPÉCIES PRESENTES NA FLORESTA DO JARI.....	127
FIGURA 4.11 – ESTRUTURA GRÁFICA DO SIMULADOR DO CRESCIMENTO E PRODUÇÃO DESENVOLVIDO PARA A FLORESTA DO JARI, ESTADO DO PARA-AMAPA, BRASIL.	130
FIGURA 4.12 – RELAÇÃO DADOS OBSERVADOS VERSUS ESTIMADOS PARA AS VARIÁVEIS NÚMERO DE ÁRVORES, ÁREA BASAL E VOLUME POR HECTARE PARA OS CONJUNTOS DE DADOS DE AJUSTE E VALIDAÇÃO DO SIMULADOR PROPOSTO.	132
FIGURA 4.13 – TESTE DE COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE TUKEY POR TRATAMENTO PARA AS DIFERENTES VARIÁVEIS DO POVOAMENTO PARA OS DADOS DE VALIDAÇÃO DO EXPERIMENTO DA FLORESTA DO JARI. TRATAMENTOS COM	

LETRAS IGUAIS SÃO SIGNIFICATIVAMENTE COINCIDENTES AO
NÍVEL DE $P = 0,05$134

FIGURA 4.14 – (A) MODELO DE POVOAMENTO DE FIGUEIREDO FILHO (1983), E
(B) MODELO POR CLASSE DIAMETRICA DE NASCIMENTO (2012)
PARA A PROGNÓSE DO CRESCIMENTO E PRODUÇÃO DE
FLORESTAS TROPICAIS NA AMAZÔNIA BRASILEIRA.....137

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1 – DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS COLETADOS (TOT), SEPARADOS EM DUAS BASES PARA AJUSTE (ADJ) E VALIDAÇÃO (VAL) DA RELAÇÃO HIPSOMÉTRICA E VOLUMÉTRICA DE 25 ESPÉCIES COMERCIAIS PRESENTES NA AMAZÔNIA ORIENTAL, NA JARI FLORESTAL S.A.....	71
TABELA 3.2 – EQUAÇÕES UTILIZADAS PARA A MODELAGEM DA RELAÇÃO HIPSOMÉTRICA DE 25 ESPÉCIES MADEIREIRAS COMERCIALIZADAS PELA JARI FLORESTA S.A.	73
TABELA 3.3 – MODELOS VOLUMÉTRICOS PARA TODOS OS INDIVÍDUOS E PARA AS 6 ESPÉCIES DE MAIOR GRAU DE UTILIZAÇÃO E VALOR COMERCIAL MADEIREIRO EXPLORADAS PELA JARI FLORESTAL S.A.	74
TABELA 3.4 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO PARA O MODELO I AJUSTADO ($h = b_0 + b_1 \ln DAP$) PARA A PREDIÇÃO DA ALTURA DE 25 ESPÉCIES DA FLORESTA AMAZÔNICA SITUADA NA JARI FLORESTAL S.A.. OS COEFICIENTES SIGNIFICATIVOS ESTÃO EM NEGRITO ($P < 0,05$).	81
TABELA 3.5 – TESTE DE GRAYBILL, DECOMPOSIÇÃO DE THEIL, EFICIÊNCIA ESTIMATIVA (EE) E TESTE DE EQUIVALENCIA DOS MODELOS PROPOSTOS PARA A RELAÇÃO HIPSOMÉTRICA E VOLUMÉTRICA DA JARI FLORESTAL S.A.....	85
TABELA 4.1 – DISTRIBUIÇÃO DA INTENSIDADE DE EXPLORAÇÃO E DESBASTE POR TRATAMENTO APLICADO A FLORESTA DA JARI.	98
TABELA 4.2 – DISTRIBUIÇÃO E SORTEIO DAS PARCELAS PERMANENTES ESCOLHIDAS PARA A VERIFICAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO PROPOSTO PARA A FLORESTA E PARCELAS PERMANENTES DO JARI.	100
TABELA 4.3 – MÉTODOS DE CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES ADOTADOS PARA A SEPARAÇÃO EM GRUPOS HOMOGÊNEOS PARA A MODELAGEM DO CRESCIMENTO E PRODUÇÃO.	101

TABELA 4.4 – ANOS APÓS DISTÚRBIOS (<i>yd</i>) CAUSADOS POR DESBASTE OU EXPLORAÇÃO NO DOSSEL PARA TODOS OS TRATAMENTOS SUBMETIDOS A ESSAS INTERVENÇÕES SILVICULTURAIS.....	107
TABELA 4.5 – ESPÉCIES UTILIZADAS PARA A COMPOSIÇÃO DO ÍNDICE DE CRESCIMENTO DIAMÉTRICO PARA A CLASSIFICAÇÃO DA PRODUTIVIDADE DA FLORESTA DO JARI.....	108
TABELA 4.6 – AGRUPAMENTO DOS DADOS CONFORME SUAS CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS, ECONÔMICAS E DE RITMO DE CRESCIMENTO PARA O MONTANTE DE DADOS DO EXPERIMENTO DA JARI.....	110
TABELA 4.7 – COMPARAÇÃO DO DESEMPENHO DOS 10 MELHORES AJUSTES PARA A PREDIÇÃO DO INCREMENTO DIAMÉTRICO DE 13 GRUPOS DE ESPÉCIES DA FLORESTA DO JARI.	120
TABELA 4.8 – COEFICIENTES DOS MODELOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO DOS 13 GRUPOS DE ESPÉCIES PRESENTES NA FLORESTA DO JARI.	123
TABELA 4.9 – COEFICIENTES PARA OS MODELOS DE PREDIÇÃO DA MORTALIDADE INDIVIDUAL DOS 13 GRUPOS DE ESPÉCIES DE MESMO COMPORTAMENTO ECOLÓGICO E RITMO DE CRESCIMENTO NA FLORESTA DO JARI.....	124
TABELA 4.10 – COEFICIENTES PARA OS MODELOS DE PREDIÇÃO DO RECRUTAMENTO INDIVIDUAL DOS 13 GRUPOS DE ESPÉCIES DE MESMO COMPORTAMENTO ECOLÓGICO, ECONÔMICO E DE RITMO DE CRESCIMENTO NA FLORESTA DO JARI.	128
TABELA 4.11 – TESTE DE GRAYBILL, ANÁLISE DA DECOMPOSIÇÃO DO ERRO DE THEIL, EFICIÊNCIA ESTATÍSTICA E TESTE DE EQUIVALÊNCIA (DISSIMILARIDADE) APLICADOS NA AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE PREDITIVA DO SIMULADOR DO CRESCIMENTO PROPOSTO PARA A JARI.....	133

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	20
1.1	OBJETIVOS	21
1.1.1	Objetivo Geral	21
1.1.2	Objetivos Específicos	22
1.2	HIPÓTESES.....	22
1.3	ESTRUTURA DA TESE	22
2	REVISÃO DE LITERATURA	24
2.1	CLASSIFICAÇÃO DA PRODUTIVIDADE DE FLORESTAS TROPICAIS.....	24
2.1.1	Introdução	25
2.1.2	Abordagem da produtividade florestal.....	26
2.1.3	Formas de avaliação indireta da produtividade de florestas.....	27
2.1.4	Métodos de classificação da produtividade de florestas tropicais	28
2.1.4.1	Aparência geral e fitofisionomia	29
2.1.4.2	Área basal	30
2.1.4.3	Atributos populacionais	32
2.1.4.4	Relação hipsométrica e alturas médias.....	34
2.1.4.5	Forma de Sítio (" <i>Site Form</i> ").....	35
2.1.4.6	Índice de Crescimento (" <i>Growth Index</i> ").....	37
2.1.4.7	Índice de variação das espécies pioneiras (IV%)	40
2.1.5	Considerações quanto à classificação produtiva de florestas tropicais..	44
2.2	MODELOS DE CRESCIMENTO E PRODUÇÃO NO BRASIL	46
2.2.1	Introdução	47
2.2.2	Modelos de crescimento e produção florestal	48
2.2.2.1	Modelos para o povoamento (MP)	49
2.2.2.2	Modelos por classe de tamanho (MCT)	52
2.2.2.3	Modelos matriciais (MM)	53
2.2.2.4	Modelos de distribuição diamétrica (MDD).....	55
2.2.2.5	Modelos de coorte (MC)	56
2.2.2.6	Modelos por árvore (MA).....	58
2.2.2.6.1	Modelos de árvore independente da distância (MAID).....	61
2.2.2.6.2	Modelos de árvore dependente da distância (MADD)	63
2.2.3	Simuladores de dinâmica florestal.....	64

2.2.4	Considerações finais quanto à modelagem do crescimento florestal.....	65
3	RELAÇÃO HIPNOMÉTRICA E ESTIMATIVAS VOLUMÉTRICAS DE ESPÉCIES AMAZÔNICAS	67
3.1	INTRODUÇÃO	68
3.2	MATERIAIS E MÉTODOS	69
3.2.1	Área de Estudo e Dados Utilizados	70
3.2.2	Modelos hipsométricos ajustados	72
3.2.3	Modelos volumétricos testados	73
3.2.4	Verificação e validação dos modelos	74
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	76
3.3.1	Ajustes dos modelos hipsométricos	77
3.3.2	Validação dos modelos hipsométricos	83
3.3.3	Validação dos modelos volumétricos	87
3.4	CONCLUSÕES	91
4	SIMULADOR DE CRESCIMENTO FLORESTAL PARA A FLORESTA TROPICAL DA JARI	93
4.1	INTRODUÇÃO	94
4.2	MATERIAIS E MÉTODOS	95
4.2.1	Descrição da área de estudo e dados utilizados	95
4.2.2	Agrupamento das espécies	101
4.2.3	Estimativas hipsométricas e volumétricas	103
4.2.4	Índice de Competição.....	104
4.2.5	Classificação da produtividade.....	105
4.2.5.1	Forma de Sítio.....	105
4.2.5.2	Índice de variação diamétrico das espécies pioneiras	106
4.2.5.3	Índice de crescimento	108
4.2.6	Submodelos do simulador	110
4.2.6.1	Modelagem do incremento diamétrico	111
4.2.6.1.1	Tratamento dos dados para modelagem.....	111
4.2.6.1.2	Modelo de incremento diamétrico proposto.....	113
4.2.6.2	Modelagem da mortalidade	114
4.2.6.3	Modelagem do recrutamento.....	115
4.2.6.4	Modelagem do tratamento silvicultural	116
4.2.7	Construção do simulador	117

4.2.8	Verificação e validação dos submodelos e simulador	117
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	118
4.3.1	Incremento diamétrico	118
4.3.2	Mortalidade.....	123
4.3.3	Recrutamento	125
4.3.4	Estrutura do simulador e especificações adotadas no Simile	129
4.3.5	Verificação e validação do simulador	131
4.3.6	Comparação com outros simuladores tropicais.....	135
4.4	CONCLUSÕES	138
4.5	RECOMENDAÇÕES.....	138
	REFERÊNCIAS.....	140
	APENDICE 1 – LISTA DE ESPÉCIES, COM DIÂMETRO A	
	ALTURA DO PEITO ACIMA DE 5 CENTIMETROS, PRESENTES	
	NA ÁREA EXPERIMENTAL DA JARI. TODAS AS ESPÉCIES	
	ESTÃO DISTRIBUIDAS EM GRUPOS ECOLÓGICOS (EL),	
	ECONÔMICOS (EC) E DE RITMO DE CRESCIMENTO (RT),	
	CONFORME DESCRIÇÃO BIBLIOGRÁFICA (BIBLIO) E	
	CONSULTA A ESPECIALISTAS E ORGÃOS ESPECIALIZADOS....	158
	APENDICE 3 – EQUAÇÕES VOLUMÉTRICAS E HIPSOMÉTRICAS	
	UTILIZADAS BEM COMO SEUS COEFICIENTES E	
	ESPECIFICAÇÕES DE USO	164
	APENDICE 4 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO	
	MODELO UTILIZADO PARA A CLASSIFICAÇÃO DA	
	PRODUTIVIDADE POR MEIO DO ÍNDICE DE VARIAÇÃO	
	DIÂMETRICA DAS ESPÉCIES PIONEIRAS (IV%), BEM COMO A	
	ANÁLISE GRÁFICA DA CLASSIFICAÇÃO PARA TODAS AS	
	PARCELAS DESTINADAS AO AJUSTE DE MODELOS EM	
	TODOS OS TRATAMENTOS DO EXPERIMENTO NA FLORESTA	
	DO JARI, ESTADO DO PARÁ-AMAPÁ, BRASIL.....	165
	APENDICE 5 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO	
	MODELO AJUSTADO PARA A PREDIÇÃO DO ÍNDICE DE	
	CRESCIMENTO GI	166
	APENDICE 6 – COEFICIENTES DE EFEITO ALEATÓRIO DO	
	MODELO DESENVOLVIDO PARA A PREDIÇÃO DO ÍNDICE DE	

CRESCIMENTO (GI) PARA TODO O EXPERIMENTO DA JARI, ESTADO DO PARÁ-AMAPÁ, BRASIL.	167
APENDICE 7 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO MODELO DE REGRESSÃO LINEAR UTILIZADO PARA A DETERMINAÇÃO DOS VALORES ATÍPICOS PRESENTES NO BANCO DE DADOS DA ÁREA EXPERIMENTAL DA JARI FLORESTAL/CPATU, ESTADO DO PARÁ, BRASIL.	168
APENDICE 8 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO MODELO DE TRATAMENTO SILVICULTURAL PROPOSTO PARA A PREDIÇÃO DA PROBABILIDADE DE MORTALIDADE DOS INDIVÍDUOS QUE SOFRERAM ANELAMENTO AO LONGO DO TEMPO.....	169
APENDICE 9 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO MODELO AJUSTADO PARA A PREDIÇÃO DO DIAMETRO FUTURO E POSTERIORMENTE INCREMENTO DIAMÉTRICO DE TREZE GRUPOS DE ESPÉCIES.	170
APENDICE 10 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO MODELO AJUSTADO PARA A PREDIÇÃO DA SOBREVIVÊNCIA E A MORTALIDADE DE TREZE GRUPOS DE ESPÉCIES.	171
APENDICE 11 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO MODELO AJUSTADO PARA A PREDIÇÃO DO RECRUTAMENTO DE 32 SUBGRUPOS DE ESPÉCIES.	172
APENDICE 12 – TESTE DE MÉDIAS DE TUKEY PARA A COMPARAÇÃO DE TRATAMENTO PARA AS DIFERENTES VARIÁVEIS DO POVOAMENTO PARA OS DADOS DE VERIFICAÇÃO. TRATAMENTOS COM LETRAS DE MEDIA IGUAIS SÃO SIGNIFICATIVAMENTE COINCIDENTES AO NÍVEL DE $p = 0,05$	173
APENDICE 13 – APARÊNCIA GERAL DE UMA SIMULAÇÃO REALIZADA NO SOFTWARE SIMILE.	174

1 INTRODUÇÃO

A velocidade em que se desenvolvem o total de fustes, galhos, frutos, entre outras partes de todos os indivíduos de uma floresta, caracteriza o seu rendimento em biomassa, sua capacidade de resiliência a distúrbios antrópicos ou naturais, bem como sua facilidade de recomposição a esses distúrbios (PRETZSCH, 2009).

A taxa de crescimento das florestas determina o período em que o manejo proporciona viabilidade econômica de um projeto florestal (HOSOKAWA, 1976; CLUTTER et al., 1983). Fator relevante àqueles que manejam florestas, já que baixas taxas de crescimento podem tornar o empreendimento inviável e pouco atrativo à sociedade, quando comparado a outros tipos de investimentos de rendimentos expressivos e com menor risco de insucesso (van GARDINGEN et al., 2003).

As políticas de desenvolvimento florestal de qualquer país, seja no nível regional ou nacional, devem estar ligadas à taxa de crescimento das florestas (WEISKITTEL et al., 2011). Um exemplo é a concessão de florestas públicas no Brasil com fins de manejo florestal, onde o período de vigência, bem como as taxas de corte, estão baseados na média do ritmo de crescimento das florestas experimentais e sob concessão nos diferentes sítios tropicais (ALDER e SILVA, 2000).

Os interesses internacionais quanto ao aquecimento global, nível de carbono disponível na atmosfera, retenção de encostas e regulação do regime hídrico entre outros problemas ligados a dinâmica ambiental, podem ser mitigados ou minimizados conforme o ritmo de crescimento das florestas (JOHNSON e MIYANISHI, 2007; BAESSO et al., 2010; SOUZA et al., 2013). A capacidade de agente regulador de catástrofes ambientais exercidas pelos maciços florestais vem sendo intensivamente estudada nesses últimos anos, devido à habilidade de crescer em ambientes de risco, bem como de se desenvolver absorvendo carbono atmosférico.

Essas particularidades inerentes ao crescimento de florestas fazem com que a determinação prévia de como a mesma se comporta ao longo do tempo seja um ponto importante a ser considerado em um plano de manejo florestal (SANQUETTA et al., 1996; PHILLIPS et al., 2004; ORELLANA, 2014). Desde o século XVIII os engenheiros florestais vêm estudando como prever o potencial produtivo de cada

sítio, gerando gráficos e tabelas que descrevem o ritmo de crescimento por meio de diferentes técnicas de descrição da dinâmica florestal, tais como indicadores ou modelos matemáticos (CLUTTER et al., 1983; BURKHART e TOMÉ, 2012).

No Brasil, a primeira aplicação de um modelo de crescimento de florestas, subtropicais e tropicais, deu-se em forma tabular e ocorreu no fim da década de 1950 (HEINSDIJK, 1959), dando início ao surgimento de inúmeros trabalhos para as principais espécies comerciais do país. Em 1964, no Canadá, a modelagem por árvore individual já surgia, enquanto a modelagem de crescimento e produção no Brasil ainda se restringia a tabelas de volume do povoamento (NEWNHAM, 1964).

Essa evolução das diferentes técnicas de modelagem florestal despertou o interesse por pesquisas que se apliquem à descrição de florestas tropicais brasileiras. Os motivos que ratificam esse interesse na modelagem de florestas tropicais são: 1) consolidação de um montante expressivo de parcelas permanentes em florestas brasileiras com mais de 30 anos de acompanhamento; 2) avanço e maior disponibilidade de recursos computacionais de boa capacidade de processamento, e; 3) maior poder descritivo e explicativo dos modelos atuais.

Entretanto, mesmo com a existência de modelos com capacidade descritiva comprovada, tais como o CAFOGROM (ALDER e SILVA, 2000), e o SYMFOR (YOUNG e MUETZELFELDT, 1998), pouco se sabe, na prática, qual é o ganho marginal ao se usar um ao invés de outro, bem como a identificação de qual a diferença dos mesmos em relação a um modelo específico ao sítio. Estudos comparativos entre modelos de crescimento e produção para florestas tropicais são quase inexistentes.

Vislumbrando identificar o que já foi produzido no Brasil quanto às diferentes formas de predição do crescimento, esse trabalho apresenta os diferentes aspectos ligados à classificação e modelagem do crescimento, bem como o que vem sendo amplamente empregado na Ciência Florestal, apresentando trabalhos relevantes da modelagem de florestas tropicais, histórico da modelagem do crescimento de florestas no mundo e principalmente no Brasil, bem como a proposição de um modelo de crescimento e produção.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Proposição de um modelo de crescimento e produção nível árvore individual independente da distância, via adoção de atributos populacionais como meio de classificação da produtividade local de diferentes ambientes perturbados em uma Floresta Tropical na Região Amazônica.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Testar e selecionar modelos hipsométricos, bem como avaliar o efeito da altura estimada na predição do volume comercial da Jari Florestal S.A., comparando diferentes técnicas de validação de modelos;
- Aplicação e comparação de métodos de classificação de sítios na floresta da Jari Florestal visando a predição da capacidade produtiva dos diferentes tratamentos em análise;
- Proposição de um modelo de árvore individual independente da distância incorporando atributos populacionais relacionados à capacidade produtiva do sítio;
- Validação e simulação a partir do modelo desenvolvido analisando as implicações técnicas da adoção do mesmo na predição da dinâmica florestal.

1.2 HIPÓTESES

- O uso da altura estimada propicia uma melhora na predição do volume comercial de florestas tropicais.
- Existe(m) atributo(s) populacional(is) que pode(m) ser utilizado(s) em modelos de predição e projeção do crescimento, bem como permite(m) a classificação da capacidade de sítio de florestais tropicais.
- É possível a criação de modelo(s) cuja predição, seja factível em diferentes níveis de resolução, apresentando erro médio abaixo de 10%.
- O modelo desenvolvido permite predições mais acuradas e precisas quando comparado a modelos já desenvolvidos para a área de estudo.

1.3 ESTRUTURA DA TESE

Esta tese foi subdividida em capítulos conforme descrito a seguir:

- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1. Classificação da produtividade de florestas tropicais;
2. Simulação e modelagem do crescimento florestal no Brasil.

- DESENVOLVIMENTO

3. A relação hipsométrica e estimativas volumétricas de espécies amazônicas;
4. Simulador de crescimento florestal para a floresta tropical da Jari, PA.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 CLASSIFICAÇÃO DA PRODUTIVIDADE DE FLORESTAS TROPICAIS

RESUMO

No manejo de florestas tropicais a dinâmica do crescimento e a sucessão das espécies estão intimamente ligadas com a capacidade produtiva do sítio. A precisão da predição e a prognose da dinâmica florestal dependem da classificação da produtividade e da identificação das unidades homogêneas de crescimento da floresta. A adoção de uma medida referente ao potencial produtivo do sítio é essencial para a proposição de modelos de crescimento e produção florestal, principalmente na modelagem de florestas tropicais. No Brasil, pouco evoluíram os estudos quanto à classificação de sítio aplicado a florestas tropicais, sendo considerado, por muitos pesquisadores, inexistente ou infactível para essa tipologia florestal. O objetivo dessa revisão foi apresentar os diferentes meios possíveis de classificação da produtividade de florestas tropicais para fins de modelagem do crescimento e produção, identificando-se as suas origens, formas de abordagem, formas de avaliação, características matemáticas, eficácia e métodos existentes.

Palavras-chave: Modelagem do crescimento. Capacidade produtiva do sítio. Manejo Florestal.

CLASSIFICATION OF PRODUCTIVITY OF TROPICAL FORESTS

ABSTRACT

In the management of tropical forests the dynamics of growth and succession of species are closely linked to the productive capacity of the site. The accuracy of the prediction and prognosis of forest dynamics relies on the productivity classification into homogeneous units of forest growth. The adoption of a measure relating to the productive potential of the site is essential to propose forest growth and yield models, especially when these models are related to tropical forests. In Brazil, little was advanced on the site classification studies applied to tropical forests, as well as many researchers considered this topic non-existent or unfeasible to apply for this forest type. The objective of this review was to present the different possible means of productivity classification of tropical forests for growth and yield modeling purpose, as well as identifying their origins, forms of approach, assessment methods, mathematical characteristics, effectiveness, and existing methods.

Key-words: Growth modelling. Productivity capacity of site. Forest Management.

2.1.1 Introdução

Classificar a capacidade produtiva de diferentes sítios florestais é de suma importância para gestores que visam otimizar o uso do recurso florestal. A identificação prévia da capacidade produtiva facilita a tomada de decisão de gestores florestais, aperfeiçoa a seleção de tratamentos culturais e silviculturais em diferentes níveis administrativos, aprimora a escolha de espécies a serem manejadas, propicia a indicação de técnicas silviculturais adequadas às práticas de manejo locais e regionais, bem como disponibiliza informação básica para a composição de modelos de crescimento e produção florestal.

O planejamento da produção florestal está intrinsicamente ligado à classificação da produtividade do sítio florestal. Seu conhecimento norteia a definição das áreas prioritárias para manejo; a alocação otimizada da reserva florestal e de áreas de preservação permanente; a definição das áreas destinadas a infraestrutura e logística do empreendimento florestal; alocação de estradas e das atividades de corte e extração, tais como arraste, baldeio, carregamento e transporte do produto florestal, bem como a definição do ciclo de corte e intensidade de exploração.

No geral, a classificação da produtividade florestal é um tema pouco abordado no manejo de florestas tropicais em nível empresarial no Brasil. A classificação da produtividade é realizada apenas utilizando-se critérios físicos ligados a acessibilidade e a legalidade da exploração. Ambas características estão associadas a aspectos administrativos da empresa ou dos órgãos reguladores regionais ou federais, sempre visando o menor custo final, mas não a manutenção, aumento da produtividade e a otimização da produção.

O baixo número de estudos ligados a classificação da produtividade de florestas tropicais no Brasil tem como causa a pouca procura sobre o tema; inexistência de histórico produtivo confiável das áreas sob manejo florestal empresarial; falta de estudos diretamente relacionados à classificação da produtividade florestal; alto custo e dificuldade para o levantamento de variáveis relacionadas a produtividade florestal, baixa qualidade dos dados disponíveis, seja em termos de variabilidade de sítios, densidade de povoamentos ou de intensidades de exploração aplicada.

Atualmente, devido a existência de parcelas permanentes com grande histórico de remediações e localizadas em áreas próximas a florestas sob exploração comercial, estudos investigativos quanto ao tema são possíveis. Fora do Brasil, esse tema vem sendo estudado por diferentes autores sob a luz de diferentes métodos exploratórios. As técnicas e abordagens aplicadas se baseiam em diferentes conceitos que mesclam práticas amplamente conhecidas no manejo de plantios florestais e aplicações de conceitos ecológicos e estatísticos comumente empregados na ciência florestal.

2.1.2 Abordagem da produtividade florestal

A capacidade produtiva do sítio está intimamente relacionada à exuberância da floresta em termos de biomassa, número de espécies, diversidade ecológica e estrutural (NASCIMENTO, 2012). Entretanto a produtividade de uma floresta depende da definição prévia da variável indicativa de produção ou produtividade florestal (MACHADO, 1977). A maneira como as duas ideias são vinculadas orienta o tipo de abordagem da produtividade florestal a ser usado.

No Geral, há duas formas de classificação e avaliação de sítios florestais, chamadas de Fitocêntricas e Geocêntricas (VANCLAY, 1992; ALTUN et al., 2008). As técnicas Fitocêntricas são aquelas que se baseiam em características da vegetação, da floresta ou dos indivíduos que a compõem. Já características Geocêntricas se restringem a aspectos físicos do sítio, tais como o clima, solo, pluviosidade, formação geológica, etc (SKOVSGAARD E VANCLAY, 2008). Essas formas de abordagem são subdivididas quanto ao meio de determinação da produtividade: direta ou indireta, sendo a primeira relacionada a tomada de medidas diretas das características do sítio, tais como: incremento corrente de variáveis dendrométricas, volume por unidade de área, produção em biomassa da vegetação, quantidade de nutrientes presentes no solo, textura do solo, etc.

Já a determinação indireta é realizada via associação de uma variável que representa a produtividade florestal com atributos físicos, espécies ou índices, que possam ser indicadores da capacidade produtiva, tais como: a presença de espécies indicadoras (ex.: Xaxim em solos ácidos), tipologia do solo (Classificação de solos), refletância em diferentes espectros de imagens áreas (Fotogrametria e Sensoriamento remoto), índices produtivos (altura dominante, Forma de Sítio (*Site*

Form), Índice de Crescimento (*Growth Index*), relação hipsométrica, etc), índices multivariados, classe de solo e relevo, entre outros (BONTEMPS e BOURIAUD, 2014).

A medição direta da capacidade produtiva do sítio é uma operação custosa e muitas vezes ineficaz quando realizada recorrentemente em grandes maciços florestais e em curtos períodos de tempo (ALTUN et al., 2008), fato este que é constatado para plantios florestais ou florestas heterogêneas em espécies e idades. A associação dessa forma de abordagem com processos de amostragem, análises temporais e de indicadores indiretos são comumente utilizadas. A determinação indireta apresenta uma maior facilidade, pois reduz custos administrativos e operacionais, sendo a forma de abordagem da produtividade mais utilizada na avaliação de plantios florestais e, ainda pouco aplicada, em florestas tropicais.

Ambas as formas de abordagem, direta e indireta, dentro de seus respectivos meios de quantificação, visam expressar o potencial produtivo, independente de distúrbios estruturais passados que possam ter afetado a produção corrente. Ou seja, a classificação da produtividade de florestas visa expressar o potencial de produção do sítio, por meio de indicadores correntes que dependem do histórico produtivo da floresta sob análise.

Essa discrepância temporal causa diferenças expressivas entre o que é realmente observado (produção corrente) e a real capacidade de produção do sítio (potencial produtivo) no futuro, principalmente em florestas tropicais. Devido a esse aspecto, diferentes formas de avaliação da produtividade florestal foram desenvolvidas.

2.1.3 Formas de avaliação indireta da produtividade de florestas

A escolha do índice de produtividade deve ser baseada no grau de correlação entre a variável indicativa da produção, com a produção final do sítio. Em florestas tropicais, essa relação deve estar baseada nas características ecológicas e de diversidade da floresta sob análise.

Essa forma de avaliação vem sendo realizada desde o início do século XX, com os primeiros estudos de produtividade de sítios florestais (SKOVSGAARD e VANCLAY, 2008). Entretanto, a tradução de variáveis em um indicativo gráfico,

tabular ou numérico para classificação da produtividade de florestas tropicais é algo incipiente na ciência florestal.

Os primeiros modelos, destinados a florestas com predominância de apenas uma espécie e de mesma idade, eram construídos a partir de variáveis que expressam a qualidade do sítio, como a altura dominante, e a idade (VANCLAY, 1992; SKOVSGAARD e VANCLAY, 2008). Muitas das tabelas de volume do povoamento se baseavam apenas na Regra de Eichhorn e o Índice de Sítio, mesmo sabendo da influência de outras variáveis na produção florestal (ASSMANN, 1970). As inter-relações entre a Regra de Eichhorn e o Índice de Sítio foram amplamente estudadas, dando origem às diferentes formas de predição do crescimento e produção (ASSMANN, 1970; CLUTTER et al., 1983; HUSCH et al., 2003; BURKHART e TOMÉ, 2012).

Com a evolução do estudo de crescimento e o estabelecimento de novas relações dendrométricas, houve a inclusão de diferentes metodologias (multivariada, análise espacial, etc) e uso de diversas variáveis para a identificação e classificação de sítio, tais como: densidade do povoamento (área basal, número de árvores), grupo ecológico ou classificação por espécie/clone (pioneiras, não pioneiras, etc), índices de densidade para o povoamento e pontuais (Índice de Reineke, Hart-Becking, Fator de Competição de Copa, Índice de Hegyi, entre outros) e variáveis dicotômicas (Ex.: Sofreu desbaste? Sofreu corte raso? Recebeu adubação? Etc) (PORTÉ e BARTELINK, 2002; SKOVSGAARD e VANCLAY, 2008; TÉO et al., 2008; BURKHART e TOMÉ, 2012; BONTEMPS e BOURIAUD, 2014).

Essas diferentes variáveis aplicadas na classificação da produtividade do sítio florestal foram apresentadas em inúmeros trabalhos para várias tipologias florestais (VANCLAY, 1992; BONTEMPS E BOURIAUD, 2014). Entretanto, poucos trabalhos utilizaram e aplicaram essas técnicas em florestas multiâneas e heterogêneas no Brasil, principalmente em florestas tropicais amazônicas (COOPS et al., 1998; AZEVEDO, 2006; ALDER et al., 2012; NASCIMENTO, 2012; ORELLANA, 2014).

2.1.4 Métodos de classificação da produtividade de florestas tropicais

A vasta quantidade de espécies e a heterogeneidade de idades que compõem as florestas tropicais são restrições ao uso de técnicas amplamente

aplicadas a plantios florestais e florestas homogêneas, pois não se ajustam como forma de avaliação da capacidade produtiva. Segundo Weiskittel et al. (2011) há quatro quesitos que devem ser atendidos para a adoção de um atributo como indicador de produtividade florestal:

- 1) Replicável e consistente durante longos períodos de tempo;
- 2) Indicativo do sítio e, portanto, pouco influenciado pela estrutura, composição e regimes de manejo aplicados ao povoamento;
- 3) Correlacionado ao potencial produtivo do sítio;
- 4) Tão bom quanto qualquer outra medida de produtividade.

Ao analisar esses critérios para uso e criação de índices produtivos, é possível afirmar que nenhum daqueles que foram criados na ciência florestal atendem por completo os quatro quesitos. Dessa forma, serão apresentados os mais utilizados para florestas tropicais bem como suas vantagens e limitações.

2.1.4.1 Aparência geral e fitofisionomia

Essa forma de classificação da produtividade de florestas é a mais subjetiva e comumente utilizada em associação com as demais existentes. Seu uso é amplamente aplicado em avaliações corriqueiras de unidades de produção, compra e avaliação de novos ativos, bem como na comparação primária de diferentes unidades produtivas em uma mesma floresta. Dentre todos os métodos indicativos de produtividade esse é o mais antigo, possuindo um histórico tão longo quanto a classificação pelo Índice de Sítio (DAUBENMIRE, 1976).

Atributos qualitativos e econômicos são frequentemente utilizados como indicadores da qualidade produtiva e se baseiam em características predefinidas pelo gestor florestal (VANCLAY, 1983). Dentre algumas características utilizadas estão: vigor e forma de tronco das árvores dominantes, densidade de copa, densidade de indivíduos de valor comercial, presença de regeneração natural expressiva visualmente, distribuição de espécies de interesse comercial, número de estratos verticais e de dossel superior, presença de lianas, presença de clareiras naturais, afloramentos rochosos e manchas de solos produtivos visíveis (floresta do norte da Austrália), presença de capinarana (no caso de Floresta Amazônica),

presença de epífitas e bromélias, presença de animais silvestres, fitossanidade das árvores nos diferentes níveis do dossel, distância até o rio navegável mais próximo, distância da estrada, distância do comércio local e regional, acessibilidade e percentual de área útil, entre outras (WAGNIÈRE, 2011; Weiskittel et al., 2011).

Tais características podem ser avaliadas em uma inspeção simples, com fins de reconhecimento das características macros que definem a aparência global da floresta sob análise bem como seu potencial comercial (LEWIS et al., 1976). Essa forma de avaliação é muito comum em levantamentos e avaliação econômica de ativos florestais, onde há o domínio de uma única espécie. Sua aplicação na avaliação de florestas tropicais ainda é feita com uma distribuição categórica das classes de qualidade (floresta “boa, média ou ruim”), ou como ferramenta de avaliação na criação de indicadores de sustentabilidade.

Dentre as limitações desse método estão (CARMEAN, 1975; NOLET et al., 1995): forte dependência do conhecimento prévio do avaliador; alto grau de subjetividade; fatores geográficos frequentemente explicam as mesmas características dessa abordagem; características de solo alteram vigor, abundância e distribuição das espécies; expressivamente influenciado por tratamentos silviculturais e distúrbios passados no povoamento, e; baixa utilidade para a composição de modelos de crescimento florestal. A aparência geral do povoamento não permite a sua utilização como uma variável contínua em modelos de crescimento e produção comumente utilizados na ciência florestal (VANCLAY, 1989). Esse tipo de classificação da produtividade não leva em conta a diferença ecológica entre fisionomias florestais distintas de uma forma numérica, apenas considera que há uma diferença produtiva entre os ambientes numa classificação categórica, dificultando a replicação e consistência do método para longos períodos de avaliação e representação por modelos uni variados.

A classificação subjetiva apresenta utilidade reduzida quando comparada às demais (CARMEAN, 1975). A associação desse meio de classificação com técnicas de análise multivariada, histórico produtivo da floresta, bem como adoção de poucas classes de produtividade, podem gerar resultados confiáveis e passíveis de validação por modelagem matemática (VANCLAY, 1989).

2.1.4.2 Área basal

O somatório das áreas transversais das árvores do povoamento, seja de plantios florestais ou florestas tropicais, apresenta forte relação com a produção florestal. A área basal é a variável mais simples para classificação indireta da produtividade florestal, por ser de fácil acesso, apresentar forte relação com indicadores de manejo florestal, bem como sendo um forte indicativo do comportamento biológico/ecológico da floresta.

A área basal do povoamento tem mostrado ser um forte indicativo da qualidade do solo e das características topográficas do sítio (WOODALL, 1997). Ocasionalmente, o uso da área basal apresenta melhores resultados quando comparado ao Índice de Sítio, sendo, por muito tempo, utilizada em paralelo como indicador da qualidade de povoamentos multiâneos de mesma espécie (GEVORKIANTZ e SCHOLZ, 1944; WIAANT et al., 1984; BATES et al., 1992; FRALISH, 1994).

Por se tratar de uma variável que reflete o estoque de produção florestal, é amplamente utilizada na composição de índices de competição do povoamento bem como na composição de modelos para a predição de incremento diamétrico, mortalidade individual e global, modelagem do número de árvores e recrutamento de florestas tropicais. É um forte indicativo de dominância e densidade, sendo um dos componentes presentes em índices ecológicos, tais como o Valor de Cobertura e Valor de Importância (CURTIS e MCINTOSH, 1951).

Entretanto, todo e qualquer evento que afeta a dinâmica da floresta reflete na área basal do povoamento. A ocorrência de eventos passados que causaram distúrbios no dossel florestal afetam a dinâmica da estrutura da floresta, refletindo diretamente na composição e evolução das espécies, assim como na área basal da população (ASSMANN, 1970). Esse aspecto sugere que a área basal pode ser um falso indicador de produtividade em florestas perturbadas estruturalmente devido a dois aspectos ligados: idade desconhecida nas florestas tropicais e heterogeneidade em espécies nesses ambientes.

A inexistência da variável idade bem como a presença de inúmeras espécies em florestas tropicais gera um descompasso na relação existente entre a produtividade e a área basal nesses ambientes. Mesmo em florestas primárias seu valor absoluto é flutuante ao longo do tempo devido a fatores climáticos, comportamento ecológico das espécies que a compõem e a indeterminação do estágio sucessional a que a área basal sob análise reflete (ASSMANN, 1970).

Entretanto, a tendência média dessa flutuação é um indicador de produtividade média do sítio, bem como um bom comparador de estoque quando conhecida a última data do distúrbio do dossel (CLUTTER et al., 1983).

A comparação de maciços florestais de distintas composições florísticas, bem como de mesma tipologia florestal em diferentes sítios, é possível em grandes e pequenas escalas, essa última em específicas condições (VANCLAY, 1994). Florestas que possuem histórico produtivo e acompanhamento constante podem ser comparadas a partir da área basal com ressalvas, identificando aquelas que foram submetidas ou não a tratamentos silviculturais, distúrbios naturais ou antrópicos, presentes ou não em diferentes classes de solo, unidade administrativas, região, entre outras possíveis formas de estratificação da floresta.

A área basal é variável importante em várias frentes de ação na avaliação biométrica de florestas, e deve ser amplamente aproveitada na composição de modelos de crescimento e produção nos diferentes níveis preditivos para florestas tropicais (CLUTTER, 1963; FIGUEIREDO FILHO, 1983; AZEVEDO, 1993; ATTA-BOATENG e MOSER, 2000; KOEHLER, 2002). Dentre aqueles já existentes, a grande maioria envolve a área basal do povoamento incluída diretamente ou indiretamente, via índices de competição ou a partir de submodelos de tratamento ou de danos florestais.

2.1.4.3 Atributos populacionais

Segundo Skovsgaard e Vanclay (2008), a capacidade produtiva do sítio é definida pela aptidão específica de uma floresta em produzir volume de madeira acima do solo por unidade área. Esse conceito é amplamente aplicado a florestas do hemisfério norte, em que há o predomínio de poucas espécies e o volume avaliado é correspondente ao fuste principal, com raras exceções a galhos e outros perfílios (ASSMANN, 1970). Associado a esse conceito, o incremento médio anual (IMA) em volume, também é uma medida de produtividade, sendo amplamente utilizada nos dias de hoje na comparação de plantios florestais no Brasil (ABRAF, 2013).

O uso dessa variável como indicativo de produtividade é recorrente em avaliações florestais (WAGNIÈRE, 2011; REZENDE e OLIVEIRA, 2013). Valores médios de IMA são fortes indicativos de espécies a serem manejadas e plantadas conforme as características do sítio (MACHADO, 1977; LAMPRECHT, 1990). Com

relação às florestas tropicais, a variável volume é utilizada como indicador de áreas prioritárias à conservação, preservação e manejo, sendo a principal variável requerida na composição de planos de manejo e adoção de políticas conservacionistas nacionais e internacionais (SCHNEIDER e FINGER, 2000; HOSOKAWA et al., 2008; LIMA, 2010; HIGUCHI, 2015).

A partir do volume por unidade de área em florestas tropicais é possível estabelecer relações diretas com a quantidade de biomassa estocada, estoque e taxa de absorção de carbono, bem como de outros atributos, tais como água; macro e micronutrientes, etc (da SILVA, 2007; MARSHALL et al., 2012; LIMA et al., 2012; HUNTER et al., 2013). O uso dessas variáveis para a classificação da produtividade de florestas tropicais é algo desejável, entretanto, o meio como essa variável é quantificada e comparada entre sítios deve ser padronizado (VANCLAY, 1983).

A adoção de medidas de volume, tais como volume comercial, volume aproveitável, volume serrado, entre outras proporções do volume definidas por critérios não biológicos, é inadequada como meio de classificação da produtividade florestal (VANCLAY, 1994). Essas medidas estão associadas ao mercado regional e as características produtivas adotadas pelo gestor da floresta que por sua vez não são comparáveis ao longo dos anos e sítios. Em florestas tropicais, comparações entre sítios geralmente são realizadas via volume de madeira ou biomassa acima do solo, a partir do somatório de todos os indivíduos arbóreos acima de 10 cm de diâmetro sem a inclusão das palmáceas (MARSHALL et al., 2012; HUNTER et al., 2013).

Por muitos anos, o volume por unidade de área foi utilizado como indicador do potencial produtivo do sítio (ASSMANN, 1970). Entretanto desde o estabelecimento de diferentes relações entre densidade, altura média do povoamento, entre outras variáveis como volume por unidade de área, esse conceito foi sendo descartado, devido à forte influência de variáveis externas no resultado da produtividade final do sítio (SKOVSGAARD e VANCLAY, 2008).

O uso de tabelas de volume e modelagem do povoamento para prognose do máximo IMA ou da produção por unidade de área já foi considerado uma alternativa ao Índice de Sítio (JONES, 1969; SCHMOLDT et al., 1985; BATTAGLIA e SANDS, 1997). Contudo, o volume, ou a biomassa total do povoamento, é o resultado final a todos os processos e fatores que alteram a produtividade do sítio. Seu valor corrente exprime o estoque potencial a ser utilizado, entretanto seu valor absoluto é resultado

do crescimento da floresta sob influência de diferentes fatores abióticos e bióticos que condicionam o sítio.

Dessa forma, o uso do volume, ou qualquer outro atributo populacional por unidade de área, deve ser feito, preferencialmente apenas a ambientes primários, ou que possuam histórico da produção e de distúrbios passados; de mesma fitofisionomia florestal, e; mensurados sob critérios quantitativos padronizados e baseados na produção total do povoamento.

2.1.4.4 Relação hipsométrica e alturas médias

Atualmente a relação hipsométrica de diferentes sítios ou tipologias florestais é a ferramenta mais utilizada para comparação, associação e estimativa da produtividade e produção de florestas tropicais em todo o mundo (FELDPAUSCH et al., 2011; HUNTER et al., 2013). O uso de valores médios de altura, tais como a altura dominante (HIGUCHI, 2015), altura média (FELDPAUSCH et al., 2011), altura de Lorey (RIBEIRO et al. 2009), entre outras, propiciam a comparação do estoque em biomassa e carbono, predição do volume por unidade de área em modelos de povoamento, assim como a realização de inventários florestais conduzidos a partir de técnicas de amostragem proporcional à altura.

O uso de modelos hipsométricos visando predição da altura em diferentes níveis permite um melhor detalhamento das características produtivas por classe diamétrica, grupo ecológico, espécie, parcela, etc (FANG e BAILEY, 1998; COLE e EWEL, 2006; VIBRANS et al., 2015). Segundo Machado et al. (2008), a forma da curva altura sobre diâmetro bem como sua inclinação, valor assintótico e ponto de inflexão, são bons indicadores produtivos comumente utilizados na comparação de florestas em diferentes escalas de avaliação (locais, regionais e continentais).

A utilização da altura média e/ou altura dominante de florestas tropicais é frequentemente realizada por meio de estimativas visuais, feitas sem equipamentos dendrométricos, ou pela determinação da altura a partir da medição de árvores mortas que ainda permitem a determinação do comprimento de copa e de fuste dos indivíduos obtidos em solo (HIRAMATSU, 2008; HIGUCHI, 2015). A obtenção da altura a partir dessas abordagens se dá devido à dificuldade de determinação e visualização da altura total dos indivíduos em pé, sendo sua medição em floresta

tropical um trabalho custoso e impreciso, principalmente na medição de angiospermas.

Em ambientes secundários, onde a regeneração natural é um obstáculo físico para utilização de hipsômetros, a medição da altura total é praticamente impossível de ser realizada com precisão aceitável e sem tendenciosidade. Comumente é utilizada a altura de copa, definida entre a distância da base da árvore até a base da copa, sendo essa, por muitas vezes coincidente com a altura comercialmente aproveitável por planos de manejo empresariais (HIRAMATSU, 2008).

Entretanto, o comprimento de fuste livre de galhos está intimamente ligado às características ecológicas das espécies bem como à densidade de povoamento. Já a altura comercial não apresenta um caráter biológico, pois é definida por critérios comerciais que se alteram conforme os interesses do mercado. Sem o conhecimento prévio dessas definições, a classificação da produtividade bem como a composição de modelos que não levem em conta as características ecológicas e econômicas das espécies, pode gerar resultados pouco confiáveis e facilmente rejeitados em processos de validação ligados ao planejamento da produção florestal (FAYOLLE et al., 2013; HUNTER et al., 2013; KEARSLEY et al., 2013).

Apesar de apresentar pontos desfavoráveis, o uso da altura ou de relações hipsométricas na comparação e predição da produtividade é uma estratégia recorrente em trabalhos que envolvem banco de dados internacionais (FELDPAUSCH et al., 2011). A associação dessa variável com características dendrométricas do povoamento, assim como histórico produtivo, dão forte embasamento na classificação da produtividade florestal, sendo a variável de grande valia na composição de modelos e no acompanhamento do estoque da produção em biomassa e volume por unidade de área em florestas tropicais.

2.1.4.5 Forma de Sítio (“*Site Form*”)

Devido à dificuldade de determinação da idade da floresta, bem como a diversidade de espécies que compõem o dossel florestal, o uso do Índice de Sítio não é possível em florestas tropicais. Sua adaptação para uso em florestas multiâneas foi proposto por Meyer (1940), sendo posteriormente batizado de “*Site Form*” e aplicado na classificação de florestas tropicais por Vanclay (1983). A Forma

de Sítio é definida pela altura média da floresta em relação a um diâmetro de referência. Esse último associado ao tamanho mínimo comercial adotado pelo mercado ou a um diâmetro cujo tamanho facilite o acesso da variável altura.

O uso de modelos de crescimento biológico associado à predição da altura via diâmetro, foram as primeiras aplicações do método (MCLINLOCK e BICKFORD, 1957; GRIMES e PEGG'S, 1979; REINHART, 1982; REINHART, 1983), apresentando resultados confiáveis e consistentes por longos períodos de tempo. A simplicidade do índice, bem como sua praticidade quando associado a outros modelos, fazem da Forma de Sítio um atributo relevante para a composição de modelos de crescimento e produção de florestas tropicais (VANCLAY, 1983; VANCLAY e HENRY, 1988; VANCLAY, 1989; GOELZ e BURK, 1992; HUANG e TITUS, 1993; HERRERA-FERNANDES et al., 2004; ORELLANA, 2014).

Por depender da relação entre o diâmetro e a altura, essa técnica de avaliação da produtividade de florestas tropicais sofre as mesmas dificuldades encontradas na composição e ajuste de modelos hipsométricos para florestas multiâneas e heterogêneas em espécie. A escolha do modelo, a amplitude dos dados, bem como o diâmetro de referência a ser escolhido, são os principais fatores que influenciam a eficiência do método (VANCLAY, 1983; GOELZ e BURK, 1992; WANG, 1998).

A determinação do índice por meio de estimativas hipsométricas baseia-se nas mesmas técnicas aplicadas para a conversão da curva de crescimento em altura, em curvas-guia indicadoras de diferentes classes de Sítio. O ajuste de modelos de diferentes naturezas matemáticas é comumente utilizado visando à delimitação de diferentes estratos de altura presentes no dossel florestal. A construção de curvas h-d para cálculo da Forma de Sítio é independente do grupo de espécies existente na floresta. Entretanto, as curvas podem ser separadas por espécie, grupos ecológicos, grupos econômicos, etc, propiciando indicadores de produtividade que expressem o efeito dos diferentes grupos que compõem as florestas tropicais (VANCLAY, 1983; RAYNER e TURNER, 1990; ORELLANA, 2014).

A adoção de modelos que não descrevem a relação biológica entre diâmetro e altura de forma coerente, principalmente no intervalo em que foi estipulado o diâmetro de referência, podem gerar desencontros entre o potencial produtivo real e o estimado pelas curvas do índice. A escolha do diâmetro de referência deve ser

orientada pelo intervalo de dados utilizados e os critérios comerciais adotados pelo gestor florestal. Vanclay (1983) e Vanclay e Henry, (1988) utilizaram o diâmetro de 25 cm como diâmetro de referência encontrando resultados expressivos, seja para a classificação da produtividade florestal ou composição de modelos de povoamento e de incremento diamétrico.

Entretanto, Reinhardt (1982) e Wang (1998), aplicando o mesmo método para florestas multiâneas, adotando diferentes diâmetros de referência, respectivamente 50 e 20 cm, encontraram resultados não significativos do método, apresentando discrepância entre os valores de Forma de Sítio e Índice de Sítio, bem como baixa correlação com o volume e com os atributos do solo (Capacidade nutritiva, textura e disponibilidade de água).

O uso dessa técnica na classificação da produtividade de florestas que já sofreram algum distúrbio estrutural, principalmente aqueles causados por exploração seletiva, podem gerar resultados tendenciosos, já que a relação entre o diâmetro comercial e a altura média da floresta é afetada pela densidade de árvores que compõem a relação (VANCLAY, 1994; WANG, 1988). Entretanto, em poucos anos após o distúrbio, a técnica para a estimativa da Forma do Sítio produzirá resultados confiáveis e passíveis de uso sem restrições (VANCLAY, 1983).

Esse método de avaliação da produtividade de florestas tropicais foi apenas informalmente confirmado por trabalhos relacionados à modelagem do crescimento e produção de florestas tropicais (VANCLAY, 1989; HUANG e TITUS, 1993; VANCLAY, 2014, ORELLANA, 2014), assim como na descrição da relação hipsométrica de florestas tropicais (FANG e BAILEY, 1998; FELDPAUSCH et al., 2011; HUNTER et al., 2013), contudo, não pode ser descartado como uma opção de classificação da produtividade de florestas tropicais.

2.1.4.6 Índice de Crescimento ("*Growth Index*")

Em 1989, visando classificação da produtividade de uma floresta tropical no norte da Austrália, Vanclay (1989) propôs a classificação da produtividade de diferentes sítios florestais utilizando o incremento diamétrico. A técnica utiliza espécies de larga distribuição no dossel florestal, bem como o uso de um modelo hierárquico para a predição do crescimento diamétrico do povoamento incorporando o menor nível administrativo do banco de dados. No caso do trabalho pioneiro de

Vanclay (1989), o menor nível utilizado foi a parcela; entretanto, o método permite seu uso em diferentes níveis: talhão; fazenda; município; etc.

A escolha do incremento diamétrico como variável base para a criação do índice baseia-se no fácil acesso à variável diâmetro, e no menor erro cometido ao medi-lo. Segundo Vanclay (1989), a variável ideal, para representar a produtividade do sítio, é o incremento volumétrico médio a nível de parcela. Entretanto, devido à grande variação do estoque e da composição florística ao longo de toda a floresta, o uso do incremento volumétrico exigiria uma homogeneização das características do povoamento a serem avaliados e, portanto, possíveis correções subjetivas que não permitiriam o acesso a produtividade real do sítio (VANCLAY, 1989).

Este método exige um banco de dados prévio, proveniente de acompanhamento contínuo da floresta, cobrindo um período de tempo longo o suficiente para a determinação do ritmo de crescimento diamétrico médio das espécies que apresentam a maior distribuição e densidade na população florestal (TROSOBARES e PUKKALA, 2004). A modelagem do ritmo de crescimento em diâmetro apenas das espécies de ampla distribuição visa a diminuição do número de dados a serem usados assim como a anulação do efeito das características ecológicas das espécies sobre o ritmo de crescimento dependente das características do sítio.

No trabalho de Vanclay (1989) não está explícito essa informação, contudo, para simplificação e a adoção de um critério simples de escolha dessas espécies, o indicado é que as mesmas sejam escolhidas via maior Valor de Importância (CURTIS e MCINTOSH, 1951), dentre todas as demais da população. Vanclay (1989) utilizou 18 espécies, garantindo que ocorram, no mínimo, 9 espécies em cada parcela.

Visando a determinação do crescimento diamétrico em diferentes níveis, Vanclay (1989) propôs um modelo de incremento diamétrico que incorpore as variáveis: tamanho (DAP = diâmetro à altura do peito), densidade (G = Área Basal), competição (Área basal das árvores mais grossas, “BAL”), bem como o efeito da parcela sobre o DAP. A incorporação dessas variáveis visa o isolamento do efeito do tamanho, densidade e competição na predição da produtividade da parcela. O modelo proposto por Vanclay (1989) foi:

$$\ln(DI + \alpha) = b_{0ij} + b_{1ij}DAP + b_{2ij}\ln(DAP) + b_{3ij}\ln(G) + b_{4ij}BAL + b_{5ijk}\ln(DAP) \quad (2.1)$$

Em que: ijk são os índices que representam o indivíduo i da espécie j presente na parcela k ; DI é o incremento diamétrico anual ou periódico anual (cm); α é o valor adicionado visando a não ocorrência de valores negativos de incremento (0,02); $\ln$ é o logaritmo neperiano da variável em análise; DAP é o diâmetro a altura do peito medido a 1,3 m do solo ou logo acima da falha ou sapopema quando existente (cm); G é a área basal da parcela (m^2/ha); BAL é a área basal de todos os indivíduos acima da árvore i (m^2/ha).

Após ajuste do modelo, o coeficiente b_5 apresentou uma amplitude de variação que identifica o efeito da parcela/sítio na composição na predição de DI . Sabendo que o modelo não capta toda amplitude de variação de sítios da floresta tropical sob análise, Vanclay (1989) propôs 7 classes arbitrárias de sítio, por meio da modificação da escala de ação do coeficiente b_5 . A nova escala, escolhida arbitrariamente, varia entre 3 e 10, permitindo uma extrapolação do modelo classificatório para diferentes condições de sítios. O rearranjo desse coeficiente foi nomeado GI (*Growth index*) e se apresenta conforme formulação abaixo:

$$GI_k = 3 + 6,99 \left(\frac{b_{5k} - b_{5min}}{b_{5max} - b_{5k}} \right) \quad (2.2)$$

Onde: GI_k é o Índice de Crescimento da parcela k ; b_{5k} é o coeficiente do modelo de incremento diamétrico da parcela k ; b_{5min} e b_{5max} são os valores mínimo e máximo para o coeficiente b_5 dentre todas as parcelas utilizadas no ajuste do modelo. O ajuste da função (2.1) propicia uma distribuição normal do coeficiente b_5 , dessa forma gerando uma classificação com distribuição próxima a normal através função (2.2).

Segundo Vanclay (1989), a associação de (2.1) e (2.2) em uma mesma função, foi possível a derivação do modelo de classificação GI , conforme apresentado abaixo:

$$GI = \frac{\{\sum_{ij} \ln(DI_{ij} + \alpha) - \sum_{ij} [b_{0ij} + b_{1ij}DAP + b_{2ij}\ln(DAP) + b_{3ij}\ln(G) + b_{4ij}BAL]\}}{[0,08808 \sum_{ij} \ln(DAP_{ij})]} \quad (2.3)$$

Em que: GI é o Índice de Crescimento da parcela e os demais já foram descritos para as funções (2.1) e obtidos rearranjo da função (2.2). Este meio de classificação da produtividade do sítio propicia uma variável que descreve numericamente o sítio, ranqueamento das áreas que apresentam parcelas permanentes bem como histórico de crescimento e dinâmica florestal.

Todavia, não permitem a predição da produtividade do sítio quando aplicado em florestas sem histórico dendrométrico ou em parcelas temporárias (VANCLAY, 1994). Nesse caso se faz necessário a associação do Índice de Crescimento com características bióticas ou abióticas observáveis na floresta tropical sob análise.

Vanclay (1989) sugere a comparação GI com a ocorrência de espécies que caracterizam um sítio bom ou ruim, conforme definição do gestor florestal. Ou o uso da regressão linear passo a passo com variáveis binárias (0,1), associando essa dicotomia com a presença ou a ausência de determinada espécie a um determinado nível de produtividade GI . Outra sugestão é a aplicação do mesmo meio de associação exemplificada anteriormente, contudo correlacionando GI à classe de solo, fitossociologia, geografia assim como com as características de refletância ou absorbância a diferentes bandas espectrais no sensoriamento remoto (VANCLAY, 1989).

Esse meio de classificação da produtividade de florestas tropicais é laborioso e apresenta poucas exemplificações e estudos na Ciência Florestal (TROSOBARES e PUKKALA, 2004). Todavia, se apresenta como um método promissor devido ao avanço dos recursos computacionais e métodos matemáticos de modelagem hoje utilizados.

2.1.4.7 Índice de variação das espécies pioneiras ($IV_{\%}$)

Conforme Nascimento (2012), as características produtivas de florestas tropicais estão inversamente relacionadas à variabilidade estrutural do dossel, das espécies bem como dos grupos ecológicos que a compõem. Ambientes perturbados apresentam uma variabilidade diamétrica das espécies pioneiras que aumenta conforme a recomposição do dossel após um distúrbio. A velocidade dessa recomposição, nível atingido e estado atual da dinâmica dos grupos ecológicos que propiciam essas mudanças populacionais, são características inversamente

relacionadas à capacidade produtiva do sítio (NASCIMENTO, 2012; TOIGO et al., 2015).

A variabilidade estrutural pode ser medida e comparada em termos ecológicos (Valor de Importância, Valor de Cobertura, Índice de Shannon, etc) e produtivos (Coeficiente de Variação; Média, Variância, etc) (PIMENTEL-GOMES e GARCIA, 2002; HOSOKAWA et al., 2008; MAGURRAN, 2011). Todavia, os índices ecológicos comumente utilizados para medir a diversidade de espécies e suas inter-relações dentro da floresta, pouco se relacionam com a produtividade florestal. Esses não deveriam ser utilizados para classificação produtiva do sítio por dois motivos (MAGURRAN, 2011): as espécies dentro do povoamento são consideradas iguais econômica e ecologicamente, e; os indivíduos são considerados iguais, independente de seus tamanhos.

Ao contrário dos índices ecológicos, as medidas de dispersão estrutural propiciam análise descritiva da variação da produção entre unidades administrativas ou sítios, bem como permite a classificação dos mesmos em grupos de espécies comerciais (Florestas ou Espécies Comerciais, Possivelmente Comerciais e Não comerciais) e classes de tamanho (Diâmetro mínimo de exploração, Sortimento para serraria ou laminação, etc), sendo o primeiro passo para a classificação da produtividade.

As medidas de dispersão comumente utilizadas não apresentam uma característica primordial presente nos índices ecológicos. Nesses a abundância é apresentada em medidas comparáveis entre espécies e florestas (MAGURRAN, 2011). Ou seja, o índice de dispersão deve apresentar uma medida que permita a comparação em diferentes níveis (espécies, grupos ecológicos, sítios, etc), apresentando unidade de medidas comparáveis em diferentes situações.

Dentre as medidas utilizadas para a comparação de experimentos florestais e agrícolas está o Coeficiente de Variação (CV%). Este é escolhido para classificação e análise comparativa de populações e experimentos em escala relativa, sendo a variável básica para determinar grupos e estabelecer igualdades e disparidades entre tratamentos, caselas, famílias, talhões, florestas, etc (PIMENTEL-GOMES e GARCIA, 2002). Contudo, seu uso na comparação de populações com tamanhos desiguais, tais como florestas tropicais, não é satisfatório (PIMENTEL-GOMES, 1991). Em seu cálculo, o resultado final sofre influência do número de

observações, aspecto evidente nesses ambientes que apresentam abundância total e por espécies desiguais e dependentes das características dos sítios.

Dessa forma, a classificação via índice de variação (IV%), visa corrigir o efeito do número de indivíduos no cálculo do CV% e, portanto, assim estabelecer a correlação entre a variação diamétrica das espécies pioneiras e a capacidade produtiva do sítio, em termos de qualquer atributo populacional por unidade de área (NASCIMENTO, 2012). O índice de Variação diamétrica das espécies pioneiras é calculado da seguinte forma:

$$IV = \frac{CV}{\sqrt{n}} \quad (2.4)$$

Onde: n é o número de espécies pioneiras por unidade de área (N/ha); CV é o Coeficiente de Variação dos diâmetros, a 1,30 m do solo, das pioneiras (%), e; IV = Índice de Variação Diamétrica das espécies pioneiras (%).

A predição da produtividade é feita pela correlação entre IV e a produção por unidade de área. Essa correlação é aprimorada quando é incluída a variável tempo após exploração no modelo descritivo, podendo ser utilizada da mesma forma que as curvas de sítio ajustadas para plantios florestais. Nesse caso, o acompanhamento da dinâmica de parcelas permanentes na floresta a ser avaliada se faz necessário para a modelagem e predição da variabilidade.

Para compor esses modelos, uma amostra representativa de toda amplitude de variação em diâmetro das espécies pioneiras deve ser utilizada, abordando diferentes condições de dossel e densidade de povoamento. Nascimento (2012) propôs que a modelagem do IV seja feita via modelos de crescimento biológico na sua forma diferencial ou o uso de funções densidade de probabilidade. A configuração do modelo de classificação da produtividade adotada por Nascimento (2012) se deu da seguinte forma:

$$IV_{\%} = b_0 + f(t) \quad (2.5)$$

$$f(t) = \frac{e^{-\frac{[Ln(t)-a]^2}{2b^2}}}{tb\sqrt{2\pi}} \quad (2.6)$$

Substituindo (2.6) em (2.5):

$$IV_{\%} = b_0 + \frac{e^{\frac{[Ln(t)-a]^2}{2b^2}}}{tb\sqrt{2\pi}} \quad (2.7)$$

Onde $IV_{\%}$ é o Índice de Variação Diamétrica das espécies pioneiras (%); b_0 é o Índice de Variação Diamétrica das espécies pioneiras em equilíbrio dinâmico, a ser estimado (%); t é o tempo decorrido após um distúrbio no dossel medido em anos, e; $f(t)$ é a função densidade de probabilidade ou função de crescimento biológico na sua forma diferencial, em função do tempo (%), no caso da equação (2.6) o modelo utilizado foi a função probabilística Log Normal; a e b = coeficientes do modelo.

O ajuste do modelo (2.7) é a equação de curva guia para a classificação da variabilidade diamétrica ao longo do tempo em classes de variabilidade. Essa classificação é realizada dividindo a amplitude de variação em setores equidistantes, delimitando limites entre as classes de variabilidade estabelecidas. Essa técnica é idêntica à utilizada na construção de curvas de índice de sítio, apresentada em vários trabalhos da área florestal (CLUTTER et al., 1983; HUSCH et al., 2003; PRETZCH, 2009; BURKHART e TOMÉ, 2012).

A modelagem do IV ao longo do tempo permite a análise da dinâmica da produtividade bem como a composição de modelos de crescimento e produção (NASCIMENTO et al., 2014). Essa característica propicia a criação de modelos de povoamento em classe diamétrica que apresentam um ótimo desempenho preditivo, independente do atributo populacional sob análise.

Dentre os aspectos negativos desse método de classificação do sítio, estão: dependência da descrição ecológica das espécies; baixa qualidade da identificação das árvores presentes na floresta, e; dependência de informações prévia de dinâmica e comportamento da floresta sob análise. A classificação em grupos ecológicos é um trabalho oneroso, que demanda conhecimento ecológico das espécies. Em florestas tropicais, onde o número de espécies arbóreas atinge valores acima de 400 árvores por hectare, a categorização em grupos ecológicos pode ser um fator que afeta sensivelmente a qualidade preditiva do índice.

2.1.5 Considerações quanto à classificação produtiva de florestas tropicais

Dentre as medidas de produtividade do sítio apresentadas, a que melhor identifica o potencial produtivo local é o incremento volumétrico e o volume por unidade de área (VANCLAY, 1983; CLUTTER et al., 1983; VANCLAY, 1989b). Entretanto essa variável é de difícil acesso, dependente do histórico produtivo e de modelos para predição do máximo incremento médio anual (WEISKITTEL et al., 2011).

A associação dessa variável aos demais métodos de classificação apresentados pode trazer benefícios significativos na composição de modelos de crescimento e produção para florestas tropicais. Depois de estabelecida essa associação, a determinação da capacidade produtiva por meio de variáveis do sítio, pode ser facilmente transformada em índices de incremento volumétrico e produtividade florestal. Dentre essas variáveis: atributos populacionais, aparência da floresta, grupos ecológicos e espécies indicadoras, altura média do povoamento e relações dendrométricas diversas, entre outros.

É preciso ressaltar que nenhum dos métodos indiretos de predição da produtividade do sítio está completamente desassociado da densidade do povoamento ou grupos de espécies para florestas tropicais (VANCLAY, 1994). Contudo, o conhecimento prévio do histórico produtivo, ponderação e padronização dos dados observados, assim como análise do comportamento e tendência produtiva, são procedimentos importantes para a verificação e validação dos métodos de classificação da produtividade.

A classificação da produtividade a partir de índices indiretos e dependentes do histórico produtivo da floresta em análise pode apresentar problemas práticos que inviabilizam seu uso. Nesse caso, a associação desses índices com características físicas do sítio são alternativas para contornar esse problema. Dentre as características possíveis de serem utilizadas estão: a ocorrência de determinadas espécies (VANCLAY, 1989; NASCIMENTO, 2012); índices de sensoriamento remoto (VANCLAY, 1989; ALTUN et al., 2015); grupos ecológicos (VANCLAY et al., 1997; GOURLET-FLEURY et al., 2005); classe de solo e rocha de formação (VANCLAY, 1989b); variáveis climáticas, topografia, disponibilidade de água no solo (WEISKITTEL et al., 2011; BONTEMPS e BOURIAUD, 2014), etc.

O aumento de áreas sob avaliação periódica e a maior disponibilidade de dados multivariados dos sítios florestais, são os fatores determinantes para o desenvolvimento e aplicação dos diversos métodos classificatórios de produtividade (WEISKITTEL et al., 2011). Esses aspectos propiciaram o aprimoramento de diversas técnicas de manejo, modelagem do crescimento, produção e controle de florestas tropicais.

A existência de diversas formas de classificação da produtividade de florestas traduz a especificidade que cada sítio apresenta. Portanto, é possível afirmar a inexistência de uma medida de produtividade que se aplique a maioria de situações florestais existentes, bem como que atenda a todos os propósitos finais de classificação.

2.2 MODELOS DE CRESCIMENTO E PRODUÇÃO NO BRASIL

RESUMO

O primeiro modelo de predição da produção no Brasil foi apresentado em 1959, sendo desenvolvido para as florestas primárias de Araucária no Estado de Santa Catarina. Desde então, inúmeros tipos, com diferentes propósitos e complexidades matemáticas vêm sendo desenvolvidos, tornando a técnica de modelagem amplamente difundida como a principal ferramenta de predição do crescimento florestal. Sendo assim, o objetivo desse trabalho foi apresentar as diferentes técnicas de predição do crescimento utilizadas no Brasil, identificando trabalhos pertinentes e atuais; rastreando a evolução dos métodos e os aspectos que fazem do estudo da simulação do crescimento uma necessidade básica àqueles que utilizam florestas como recurso produtivo.

Palavras-chave: Prognose da produção; modelos preditivos; manejo florestal.

MODELING OF FOREST GROWTH AND YIELD IN BRAZIL

ABSTRACT

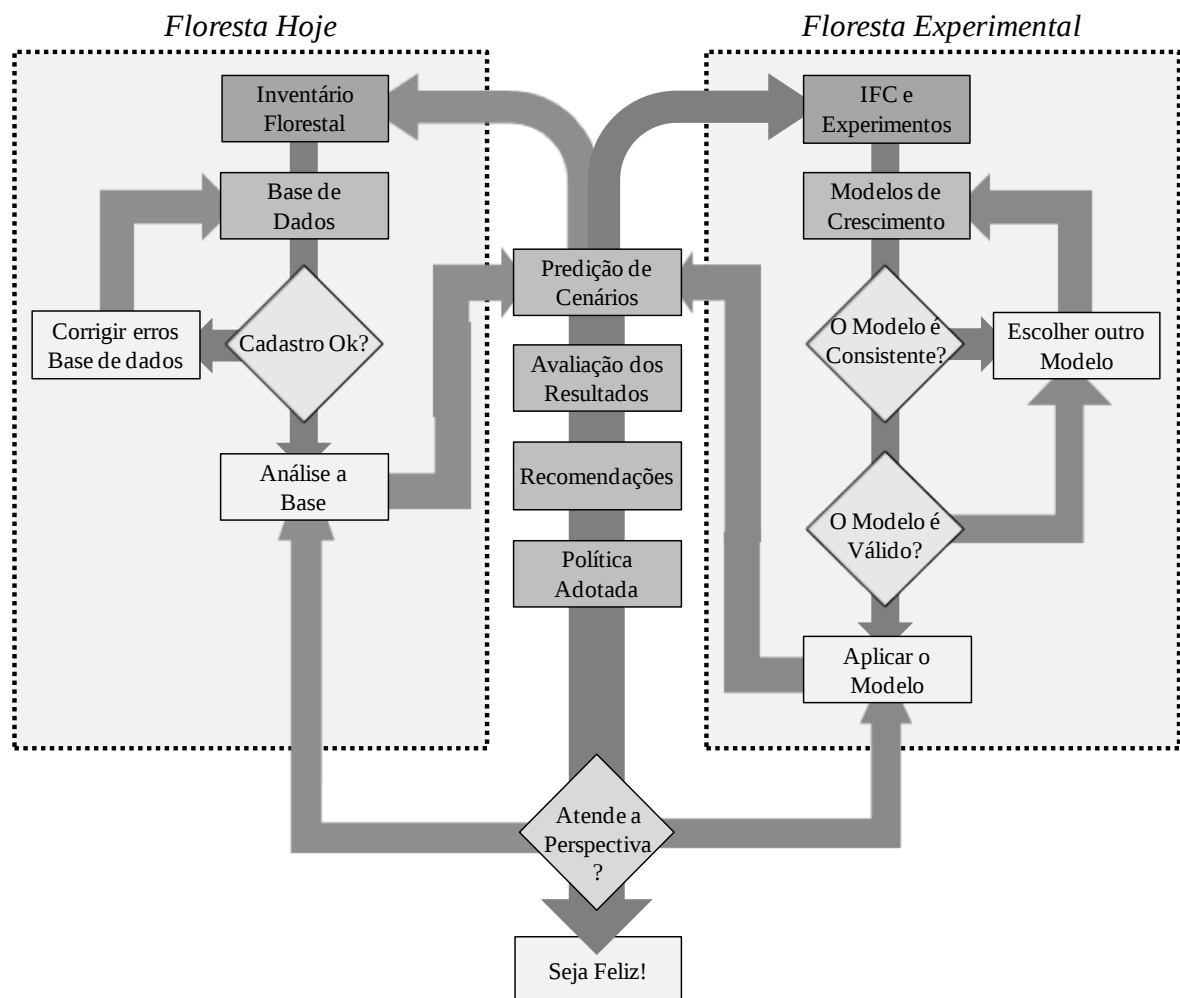
The first model to predict yield was developed in Brazil in 1959 for the primary Araucaria Forest in the Santa Catarina State. Since then, Brazilian researchers have been developed several models for different purposes and mathematical complexities, making the modeling technique widely known as the main tool for predicting forest growth. Therefore, the aim of this paper was to describe the different techniques of prediction growth used in Brazil, by presenting relevant and current works; tracking the evolution of methods, as well as identifying the aspects that make the study of growth simulation a basic necessity for those that use forests as a productive resource.

Key-words: Yield prognosis; predictive models; forest management.

2.2.1 Introdução

Os gestores florestais usam modelos para a descrição do comportamento da floresta submetida a diferentes tratamentos silviculturais (HIGUCHI, 1987; SILVA, 1989; AZEVEDO et al., 2007; NASCIMENTO, 2012); medem os efeitos dos distúrbios abióticos e bióticos por meio de simulações (ALDER e SILVA 2000; PHILLIPS et al., 2004; ORELLANA, 2014); atualizam informações de inventário e de cadastro florestal a partir de relações dendrométricas (HEINSDIJK, 1959; SIQUEIRA, 1977; CAMPOS e TURNBULL, 1981; OLIVEIRA et al., 1989), e; modelam outros fatores ligados à ação do homem e seu efeito sobre a natureza, em particular sobre o crescimento das árvores (SOUZA et al., 2013) (FIGURA 2.1).

FIGURA 2.1 – INTERAÇÃO ENTRE DIFERENTES PROCESSOS PARA A TOMADA DE DECISÃO A PARTIR DE MODELOS DE CRESCIMENTO E PRODUÇÃO.



FONTE: Adaptado de WEISKITTEL et. al. (2011).

Os modelos matemáticos são os preferidos para a descrição de um evento ou a dinâmica de eventos, sempre visando explicar a interação de diferentes variáveis que promovem o desenvolvimento de uma variável resposta. No caso do crescimento florestal, os Florestais utilizam diferentes técnicas de modelagem para estabelecer relações entre variáveis que expressam a capacidade produtiva de um determinado sítio.

2.2.2 Modelos de crescimento e produção florestal

Modelos de crescimento e produção florestal tentam descrever, com a máxima perfeição, o ciclo de vida ou o período produtivo da floresta por meio de formulações gráficas, tabulares ou matemáticas. Bossel e Krieger (1991) afirmaram que todos os modelos florestais existentes podem ser separados em dois grandes grupos: modelos descritivos e modelos exploratórios de dinâmica florestal. Essa dicotomia está englobada nas inúmeras formas de classificação de modelos propostas e apresentadas em diferentes literaturas (CLUTTER et al., 1983; PORTÉ e BARTELINK, 2002; HUSCH et al., 2003; TAYLOR et al., 2006; PRETZCH, 2009; WEISKITTEL et al., 2011; BURKHART e TOMÉ, 2012), que abrangem quesitos como forma de abordagem, nível de resolução e características espaciais.

Essas categorias de modelos podem expressar o crescimento de apenas uma árvore (PHILLIPS et al., 2004; ORELLANA, 2014), de um grupo ou de todo o povoamento florestal (ALDER e SILVA, 2000; NASCIMENTO, 2012); baseando-se em processos fisiológicos (MIEHLE et al., 2009; BORGES et al., 2012); ou em simples relações estatísticas (FIGUEIREDO FILHO, 1983; CLUTTER et al., 1983); via associação de modelos de processo e estatísticos (COOPS et al., 1998; TAYLOR et al., 2006; ZAMIN et al., 2013) ou por meio de modelos de clareira chamados de “*gap models*”. Esse último considerado por alguns autores como uma particularidade da modelagem do crescimento em nível de árvore (PORTÉ e BARTELINK, 2002).

Os modelos em sua maioria possuem um viés descritivo, sendo comumente utilizados na tomada de decisão por administradores florestais, por possuírem um caráter mais prático na predição do crescimento de florestas e plantios florestais. Todas as formas de modelos abordados nessa revisão de literatura foram aplicadas

e desenvolvidas especificamente para as florestas brasileiras e estão separados conforme o nível de abrangência, forma de abordagem e resolução espacial.

2.2.2.1 Modelos para o povoamento (MP)

Essa categoria de modelagem é a mais antiga dentre todas atualmente utilizadas na Ciência Florestal. Os modelos de crescimento e produção em nível de povoamento, ou para toda a floresta, são chamados também de Modelos Globais ou Modelos Populacionais e são desenvolvidos de forma gráfica e tabular há aproximadamente 400 anos atrás (PORTÉ e BARTELINK, 2002). Os chineses são responsáveis pelos primeiros registros de crescimento e produção de povoamento, contudo as tabelas de volume que hoje se conhece foram desenvolvidas pelos europeus em meados do século XVIII (SKOVSGAARD e VANCLAY, 2008).

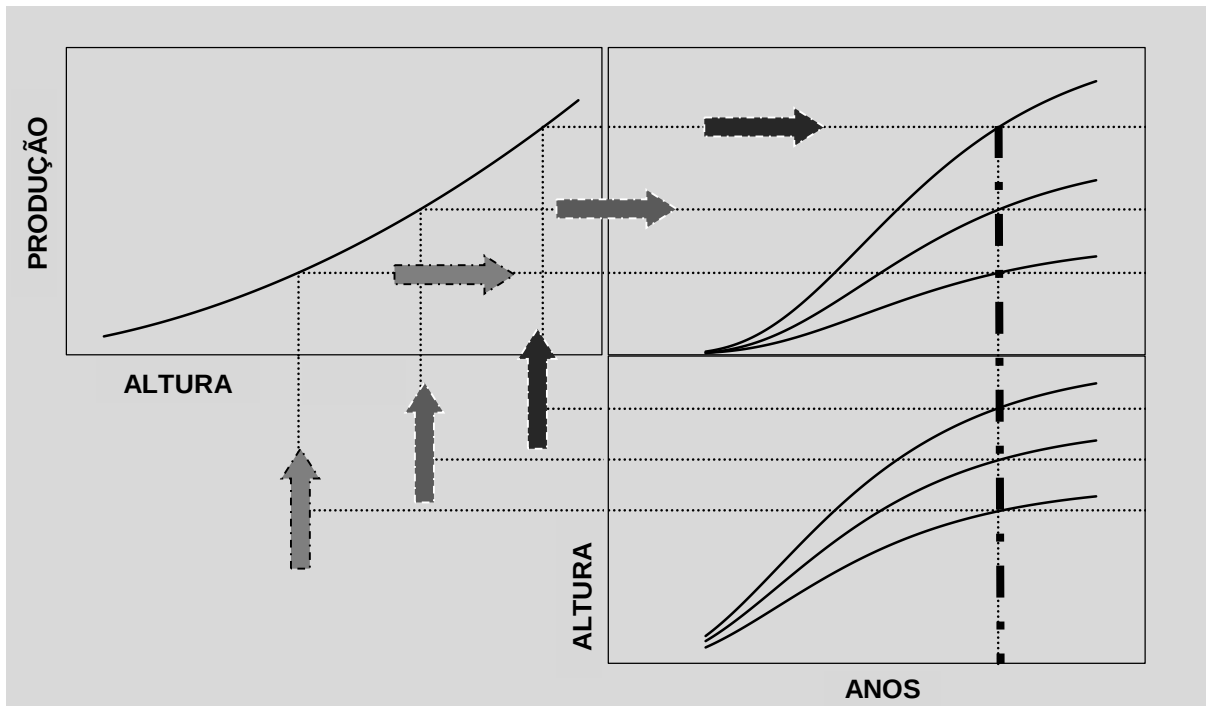
No Brasil a primeira tabela de volume do povoamento foi desenvolvida em 1959 por Dammis Heinsdijk, para as florestas naturais primárias de Pinheiro do Paraná no Estado de Santa Catarina. Na década seguinte, entre 1960 e 1965, foram apresentadas, pelo mesmo pesquisador, tabelas de volume para as florestas de Amapari, Matapi e Cupixi, no Estado do Amapá e para as florestas no norte do Estado do Espírito Santo e plantios de coníferas ainda incipientes na Região Sul do Brasil.

A primeira aparição desse tipo de modelagem foi feita para florestas tropicais e subtropicais no Brasil, já que os plantios florestais no país, bem como estudos em plantios florestais, eram incipientes nessa época (HEINSDIJK, 1959; HEINSDIJK e BASTOS, 1963). A partir do início de pesquisas específicas na Ciência Florestal no Brasil, muitos trabalhos relevantes foram desenvolvidos, firmando a importância dessa técnica de predição do crescimento para as nossas espécies de ocorrência natural e para plantios comerciais (RAMOS et al., 1972; SIQUEIRA, 1977; FIGUEIREDO FILHO, 1983).

Os primeiros modelos de povoamento, destinados a florestas com predominância de apenas uma espécie, eram feitos a partir de variáveis que expressam a qualidade do sítio e a idade (VANCLAY, 1992; SKOVSGAARD e VANCLAY, 2008). Muitas das tabelas de volume do povoamento se baseavam apenas na Regra de Eichhorn e o Índice de Sítio, mesmo sabendo da influência de outras variáveis na produção florestal (ASSMANN, 1970) (FIGURA 2.2). A teoria de

Eichhorn afirma que para uma determinada altura do povoamento existe uma produção associada, independente do sítio (SKOVSGAARD e VANCLAY, 2008). Já o índice de sítio indica que para um determinado sítio, em uma idade de referência, haverá uma produção e um ritmo de crescimento pertinente.

FIGURA 2.2 – INTERRELAÇÕES ENTRE A REGRA DE EICHHORN E O ÍNDICE DE SÍTIO.



FONTE: o autor (2016).

FONTE: Adaptado de VANCLAY (1992) e SKOVSGAARD e VANCLAY (2008).

Atualmente existe um rol expressivo de modelos desenvolvidos para povoamento, entretanto existindo poucos para as florestas sem idade específica e com mais de uma espécie no Brasil (FIGUEIREDO FILHO, 1983; SOUZA et al., 2012). Os modelos desenvolvidos podem ser divididos em duas grandes categorias: modelos empíricos e biológicos.

A primeira utiliza simples relações dendrométricas entre os atributos do povoamento para prever o crescimento. Dentre os famosos modelos empíricos desenvolvidos, muitos estão nos trabalhos de Mackinnney et al. (1937), Buckman (1962), Clutter (1963). Esse tipo de modelagem foi aplicado no Brasil por diversos pesquisadores, utilizando diferentes técnicas de estabelecimento de relações, adaptando os modelos ou desenvolvendo novos a partir de técnicas de seleção de variáveis (FIGUEIREDO FILHO, 1983; CASTRO et al., 2013).

A segunda categoria utiliza os modelos introduzidos na Ciência Florestal por Turnbull (1963), os quais têm um forte embasamento biológico, pois consideram o comportamento de crescimento dos seres vivos, apresentando uma curva de produção sigmoideal, com um ponto de inflexão e um valor assintótico que exprime o potencial máximo de crescimento do sítio. Desde então já foram usados para a descrição do crescimento de florestas tropicais e sub-tropicais por Moser e Hall (1969), Hyink e Moser (1979), Atta-Boateng e Moser (2000), Nascimento (2012), dentre outros.

As prognoses para povoamento que utilizam modelos biológicos em sua composição geralmente são usados para descrever florestas em pleno desenvolvimento, seja ele promovido por um distúrbio intenso recente, como uma recém-exploração, ou por serem plantios em desenvolvimento (HYINK e MOSER, 1979; NASCIMENTO, 2012). Por possuírem características específicas no formato de sua curva de produção, geralmente não são preferíveis para uso em florestas clímax ou superestocadas.

Essa categoria de modelagem consegue atingir ótimos resultados e boa precisão na estimativa da produção total do povoamento florestal. Os modelos desenvolvidos para as diferentes tipologias florestais, sejam elas plantadas ou de ocorrência natural, são precisos e, de um modo geral, captam a maior parte da variabilidade em produção global do povoamento (PORTÉ e BARTELINK, 2002; SKOVSGAARD e VANCLAY, 2008). Em geral, a formulação dos modelos utilizados apresenta características matemáticas simples, sendo facilmente ajustados por regressão linear simples, múltipla ou não linear.

O uso desses modelos para o planejamento da produção e estudos ligados a avaliação de ativos florestais é muito restrito, pois, geralmente, as florestas sob avaliação geram produtos com valor de mercado diferenciado pelo tamanho do diâmetro ou comprimento das toras que produzem (WEISKITTEL et al., 2011; BURKHART e TOMÉ, 2012). Esse nível de detalhamento é algo que não pode ser predito por esse tipo de modelagem, contudo, para aquelas florestas, cujo objetivo é a produção total do sítio, os modelos para povoamento são os mais indicados.

2.2.2.2 Modelos por classe de tamanho (MCT)

Modelos por classe diamétrica também são conhecidos como modelos implícitos de crescimento, pois, de forma implícita, permitem expressar a produção total por unidade de área ou por indivíduo, dependendo da forma de sua concepção e das premissas adotadas. Muitos autores identificam esse tipo de modelagem como uma particularidade da Modelagem de Povoamento (WEISKITTEL et al., 2011), todavia, insere característica que torna essa abordagem muito peculiar, já que também pode ser desenvolvida a partir de modelos de crescimento para árvore individual (PORTÉ e BARTELINK, 2002).

Devido a essas características a modelagem por classe de tamanho é comumente usada para prognóstico do crescimento e produção, mesmo necessitando a inclusão de relações dendrométricas específicas, tais como a descrição da distribuição de frequência diamétrica, relação hipsométrica, e a predição da sobrevivência, que tornam essa categoria mais complexa e interdependente à modelagem global. A grande vantagem dessa técnica é a facilidade em detalhar a produção em classe de tamanho, bem como de identificar o estoque de madeira comercial da floresta a partir de diâmetro específico sob manejo. Essas características são necessárias para a avaliação de ativos florestais, pois facilitam a estimativa de custos e de receitas de produção, já que a produção total de toras é comercializada por classes de tamanho, diferenciando custos e preços conforme os tipos de sortimentos que a floresta produz (SCOLFORO e MACHADO, 1996; PHILLIPS et al., 2004).

A distribuição diamétrica da floresta ao longo do tempo é a base para esse tipo de modelagem. Portanto, a forma da distribuição, amplitude das classes de frequência, número de classes, e o intervalo de tempo entre distribuições podem afetar a eficiência dessa técnica de modelagem (BURKHART e TOMÉ, 2012). A floresta expressa suas mudanças estruturais por meio da distribuição diamétrica, apresentando arranjos diferenciados conforme sua dinâmica no tempo (AZEVEDO et al., 2007), influenciados pelas características do sítio e densidade (BARTOSZECK et al., 2004), grupo ecológico (NASCIMENTO, 2012), classe de tratamento (HIGUCHI, 1987), espécie(s) (OLIVEIRA et al., 1989), entre outras variáveis, que, quando incluídas no modelo de prognose, propiciam maior precisão nas estimativas para população quando comparada aos Modelos de Povoamento.

Essa categoria de modelagem apresenta basicamente quatro grandes subgrupos de modelos, que recebem a seguinte denominação: Razão de Movimento, Modelos Matriciais, Modelos de Distribuição Diamétrica e Modelos de Coorte, estes últimos conhecidos como “*Cohort Models*” (WEISKITTEL et al., 2011; BURKHART e TOMÉ, 2012).

Dentre essas quatro categorias apenas a Razão de Movimento não propicia um interesse expressivo quando comparada às demais técnicas como um todo. No Brasil, o uso desse tipo de predição do crescimento ocorreu pela primeira vez no trabalho de Silva (1989), desde então, alguns poucos trabalhos foram desenvolvidos, sendo esses em sua maioria para florestas multiâneas e heterogêneas em espécie (SCOLFORO et al., 1996; PULZ et al., 1999; STEPKA et al., 2011).

As demais técnicas de predição por classe de diâmetro são apresentadas a seguir, bem como as evidências de sua representatividade na Ciência Florestal no Brasil.

2.2.2.3 Modelos matriciais (MM)

A evolução da técnica da Razão de Movimento para esse tipo de modelagem ocorreu a partir da introdução das ideias do trabalho de Leslie (1945) no estudo da dinâmica de populações de *Pinus sylvestris* L. desenvolvido por Usher (1966). Em 1945, Leslie utilizou um modelo matricial para descrever o crescimento populacional de ratos por classes de idade. Em 1966, Usher adaptou essa ideia, estabelecendo uma matriz por classe de tamanho para a projeção do crescimento da população de Pinus.

A diferença entre os trabalhos ao separar os dados por idade, ao invés de por tamanho, propicia que a maioria dos indivíduos da classe n ingressem na classe $n+1$, fato que não ocorre na matriz diamétrica de Usher. Essa divergência gerou diferentes propostas dentro da mesma técnica, visando a inclusão do efeito da mortalidade e recrutamento (em florestas multiâneas) na taxa de mudança entre classes ao longo do tempo.

Os modelos matriciais podem ser modelos determinísticos ou estocásticos (PORTÉ e BARTELINK, 2002). Quando o modelo é apenas a descrição sumarizada da distribuição das árvores em classes de tamanho, e esse fracionamento é tomado

como a probabilidade de ocorrência ou de crescimento para outra classe em um segundo momento, os resultados sempre serão os mesmos quando o modelo for aplicado, caracterizando um modelo determinístico (USHER, 1966; PULZ et al., 1999; STEPKA et al., 2011). A mudança da distribuição diamétrica para outra em um dado período de tempo, onde as probabilidades não são modeladas por proporções constantes, caracteriza um modelo matricial estocástico, denominado Cadeia de Markov (BRUNER e MOSER, 1973; BUONGIORNO e MICHIE, 1980; AZEVEDO et al., 2007).

Esse tipo de modelagem foi empregado pela primeira vez no Brasil por Higuchi (1987), visando a prognose do crescimento de uma floresta tropical manejada experimentalmente na Amazônia Central. Muitos trabalhos de grande expressão foram desenvolvidos por meio dessa técnica (BRUNER e MOSER, 1973; BUONGIORNO e MICHIE, 1980; SANQUETTA et al., 1996; AZEVEDO et al., 2007; ROSSI et al., 2008; STEPKA et al., 2011; ROITMAN, 2011), principalmente àqueles que abordam florestas tropicais, sendo atualmente a técnica mais utilizada na criação de simuladores para prognose do crescimento das florestas multiâneas, tais como o FIBER (SOLOMON et al., 1995), ARAUSIS (SANQUETTA, 1999), SCDFN (KOEHLER, 2002).

Por se tratar de um processo de modelagem em que se associa a ocorrência do evento a partir de uma proporção/probabilidade, a modelagem por matrizes tem grande eficiência na predição do crescimento de florestas em que a idade não é definida, pois assume que a transição entre classes é um evento probabilístico e inclui, de forma indireta a influência, da variável tempo (WEISKITTEL et al., 2011; BURKHART e TOMÉ, 2012).

Todas as restrições que ocorrem na técnica de predição por Razão de Movimento afetam os modelos matriciais. Essas restrições, ligadas aos períodos fixos de projeções e a adoção de um intervalo de classe adequado, já foram estudadas por vários trabalhos que propuseram modificações expressivas na abordagem da floresta empregando modelos matriciais, propiciando ótimos resultados com diferenciadas formas de abordagem da técnica (BRUNER e MOSER, 1973; BUONGIORNO e MICHIE, 1980; AZEVEDO et al., 2007).

2.2.2.4 Modelos de distribuição diamétrica (MDD)

A partir dos diferentes estudos mirando à melhoria dos modelos matriciais, na definição das probabilidades por classe de tamanho, a técnica de projeção por distribuição diamétrica surgiu promovendo um avanço na inclusão de novas ferramentas matemáticas, tais como as conhecidas funções densidade de probabilidade (fdp). Essas funções matemáticas permitem a descrição da distribuição em classes de tamanho absoluta, relativa ou a não adoção de classes diamétricas, descrevendo a distribuição diamétrica em um perfil contínuo de frequências.

Desde o trabalho de Clutter e Bennett (1965) o uso da distribuição diamétrica vem sendo empregada na modelagem por classe de tamanho, principalmente em plantios florestais comerciais. A técnica consiste em descrever a distribuição diamétrica corrente e a projetada por uma fdp, utilizando diferentes métodos de projeção, seja correlacionando os atributos populacionais da floresta aos coeficientes de uma função probabilística (ARCE, 2004; NASCIMENTO, 2012) ou a predição dos coeficientes da mesma a partir da dinâmica da distribuição diamétrica ao longo do tempo (SCOLFORO e MACHADO, 1996).

No Brasil o primeiro trabalho que utilizou diversas funções densidade de probabilidade para a descrição de florestas foi desenvolvido por Barros et al. (1979). Entretanto o pioneirismo no uso de fdps para o prognóstico do crescimento por classe diamétrica foi promovido por Campos e Turnbull (1981), onde, diferentemente do trabalho de Barros et al. (1979), os autores utilizaram a técnica para prever o crescimento de plantios florestais desbastados de *Pinus patula* Schltdl. & Cham.

Hyink e Moser (1979) foram os pioneiros no emprego de funções densidade de probabilidade na modelagem de florestas mistas utilizando a função de Weibull como base para a predição. No Brasil, na modelagem de florestas mistas, o primeiro trabalho utilizando essa mesma técnica, foi desenvolvido por Nascimento (2012). Nesse trabalho a fdp de Weibull foi utilizada na descrição da dinâmica de uma floresta presente na Amazônia Central, apresentando expressivos no emprego dessa técnica.

Para promover esse tipo de modelagem, seja para plantios ou florestas naturais, a base de dados deve prover: as médias populacionais por unidade de área, ou; a distribuição diamétrica dos dados não agrupados (SCOLFORO e

MACHADO, 1996; BURKHART e TOMÉ, 2012). As variáveis utilizadas na primeira situação são: número de árvores, área basal, diâmetro quadrático médio, diâmetro dominante, diâmetro modal, diâmetro médio, variância dos diâmetros, diâmetro mínimo e máximo, entre outros atributos referentes à população em análise (NASCIMENTO et al., 2014).

Por meio da associação entre os atributos populacionais e os momentos amostrais de uma função densidade de probabilidade, é possível a estimação dos coeficientes do modelo probabilístico por meio de processos iterativos, possibilitando a determinação da distribuição diamétrica da população conforme os atributos médios da população em análise (ARCE, 2004; NASCIMENTO, 2012). Já para o uso de dados não agrupados, deve-se estabelecer a relação entre os coeficientes da fdp escolhida e algum fator que se correlaciona com a dinâmica da distribuição, seja utilizando uma variável que expresse o tempo ou outro atributo dendrométrico que se modifique ao longo do período em análise (Ex.: Altura dominante, altura média, taxa de sobrevivência, diâmetro máximo, entre outros).

Esse tipo de modelagem ainda é um desafio para a descrição de florestas tropicais. A forma da distribuição diamétrica desta tipologia florestal é muito estável ao longo do tempo, mesmo para as florestas perturbadas, fato que dificulta estabelecer uma relação expressiva entre uma fdp e a dinâmica dos atributos populacionais ao longo do tempo (NASCIMENTO, 2012). Muitos estudos ainda estão por vir nesse ramo da modelagem por classe diamétrica, especificamente para florestas tropicais no Brasil, devido à maior disponibilidade de dados de parcelas permanentes e o fácil acesso a recursos computacionais poderosos, fatores que não existiam em um passado recente. Para plantios florestais já existem inúmeros *softwares* para a predição do crescimento e produção; no Brasil o destaque vai para o grupo de simuladores desenvolvidos pela Embrapa Florestas, originados a partir do trabalho de Oliveira et al. (1989).

2.2.2.5 Modelos de coorte (MC)

Coorte, ou *Cohort* em inglês, é um termo estatístico empregado para classificar um conjunto de dados que possui características semelhantes ao longo de um período de tempo específico. Na Ciência Florestal, estabelecer conjuntos mais homogêneos em características de crescimento é algo rotineiro e amplamente

empregado na análise da dinâmica de florestas tropicais e subtropicais (VANCLAY, 1992; ALDER e SILVA, 2000; AZEVEDO et al., 2008; SOUZA et al., 2012).

Na modelagem do crescimento, empregando a técnica de coorte, são estabelecidas classes de tamanho, agrupando espécies que possuam características de crescimento semelhantes a partir de aspectos pontuais, usando variáveis como: comportamento ecológico, grau de competição, sanidade, hábito de vida, porte quando adulta, entre outros critérios (VANCLAY, 1989; VANCLAY, 1992; ALDER, 1995; ALDER e SILVA, 2000; ALDER et al., 2012)

Devido à forma de tratamento dos dados, a técnica de modelagem por coorte se diferencia na concepção da distribuição diamétrica, já que há a possibilidade da criação de classes diamétricas de tamanhos variados, visando a não existência de classes de frequência igual à zero, permitindo a criação de conjuntos de dados mais homogêneos.

A técnica possui características de projeção baseadas no método da Razão de Movimento, pois associa o diâmetro médio de cada classe a uma taxa de crescimento específica para cada agrupamento adotado (ALDER, 1995; ALDER et al., 2012). Devido à possibilidade de tamanhos variados da amplitude de cada classe diamétrica, o modelo possui uma flexibilidade muito similar aos modelos de projeção para árvores individuais. Entretanto sofre influência do número de classes e da variabilidade de amplitude das classes diamétricas adotadas, influenciando na robustez da predição da produção total do povoamento.

Vanclay (1989) foi o primeiro a aplicar esse tipo de modelagem, empregando a mesma em uma floresta tropical em Queensland, na Austrália. Desde então se destacam os trabalhos de Alder (1995), e o primeiro trabalho em uma floresta brasileira, apresentado por Alder e Silva (2000). Os trabalhos desenvolvidos com esse tipo de modelagem se aplicam em sua maioria à florestas com múltiplas idades e espécies, entretanto, não há restrição de seu uso na modelagem de florestas homogêneas. Esse nível de modelagem é o que apresenta a maior ligação com a modelagem individual, podendo ser tão complexa e precisa conforme a forma de estabelecimento dos conjuntos homogêneos, bem como do desejo do nível de detalhamento do gestor florestal (WEISKITTEL et al., 2011).

O destaque vai para o modelo desenvolvido por Alder e Silva (2000), o CAFOGROM, desenvolvido para as florestas tropicais brasileiras tendo como base as parcelas permanentes presentes na Floresta Nacional (FLONA) do Tapajós e Jari

Florestal. Análises completas e em separado quanto ao desempenho desse simulador na predição do crescimento da Flona do Tapajós, foram efetuadas no trabalho de Alder et al. (2012), contudo sua calibração específica para a Jari Florestal e sua eficiência na predição do crescimento dessa floresta carecem de estudos.

2.2.2.6 Modelos por árvore (MA)

Se o intervalo de classe de um modelo de distribuição diamétrica tender a um ponto, temos um modelo de crescimento para árvores individuais. Essa explicação não abrange toda complexidade desse tipo de modelagem, pois a frequência por “ponto” subclassifica esse tipo de modelagem. Entretanto, essa afirmação exemplifica a configuração e a forma de tratamento dos dados, bem como o nível de detalhamento que essa técnica demanda.

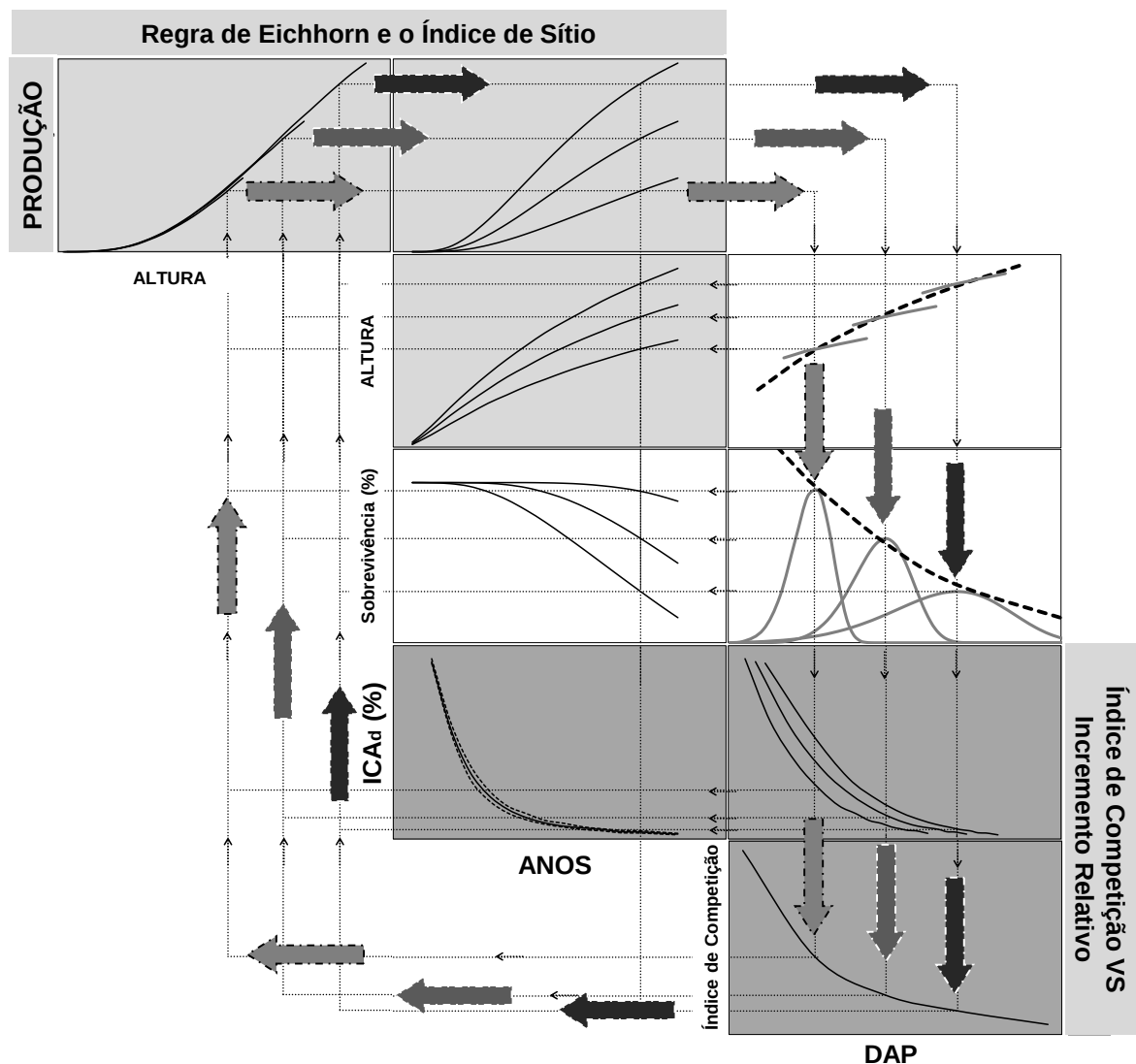
A abordagem do crescimento é feita por um sistema de equações que visa simular o incremento diamétrico de cada árvore durante um determinado período de tempo, conforme condições específicas pontuais e/ou de todo o povoamento florestal. O número de modelos que compõem essa categoria de modelagem e as diferentes formas de interação das relações dendrométricas que a compõem, permite prognosticar o crescimento para todos os níveis produtivos, possibilitando apresentar resultados para uma determinada árvore, classe diamétrica ou para todo o povoamento (FIGURA 2.3).

A Figura 2.3 foi desenvolvida a partir do simulador Sispinus e da representação teórica da Regra de Eichgorn apresentados nos trabalhos de Vanclay (1992) e Skovsgaard e Vanclay (2008). Nessa Figura é possível visualizar a expansão das inter-relações observadas na Figura 2.2, para as demais relações dendrométricas aplicáveis a povoamentos florestais. Seguindo uma das linhas pontilhadas na Figura 2.3, ou seja, um nível de qualidade do sítio, tem-se a ideia de comportamento de uma floresta nas diferentes relações que compõem um modelo de crescimento e produção.

A associação das relações que representam a Regra de Eichhorn e o índice de Sítio, com aquelas que descrevem a relação hipsométrica, distribuição diamétrica e sobrevivência, pode-se construir um modelo por classe diamétrica (FIGURA 2.3). Já associação de todas essas relações com a descrição do Incremento Diamétrico e

um Índice de Competição, permite a construção de um modelo para o povoamento, por classe diamétrica ou um modelo de árvore individual.

FIGURA 2.3 – DIFERENTES MODELOS E INTERRELAÇÕES ENTRE VARIÁVEIS QUE PROPICIAM PREDIÇÃO DA PRODUÇÃO FLORESTAL EM DIFERENTES NÍVEIS DE ABORDAGEM.



FONTE: o autor (2016).

O nível de detalhamento que dessa ultima categoria de modelagem proporciona é superior quando comparada às demais técnicas, apresentando alto grau de flexibilidade e precisão, pois permite representar diferentes condições estruturais do povoamento (BURKHART e TOMÉ, 2012). Florestas heterogêneas em espécies e idades são melhor abordadas por esse nível de modelagem, pois a

competição entre as diferentes espécies ou tamanhos são melhor representados (PORTÉ e BARTELINK, 2002; PRETZSCH, 2009; WEISKITTEL et al., 2011).

As diferentes intervenções passíveis de serem executadas em um povoamento podem ser melhor detectadas nesse nível de abordagem do crescimento (PORTÉ e BARTELINK, 2002). Tratos silviculturais e perturbações bióticas e abióticas podem passar despercebidos ao analisar resultados no nível de povoamento; entretanto, a proposta da modelagem individual permite identificar aspectos pontuais, contribuindo para um melhor controle da floresta sob todos os níveis produtivos (PHILLIPS et al., 2004).

O manejo de florestas tropicais, tal como é conduzido nas florestas brasileiras atualmente, a seleção de árvores com características comerciais pré-definidas pelo mercado e, muitas vezes, de variada distribuição e densidade espacial. Essa forma de condução da floresta implica em cuidados específicos a cada árvore, característica intrínseca as especificações dessa categoria de modelagem (ROITMAN, 2011; ORELLANA, 2014).

Os modelos desenvolvidos sob esse nível de detalhamento podem possuir um viés ecológico acentuado, principalmente quando empregados em florestas de idades e espécies variadas (ROITMAN, 2011). O controle por árvore proposto por esses modelos, possibilita entender melhor a dinâmica, sucessão e muitas vezes processos ecofisiológicos de uma árvore ou de um conjunto de árvores (ORELLANA, 2014).

O nível de detalhamento da modelagem árvore acarreta algumas desvantagens que podem inviabilizar o seu uso. Dentre as principais desvantagens estão: o aumento de custo na coleta de dados contínuos de árvores individuais; a maior quantidade de informação exigida por árvore, bem como uma possível potenciação de erros não amostrais, quando estimativas individuais são agregadas para compor projeções por classe de tamanho ou para todo o povoamento (WEISKITTEL et al., 2011; BURKHART e TOMÉ, 2012).

O primeiro modelo de árvore foi proposto por Newnham (1964), apresentando um modelo dependente da distância para a predição do crescimento de povoamentos de Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* Mirb. Franco). No Brasil, os primeiros modelos para a descrição do incremento diamétrico de espécies nativas foram desenvolvidos por Durlo (1996), Della-Flora et al. (2004) e Rossi et al. (2008). Entretanto, a aplicação de um modelo completo – com todos os submodelos de

crescimento, mortalidade e recrutamento – com fins de prognose do crescimento e produção, foi realizado por Phillips et al. (2004) e Azevedo et al. (2008), visando à predição conjunta do crescimento da Floresta Nacional de Tapajós e das parcelas permanentes da Jari Celulose.

Atualmente muitos trabalhos vêm sendo desenvolvidos para a descrição do crescimento individual (CHASSOT et al., 2011; CUNHA et al., 2013) e para predição do crescimento florestal por árvores individuais, seja para plantios comerciais (SUBEDI e SHARMA, 2011; CASTRO et al., 2013), florestas de idade indefinida (LHOTKA e LOEWENSTEIN, 2011) ou florestas tropicais (SATO, 2009). Entretanto, esse tipo de modelagem no Brasil ainda é incipiente, principalmente para florestas tropicais e subtropicais, sendo os primeiros modelos completos construídos por Orellana (2014), no ambiente SIMILE (MUETZELFELDT e MASSHEDER, 2003).

Basicamente os modelos árvore são divididos em duas categorias, em que a primeira exige o conhecimento do posicionamento das árvores no espaço, sendo esses chamados de Modelos Individuais Dependentes da Distância. A segunda categoria são os Modelos Individuais Independentes da Distância, em que a competição individual não é medida diretamente, assumindo uma competição média para o povoamento.

2.2.2.6.1 Modelos de árvore independente da distância (MAID)

Conhecidos também como modelos individuais de distância independente, modelos individuais não espaciais, modelos de árvores individuais de distância implícita, entre outras denominações dadas àqueles modelos em que a árvore é a unidade básica de modelagem, independe de sua localização no povoamento (BURKHART e TOMÉ, 2012).

Diferente da modelagem dependente da distância, essa categoria de modelo não necessita de informações específicas quanto à posição dos indivíduos no espaço, apenas informações de incremento são necessárias para compor a análise (PRETZSCH, 2009). A competição entre todas as árvores é considerada homogênea ao longo de todo o povoamento e é expressa no modelo por meio de índices ou variáveis que compõem as funções de crescimento, mortalidade, e o recrutamento para as florestas mistas (HANN e ZUMRAWI, 1991).

Os modelos dentro dessa categoria são desenvolvidos por relações dendrométricas, geralmente de forma empírica, utilizando algum índice de competição para toda a floresta em função do diâmetro ou tempo (STAGE e WYKOFF, 1998). Essa categoria de modelagem permite a estimativa da mortalidade de duas formas, em que a primeira está relacionada ao número de árvores por unidade de área e outra ligada à probabilidade de mortalidade para um determinado diâmetro, fato que torna essa modelagem mais flexível quando comparada aos modelos dependentes da distância (WEISKITTEL et al., 2011).

Essa subclasse de modelagem é influenciada pelo tamanho da parcela na construção e na utilização do modelo, já que os índices de competição e a mortalidade, são representados por unidade de área (HANN e ZUMRAWI, 1991; STAGE e WYKOFF, 1998). Para plantios florestais os modelos que compõem o sistema de modelagem raramente incluem funções de recrutamento, variável que afeta apenas a composição de árvores em florestas mistas.

Os modelos desenvolvidos para esse tipo de modelagem podem ser construídos para espécies específicas (CUNHA et al., 2013) ou para grupos de espécies em florestas mistas (VANCLAY, 1992). A inclusão da variável idade à primeira vista pode ser um fator positivo em sua formulação, contudo restringe seu uso ao intervalo de idade utilizado no ajuste do modelo. Outras relações adicionais são utilizadas nessa categoria de modelagem, como relação hipsométrica, relação diâmetro de copa e diâmetro à altura do peito (DAP), classificação de sítio, entre outras.

Os Modelos de Clareira ou “*gap models*” são tratados pela maioria dos autores como uma subclasse de modelagem individual independente da distância, entretanto, essa definição traz alguns problemas, pois descreve a floresta como um mosaico construído a partir das clareiras que a constituem, essas com localizações específicas (PORTÉ e BARTELINK, 2002). Esse tipo de modelagem tem um viés ecológico na interpretação da dinâmica das espécies a partir da competição entre as espécies e as condições ambientais. Modelos de Clareira são geralmente menos precisos por não adotarem relações estritamente estatísticas em sua composição, fato que dificulta sua utilização a partir de dados de inventário florestal (WEISKITTEL et al., 2011).

A utilização de modelos individuais independentes da distância no Brasil ainda é incipiente, mesmo para a criação de modelos com características mais

ecológicas, seja para florestas ou para plantios homogêneos. Os modelos desenvolvidos no Brasil, para florestas nativas, possuem um viés mais descritivo do que preditivo (DELLA-FLORA et al., 2004; CHASSOT et al., 2011; CUNHA et al., 2013), sendo o trabalho de Orellana (2014) o primeiro a apresentar um modelo completo (contendo funções de incremento, mortalidade, recrutamento, competição, etc) para simulação do crescimento de florestas mistas.

2.2.2.6.2 Modelos de árvore dependente da distância (MADD)

A árvore é a unidade amostral para o desenvolvimento dos modelos MADD. As características de crescimento, comportamento ecológico, grau de competição pontual, taxa de mortalidade, recrutamento, estrato de ocupação no dossel florestal e, principalmente, o posicionamento geográfico, são algumas das variáveis que compõem os modelos dependentes da distância (PRETZSCH et al., 2002; PHILLIPS et al., 2003).

A localização das árvores dentro da amostra é a principal variável incorporada nessa categoria de modelagem, sendo o fator que define a modelagem individual dependente da distância (BURKHART e TOMÉ, 2012). Essa forma de modelagem difere expressivamente dos Modelos para Povoamento em termos de aplicabilidade prática, nível de detalhamento/complexidade, necessidade amostral quanto ao número de variáveis e observações, podendo ser mais ou menos precisa conforme o arranjo dos dados individuais (PORTÉ e BARTELINK, 2002).

Os Modelos Individuais Espaciais, outra denominação dada a essa categoria de modelos, são desenvolvidos por um sistema de equações, geralmente estabelecidos por relações estatísticas não possuindo uma natureza biológica em sua concepção (WEISKITTEL et al., 2011). Entretanto, esse tipo de modelagem é a preferível para estudos ecofisiológicos e de dinâmica de populações, principalmente em florestas de várias espécies e idades (ORELLANA, 2014).

O uso desses modelos em estudos de dinâmica florestal, preconiza a submodelagem do crescimento, recrutamento, mortalidade e a posição das árvores ao longo da amostra sob análise (PRETZSCH et al., 2002). Essas submodelagens do posicionamento e da distribuição espacial do ingresso pode tornar o modelo complexo e exigente em número de variáveis e recursos computacionais. Em sua maioria, os MADDs são mecanísticos. Nesses modelos, a incorporação de fatores

como o fotoperíodo, precipitação, temperatura, concentração de CO₂, nutrição, entre outros aspectos, são as principais formas de explicação do crescimento florestal em termos eco-fisiológicos (CHAVE, 1999). O recrutamento, a mortalidade e o crescimento das árvores são eventos dependentes de vários fatores eco-fisiológicos, que, após a incorporação de variáveis ligadas a esses processos, tornam os submodelos altamente descritivos, propiciando melhor entendimento de dinâmica das espécies florestais (PORTÉ e BARTELINK, 2002).

Devido à sua complexidade matemática e diferentes destinações, os modelos de árvores individuais, principalmente os MADDs, são de difícil validação da consistência preditiva. Geralmente a replicação de um modelo para outra área sob análise gera grandes dificuldades e modificações expressivas, que muitas vezes fundamentam a reestruturação do modelo ou até mesmo a criação de um novo modelo. Essa característica dos modelos especializados é um fator restritivo na propagação de seu uso.

Com exceção do trabalho de Mitchell (1975), em que a modelagem está toda baseada na evolução do crescimento da altura total, outro aspecto que identifica a modelagem por árvore individual é a submodelagem do crescimento tendo como base o DAP. Os MADDs utilizam o DAP e índices de competição pontuais para incorporarem ao modelo o efeito da competição no ritmo do crescimento do povoamento.

2.2.3 Simuladores de dinâmica florestal

Desde 1964, a partir do trabalho de Robert M. Newnham, a categoria de modelos nível árvore vem sendo aperfeiçoada, tendo em vista a criação de vários simuladores de crescimento florestal, cuja base matemática se fundamenta nos MADDs. Dentre os simuladores para florestas temperadas do hemisfério norte está em destaque o PTAEDA (DANIELS e BURKHART, 1975), atualmente na sua quarta versão; *Tree and Stand Simulator* – TASS (MITCHELL, 1975), atualmente na sua terceira versão, e; SILVA (PRETZSCH et al., 2002) em que sua mais recente versão permite aplicação em florestas com idades e espécies variadas.

Para florestas em que a idade e o número de espécies são indefinidos, os simuladores SYMFOR (YOUNG e MUETZELFELDT, 1998), TROLL (CHAVE, 1999) e o SIMILE (MUETZELFELDT e MASSHEDER, 2003) apresentam maior destaque.

O SYMFOR, SIMFLORA no Brasil, foi o primeiro modelo completo aplicado na prognose do crescimento e produção de florestas tropicais brasileiras. Esse modelo foi calibrado para a Floresta Nacional do Tapajós e as áreas sob manejo do Grupo Jari, por pesquisadores da EMBRAPA em parceria com as organizações internacionais CIRAD e ITTO (van GARDINGEN, 2003; PHILLIPS et al., 2003; PHILLIPS et al., 2004; AZEVEDO et al., 2008).

Outro destaque deve ser dado ao simulador SIMILE, devido ao seu apelo visual no desenvolvimento de modelos. Desenvolvido a partir de programação orientada a forma gráfica, esse *software* permite o desenvolvimento de modelos de forma acessível por não programadores, um grande rol de complexidade matemática e facilidade na replicação de modelos desenvolvidos, calibrando-os para outros sítios e obtendo bons resultados (MUETZELFELDT e MASSHEDER, 2003; VANCLAY, 2014). O trabalho de Orellana (2014), aplicado a florestas multiâneas e heterogêneas brasileiras e o primeiro MADD e MAID desenvolvidos a partir deste simulador no Brasil.

2.2.4 Considerações finais quanto à modelagem do crescimento florestal

A taxa em que a floresta se desenvolve e retorna investimentos está intrinsecamente ligada à viabilidade técnica do manejo florestal. É por essa razão que gestores florestais e investidores anseiam em saber como crescerão suas florestas e quais são as possíveis intervenções que contribuem para uma maior produção futura. Visando atender essas necessidades, surgiram os modelos de prognose do crescimento e produção. Esses utilizam características dendrométricas em suas formulações, são classificados conforme a abordagem dos dados, nível de detalhamento e destinação.

As diferentes classes de modelos existentes se interagem de diversas formas e permitem a predição de informações para toda a floresta, para grupos internos ou para árvores de particular importância na avaliação florestal. A complexidade matemática, o nível de interação entre os diferentes atributos da floresta, bem como o propósito de cada categoria de modelo, são determinados pela finalidade a que se destinam.

No Brasil esses modelos foram desenvolvidos alguns anos depois de serem apresentados em outros países, entretanto, todas as categorias de modelagem

foram aplicadas primeiramente em florestas nativas, com exceção da modelagem por distribuição diamétrica (MDD). Atualmente, há diversos modelos desenvolvidos no Brasil e no mundo, com diferentes propósitos e complexidade matemática. Os mais atuais tentam incluir variáveis ambientais mirando responder questões globais quanto ao nível de carbono disponível na atmosfera, alteração do regime hídrico, alteração da produtividade agrícola, entre outras questões em que a modelagem do crescimento permite prever cenários futuros, seja para florestas mistas ou plantios.

É por esse e outros fatores que a modelagem do crescimento florestal é um campo da Ciência Florestal que sempre terá demandas variadas a serem respondidas, pois é ferramenta básica no auxílio e na predição daquilo que define o manejo florestal e por sua vez viabiliza o uso racional de florestas, por meio da previsão de cenários que viabilizem à sustentabilidade do uso do recurso.

3 RELAÇÃO HIPSONÉTICA E ESTIMATIVAS VOLUMÉTRICAS DE ESPÉCIES AMAZÔNICAS

RESUMO

O objetivo desse trabalho foi testar e selecionar modelos hipsométricos, bem como avaliar o efeito da altura estimada na predição do volume comercial de uma floresta na Amazônia Oriental. A área de estudo é uma Unidade de Manejo Florestal de 3786 ha, de propriedade da Jari Florestal S.A., situada na Região do Vale do Jari, Estado do Pará, Brasil. Os dados correspondem a 16099 árvores, distribuídas em 25 espécies, medidas e exploradas em 2006. Foram separados 10% dos dados para validação das estimativas hipsométricas e volumétricas. Cinco modelos hipsométricos foram ajustados por meio de duas técnicas de modelagem: Regressão Linear e Modelos de Efeito Misto. A seleção do melhor ajuste foi baseada na análise gráfica dos resíduos; distribuição normal e homocedasticidade dos erros, e; determinação de observações atípicas via cálculo do “*h-values*”, “*DFFITS*” e “*Cook’s distances*”. As estimativas hipsométricas e volumétricas por espécie, a partir do DAP e DAP combinado com altura estimada, foram validadas pelos testes de Graybill, Decomposição do Erro de Theil, Eficiência Estimativa, Teste de Equivalência, e Teste de Tukey. A predição volumétrica foi mais precisa após tratamento prévio e posterior dos dados, bem como quando incluída a altura estimada por modelo semi-logarítmico de efeito misto.

Palavras-chave: Floresta Tropical. Modelos de efeito misto. Observações Atípicas. Teste de equivalência.

HYPSONOMETRIC RELATIONSHIP AND VOLUMETRIC ESTIMATES FOR AMAZON TREE SPECIES

ABSTRACT

The aim of this study was examine hypsonometric models and evaluate the effect of estimated height on merchantable volume prediction in Eastern Amazonian forests. The study area was a 3,786 ha Forest Management Unit owned by Jari Florestal S.A., in the Jari Valley Region of the State of Pará, Brazil. The data includes 16,099 trees of 25 species, measured and harvested in 2006. Ten percent of the data were reserved for validation of the hypsonometric and volumetric estimates. Five hypsonometric models and two modelling techniques (linear regression and mixed effects models) were examined. The choice of best model was based on graphical analyses of residuals, distribution of residuals, heteroscedasticity of error and presence of outliers as assessed by *h-values*, *DFFITS* and *Cook’s distance*. The hypsonometric relationship and volumetric estimates using DBH and DBH with estimated height were validated with Graybill’s test, Theil’s error decomposition, Efficiency, Equivalence test and Tukey’s test for species estimates level. Heights estimated using a semi-logarithmic mixed-effect model can improve predictions from volume equations. The results show that exploratory data analysis and validation process help provide estimates with greater efficiency and should be adopted in related studies.

Key-words: Tropical Forest. Mixed effect models. Outliers. Equivalence test

3.1 INTRODUÇÃO

Desde o início do século XX têm sido usados modelos matemáticos para descrever a relação entre a altura e o diâmetro de árvores individuais, sendo um tópico amplamente estudado e conhecido na biometria florestal (TROREY, 1932; PRODAN, 1944; HENRICKSEN, 1950; STOFFELS e van SOEST, 1953; CURTIS, 1967). O estudo dessa técnica de relação dendrométrica é tão importante aos mensuradores florestais que desde as primeiras descrições gráficas, inúmeras técnicas de modelagem foram aplicadas para facilitar os trabalhos ligados ao manejo florestal.

A tomada de decisão, quanto ao melhor uso das florestas e plantios florestais, é facilitada a partir da análise da relação hipsométrica (FANG e BAILEY, 1998; FELDPAUSCH et al., 2011). Todo diagnóstico feito a partir de um modelo descritivo da relação hipsométrica permite fazer inferências quanto à produtividade florestal (TROREY, 1932; COLE e EWEL, 2006), dinâmica da estrutura populacional (HUNTER et al., 2013), sanidade e ritmo de crescimento (CURTIS, 1967), comportamento ecológico (SHAMA e PARTON, 2007), efeito de tratamentos silviculturais e culturais (WILLMOTT et al., 2006), bem como auxilia na diferenciação de espécies (FANG e BAILEY, 1998; COLE e EWEL, 2006) ou de sítios florestais (VIBRANS et al., 2015).

Em plantios florestais longevos, ou em florestas com grande número de espécies e idades, o uso de modelos hipsométricos é de extrema valia (MACHADO et al., 2008). A forte relação existente entre a altura dominante e o potencial produtivo do sítio (LIMA et al., 2012), seja em volume, biomassa ou concentração de carbono, etc, permite diagnósticos rápidos quanto à capacidade máxima de estoque, bem como da exuberância da floresta sob análise (RUTISHAUSER et al., 2013). O uso de equações hipsométricas permite diagnóstico prévio e a identificação dos melhores sítios (FELDPAUSCH et al., 2011; HUNTER et al., 2013), ou daqueles que apresentam a maior capacidade de reestabelecimento após um distúrbio natural ou humano (MACHADO et al., 2008), sendo fator imprescindível àqueles que visam manejo florestal.

Atualmente trabalhos científicos apresentam modelos hipsométricos, volumétricos ou de biomassa, gerados para estimativas em escala globais, continentais e/ou regionais, com um expressivo número de observações

(FELDPAUSCH et al., 2011; HUNTER et al., 2013). Entretanto, nenhum desses trabalhos se utilizou de uma base auxiliar para validação ou apresentou testes de validação de seus ajustes ou de tratamento dos dados utilizados (SILESHI, 2014; WARD, 2015). Devido a essa forma de abordagem, muitas publicações vêm apresentando resultados discutíveis e conflitantes quanto ao uso de modelos de diferentes escalas de ação, para diferentes florestas tropicais, em variadas situações de sítios e composição de espécies específicas (FAYOLLE et al., 2013; HUNTER et al., 2013; KEARSLEY et al., 2013).

Sabe-se que modelos que incluem a altura (h) como variável independente propiciam maior acurácia na estimativa do volume, biomassa ou carbono individual (MARSHALL et al., 2012; RUTISHAUSER et al., 2013). Esses apresentam estatísticas de ajuste e precisão que superam os modelos que utilizam apenas o diâmetro a altura do peito (DAP) como variável independente. Todavia, quando esses modelos são aplicados em um sistema de predição do estoque de produção, é comum o uso de alturas estimadas para compor as estimativas finais em volume, biomassa ou carbono, não se verificando o efeito dessa abordagem. Essa prática é comum e pouco discutida quanto à tendência média de predição, bem como quanto à eficácia desse encadeamento de modelos.

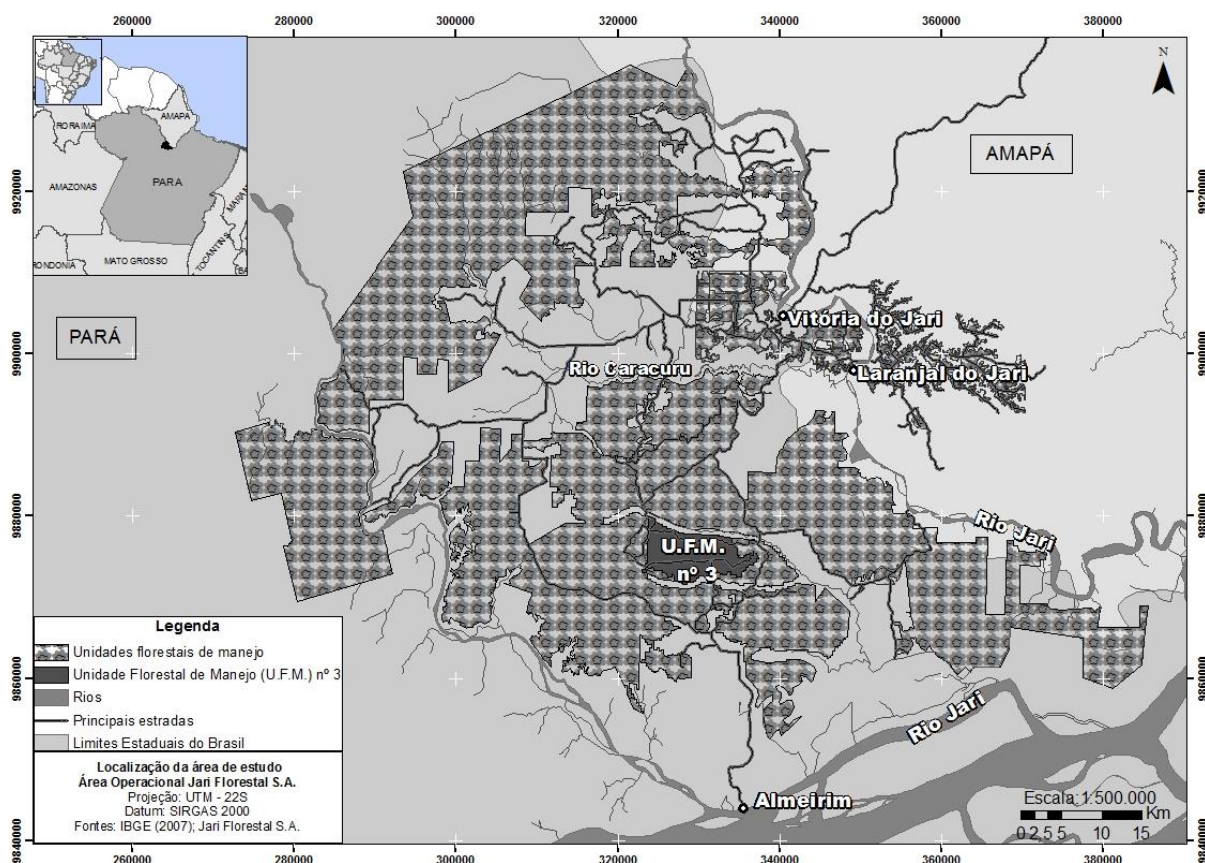
Utilizando um conjunto de dados de inventário florestal, conduzido em floresta tropical Amazônica, o objetivo desse trabalho foi responder às seguintes perguntas: (1) a relação diâmetro-altura, para 25 espécies comerciais da Amazônia brasileira, é melhor descrita por modelos de regressão linear simples ou modelos lineares de efeito misto?; (2) A altura estimada, associada ao diâmetro a altura do peito (DAP), deve ser incluída nos modelos que visam a predição do volume?; (3) a análise exploratória dos dados, bem como as técnicas de validação dos ajustes, propiciam resultados finais mais confiáveis no processo de escolha dos modelos? O teste de diferentes procedimentos de modelagem, a aplicação de técnicas de análise exploratória de dados, bem como a validação dos diferentes ajustes, são os meios utilizados para avaliar a interação entre modelos hipsométricos e volumétricos, de um modo que pode ser aplicado em outras relações dendrométricas em florestas tropicais.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1 Área de Estudo e Dados Utilizados

Os dados são provenientes de uma área de floresta tropical localizada na Amazônia Oriental, pertencente ao Grupo Jari, sendo administrada desde 2003 pela empresa Jari Florestal S.A. A área encontra-se dentro da reserva florestal da empresa, totalizando 545.024,95 ha de floresta tropical, situada na porção Centro-Norte do Estado do Pará, calha norte do Rio Amazonas, divisa com o Estado do Amapá, Brasil (FIGURA 3.1).

FIGURA 3.1 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA PERTENCENTE À JARI FLORESTAL S.A., BEM COMO DA ÁREA DE MANEJO NÚMERO 3, SITUADA NA AMAZÔNIA OCIDENTAL, ESTADOS DO PARÁ E AMAPÁ, BRASIL.



FONTE: o autor (2016).

O clima da região é do tipo Ami, segundo a classificação de Koppen, com precipitação anual de 2.234 mm e período chuvoso de Dezembro a Maio. A temperatura anual média é de 25,8 °C com oscilação mensal de $\pm 2^\circ$ C. A vegetação é predominantemente de Floresta Ombrófila Densa em Floresta de Terra Firme,

apresentando solos do tipo Latossolo Amarelo Distrófico com textura argilosa pesada, bem como manchas de Argilossolo Vermelho-Amarelo.

Os dados foram coletados pela Jari Florestal S.A., por meio de equipes de campo próprias, especializadas em inventário e exploração florestal, no período entre Julho de 2005 a Dezembro de 2006. Os dados são informações de estoque explorado da área denominada “UPA número 3”, com cerca de 3.786 ha de floresta nativa, sendo uma das 30 Unidades de Produção Anual (UPA) destinadas a manejo florestal da empresa (FIGURA 3.1).

Foram disponibilizadas inicialmente 16.099 árvores para o estudo, distribuídas em 25 espécies, onde todas as árvores de valor comercial foram mensuradas a partir de 140 cm de Circunferência a Altura do Peito (CAP), a 1,30 m acima do solo ou logo acima das sapopemas quando presentes (TABELA 3.1). Todas as árvores foram identificadas, derrubadas, traçadas e cubadas pelo método de Huber com seções de tamanho desigual, conforme descrito por Hiramatsu (2008).

TABELA 3.1 – DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS COLETADOS (TOT), SEPARADOS EM DUAS BASES PARA AJUSTE (ADJ) E VALIDAÇÃO (VAL) DA RELAÇÃO HIPSOMÉTRICA E VOLUMÉTRICA DE 25 ESPÉCIES COMERCIAIS PRESENTES NA AMAZÔNIA ORIENTAL, NA JARI FLORESTAL S.A.

NOMES CIENTIFICOS	NOME COMERCIAL	GRUPO	BASE		
			ADJ	VAL	TOT
<i>Bagassa guianensis</i> Aubl.	Tatajuba	BAGU	50	6	56
<i>Bowdichia nitida</i> Spruce ex Benth.	Sucupira-amarela	BONI	173	19	192
<i>Buchenavia parvifolia</i> Ducke	Tanibuca	BUPA	353	39	392
<i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers.	Pequiarana	CAGL	291	32	323
<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers.	Pequiá	CAVI	554	62	616
<i>Dinizia excelsa</i> Ducke	Angelim-vermelho	DIEX	1.196	133	1.329
<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.	Cumarú	DIOD	483	53	536
<i>Erisma uncinatum</i> Warm.	Cedrinho	ERSP	100	11	111
<i>Eschweilera</i> spp	Matamatá	ESCO	60	7	67
<i>Goupia glabra</i> Aubl.	Cupiúba	GOGL	1.564	174	1.738
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	Ipê	HASE	73	8	81
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	HYCO	226	25	251
<i>Hymenolobium sericeum</i> Ducke	Angelim-pedra	HYSE	211	24	235
<i>Manilkara huberi</i> (Ducke) A.Chev.	Maçaranduba	MAHU	4.192	465	4.657
<i>Mezilaurus lindaviana</i> Schwacke and Mez	Itaúba	MELI	71	8	79
<i>Sapotaceae</i> spp	Guajará	POEL	50	6	56
<i>Pseudoptadenia psilostachya</i> (DC.) G.P.Lewis and M.P.Lima	Timborana	PSPS	311	34	345
<i>Qualea paraensis</i> Ducke	Mandioqueira-escamosa	QUPA	1.774	197	1.971
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Louro-faia	ROMO	656	73	729
<i>Ruizterania albiflora</i> (Warm.) Marc.-Berti	Mandioqueira-lisa	RUAL	325	36	361
<i>Staminodianthus racemosus</i> (Hoehne) D.B.O.S.Cardoso and H.C.Lima	Sucupira-preta	STRA	51	6	57
<i>Tachigali chrysophylla</i> (Poepp.) Zarucchi & Herend.	Tachi-vermelho	TAME	42	5	47
<i>Tachigali</i> spp	Tachi	TASP	163	18	181
<i>Vouacoupa americana</i> Aubl.	Acapu	VOAM	1.471	163	1.634
<i>Vochysia maxima</i> Ducke	Quaruba	VOVI	49	6	55
TOTAL			14.489	1.610	16.099

FONTE: o autor (2016).

A altura comercial foi medida após a árvore derrubada, perfazendo o comprimento total do fuste, livres de galhos, definido pela distância da base da árvore até seu ponto de perfilhamento (base da copa), incluindo a região com sapopema quando presente. Desse montante de dados, foram separados 10 % para os procedimentos de validação das equações hipsométricas testadas, e para o teste das equações volumétricas desenvolvidas previamente por Hiramatsu (2008).

A base de dados para validação foi selecionada de forma aleatória restrita a combinação de classe de DAP e espécie, onde o percentual adotado para validação obedeceu à mesma distribuição por grupo. Ao todo, foram utilizadas 14.489 árvores para o ajuste dos modelos hipsométricos, sendo que as demais 1.610 árvores foram destinadas à validação dos modelos ajustados, bem como para o teste dos modelos volumétricos, previamente desenvolvidos, com a inclusão da altura estimada como fator de teste.

3.2.2 Modelos hipsométricos ajustados

Foram ajustados 5 modelos hipsométricos encontrados em trabalhos clássicos, escolhidos devido às suas características matemáticas simples, amplo conhecimento de suas propriedades descritivas, fácil associação entre seus coeficientes e os atributos estruturais da floresta, bem como a fácil aplicabilidade, reprodução e comparação com outros estudos.

Todos os modelos foram ajustados como se apresentam na Tabela 3.2, assim como incorporando o efeito do agrupamento das espécies, assumindo que há um comportamento distinto das espécies quanto à relação hipsométrica. Essa hierarquia dos dados foi modelada por meio de Modelos Lineares de Efeito Misto (MLEM), por meio da modificação dos modelos presentes na Tabela 3.2 a partir da inclusão de efeitos aleatórios para a predição por espécie.

A amostra de árvores que compõem cada grupo foi definida aleatoriamente nesse estudo, entretanto, as estimativas foram direcionadas especificamente a cada espécie observada. Nesse caso a representação geral da inclusão do efeito das espécies nos modelos ocorre da seguinte forma:

$$y_{ij} = \beta_0 + b_{0i} + (\beta_1 + b_{1i}) \cdot x_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad (3.1)$$

Em que y_{ij} é a variável dependente j sob o efeito do agrupamento i ; β_0 e β_1 são os coeficientes globais, os fatores fixos da análise, respectivamente o intercepto e inclinação de cada relação; b_{0i} e b_{1i} são os fatores aleatórios que exprimem o efeito ligado a amostra de árvores dentro do agrupamento em espécies; x_{ij} é a variável independente j sob o efeito do agrupamento i , e; ε_{ij} é o erro do modelo ao estimar a variável dependente. Para o ajuste dos modelos II e III incluiu-se em (3.1) o fator fixo β_2 , e o fator aleatório b_{2i} na composição dos modelos de efeito misto.

TABELA 3.2 – EQUAÇÕES UTILIZADAS PARA A MODELAGEM DA RELAÇÃO HIPSOMÉTRICA DE 25 ESPÉCIES MADEIREIRAS COMERCIALIZADAS PELA JARI FLORESTA S.A.

Nº	NATUREZA/ COMPORTAMENTO	MODELO	FORMA DE AJUSTE	AUTOR
I	Aritmético / Curvilinear	$h = b_0 + b_1 \ln(DAP)$		Henricksen (1950)
II	Aritmético / Curvilinear	$h = b_0 + b_1 DAP + b_2 DAP^2$		Trorey (1932)
III	Aritmético / Parabólico	$h = \frac{DAP^2}{b_0 + b_1 DAP + b_2 DAP^2}$	$\frac{DAP^2}{h} = b_0 + b_1 DAP + b_2 DAP^2$	Prodan (1944)
IV	Exponencial / Curvilinear	$h = e^{[b_0 + b_1 (\frac{1}{DAP})]}$	$\ln(h) = b_0 + b_1 \left(\frac{1}{DAP}\right)$	Curtis (1957)
V	Exponencial / Curvilinear	$h = b_0 DAP^{b_1}$	$\ln(h) = \ln(b_0) + b_1 \ln(DAP)$	Stoffels e van Soest (1953)

FONTE: o autor (2016).

Essa condição permite a obtenção de estimadores que exprimem a relação para todas as espécies e para cada agrupamento simultaneamente, incorporando aos modelos clássicos estimadores com efeitos aleatórios que possibilitam a predição em multinível para toda a floresta. Esses modelos foram avaliados quanto às estimativas globais e por espécie, sendo escolhidos conforme o seu desempenho geral nos diferentes critérios de ajuste testados.

3.2.3 Modelos volumétricos testados

A inclusão da altura estimada foi testada em 7 modelos volumétricos ajustados previamente por Hiramatsu (2008), para o mesmo conjunto de dados utilizado nesse trabalho (TABELA 3.3).

TABELA 3.3 – MODELOS VOLUMÉTRICOS PARA TODOS OS INDIVÍDUOS E PARA AS 6 ESPÉCIES DE MAIOR GRAU DE UTILIZAÇÃO E VALOR COMERCIAL MADEIREIRO EXPLORADAS PELA JARI FLORESTAL S.A.

GRUPO	EQUAÇÕES	R ²	Syx%
ALL_D	$v = - 0,367921 + 0,0013446 \cdot \text{DAP}^2$	0,721	38,58
ALL_DH	$v = - 1,12194 + 0,0327452 \cdot \text{DAP} + 0,0000494 \cdot (\text{DAP}^2)h$	0,807	32,08
DIEX	$v = - 1,02799 + 0,00000303694 \cdot \text{DAP}^3 + 0,000105626 \cdot (\text{DAP}^2)h - 0,00000043332 \cdot (\text{DAP}^3)h$	0,725	30,47
DIOD	$v = - 4,7945 + 0,1413018 \cdot \text{DAP} - 0,000596 \cdot \text{DAP}^2 + 0,0000394 \cdot (\text{DAP}^2)h$	0,782	24,01
HYCO	$v = 1,353158 + 0,0002609 \cdot \text{DAP}^2 + 0,0000388 \cdot (\text{DAP}^2)h$	0,828	18,48
HYSE	$v = - 9,70551 + 0,2495734 \cdot \text{DAP} - 0,001283 \cdot \text{DAP}^2 + 0,0000606 \cdot (\text{DAP}^2)h$	0,771	30,98
MAHU	$v = - 0,18228 + 0,00000287539 \cdot \text{DAP}^3 + 0,0000780196 \cdot (\text{DAP}^2)h - 0,000000370194 \cdot (\text{DAP}^3)h$	0,749	23,50
ROMO	$v = - 6,0988 + 0,175602 \cdot \text{DAP} - 0,000963 \cdot \text{DAP}^2 + 0,0000477 \cdot (\text{DAP}^2)h$	0,804	18,83

Legenda: Função para estimativa volumétrica de todas as espécies de simples (ALL_D) e dupla entrada (ALL_DH); modelos volumétricos para as espécies *Dinizia excelsa* Ducke (DIEX), *Dipteryx odorata* (Aubl.) Willd. (DIOD), *Hymenaea courbaril* L. (HYCO), *Hymenolobium sericeum* Ducke (HYSE), *Manilkara huberi* (Ducke) A.Chev. (MAHU), *Roupala Montana* Aubl. (ROMO).

FONTE: Hiramatsu (2008)

Todavia, no trabalho de Hiramatsu (2008) a modelagem do volume individual foi realizada apenas para as 6 espécies com maior grau de utilização e valor comercial madeireiro, seguindo os critérios de análise da empresa Jari Florestal S.A. Os dados foram separados em 7 grupos, sendo eles: todas as espécies, DIEX, DIOD, HYSO, HYSE, MAHU e ROMO conforme as siglas previamente apresentadas na Tabela 3.1.

O efeito da altura estimada na estimativa volumétrica foi analisado a partir das diferentes combinações possíveis de inclusão da variável altura estimada nos modelos presentes na Tabela 3.3. Usando a base de dados destinada a validação, os modelos foram testados com as seguintes combinações de equações volumétricas: de dupla entrada geral e hipsométrica geral (VEH); de dupla entrada geral e hipsométrica por espécie (VHS), por espécie e hipsométrica geral (VGE), e; por espécie e hipsométrica por espécie (VGS).

A validação dos modelos utilizando a altura observada, bem como do ajuste do modelo de simples entrada para todas as espécies e por espécies esta apresentados no trabalho de Hiramatsu (2008) e, portanto, não foram alvos de análise desse trabalho.

3.2.4 Verificação e validação dos modelos

Primeiramente, para ajuste e verificação dos modelos hipsométricos, foram utilizados os critérios estatísticos de comparação comumente adotados por trabalhos correlacionados ao tema: Coeficientes de determinação (R^2) e Erro Padrão da Estimativa Percentual ($Sy_{x\%}$), ambos corrigidos para a variável de interesse; Fator de Correção da discrepância logarítmica (CF), para os modelos logarítmicos, e; o critério de informação de Akaike (AIC).

A segunda parte da análise consistiu em comparações gráficas dos modelos quanto à dispersão dos resíduos, normalidade da distribuição dos erros, relação entre a média e variância (Heterocedasticidade), bem como análise de observações atípicas. Para análise e identificação dos valores atípicos à relação hipsométrica, foram determinadas as seguintes estatísticas de ajuste: “*h-Values*” = pesos individuais de cada observação; “*DFITS*” = influência de cada observação nos ajustes, e; “*Cook’s Distance*” = impacto de cada observação na estimativa dos coeficientes dos ajustes (HOAGLIN e WELSCH, 1978; LI e VALLIANT, 2011).

Para execução da terceira parte, as observações atípicas foram descartadas caso excedessem simultaneamente os critérios de exclusão de cada técnica mencionada (LI e VALLIANT, 2011). Junto a essa análise, devido à diferença do número de observações remanescentes em cada ajuste, foi utilizado o Critério de Informação Bayesiano (BIC) para comparação e escolha do melhor ajuste dentre os modelos reajustados (AHO et al., 2014).

A validação dos modelos hipsométricos e a validação da combinação entre altura estimada e modelos volumétricos, foram a quarta parte da análise dos modelos, e se deu da seguinte forma: Análise gráfica entre a relação dos dados observados e estimados (PIÑEIRO et al., 2008); Decomposição do Erro de Theil (SMITH e ROSE, 1995); Teste de Graybill (LEITE e OLIVEIRA, 2002); Eficiência Estimativa (WARD, 2015); Teste de Equivalência preditiva (ROBINSON e FROESE, 2004), e; teste de Tukey para a comparação dos volumes médios estimados por espécie (MAYER e BUTLER, 1993).

A comparação entre os valores observados (OBS) e estimados (EST) por análise gráfica, Teste de Theil e Teste Graybill, foi realizada visando identificar o quão distante e inclinada, a relação entre os valores OBS vs EST situa-se da linha 1:1, referência de ajuste perfeito entre as duas variáveis. O Teste de Graybill avalia simultaneamente se $\beta'=[b_0,b_1]$ é igual a $[0,1]$ pelo Teste F (LEITE e OLIVEIRA, 2002). Já o Teste de Theil avalia se cada componente da soma de quadrado dos

resíduos (SQres), é significativo pelo Teste F, identificando: Falta de ajuste do modelo; Tendenciosidade ($b_0 = 0$); Consistência ($b_1 = 1$), e; presença de desvios não lineares não contemplados pela regressão utilizada (SMITH e ROSE, 1995).

O Teste de Equivalência utiliza a hipótese de dissimilaridade como hipótese nula no Teste de t bicaudal, em que a média das diferenças entre os valores estimados e observados é diferente de zero (ROBINSON e FROESE, 2004). A inovação do teste está baseada na escolha de uma região de indiferença, um percentual do desvio padrão das diferenças, em que a média dos resíduos pode ser negligenciada quando for menor que a região estabelecida (ROBINSON e FROESE, 2004). A diferença do Teste de Equivalência e o Teste de t está na definição da região de equivalência, onde os valores preditos só serão considerados iguais aos observados, quando a diferença média for menor que um limite de erro (ε) pré-estabelecido. Nesse estudo, para todos os modelos testados, foram utilizados um alpha (α) igual a 1% para distribuição de t , e um epsilon (ε) de 0,25, conforme sugerido por Robinson e Froese (2004).

Visando comparar as médias volumétricas estimadas por espécie, foi aplicado o Teste de Tukey na análise de: VEH; VHS; VGE; VGS; volumes estimados apenas pelo DAP (VES), e; volumes observados por espécie (VOB). Essa análise permitiu identificar quais combinações não diferem estatisticamente aos valores médios observados por espécie.

Conforme sugerido por Oderwald e Hans (1993), a escolha do modelo de melhor desempenho foi realizada após a comparação do comportamento dos modelos nos diferentes critérios estatísticos utilizados em cada etapa dos procedimentos de ajuste e validação adotados. Essa análise levou em consideração o comportamento do modelo fora e dentro do intervalo de ajuste (análise realizada apenas para os modelos hipsométricos testados), bem como a facilidade de uso, interpretação e integração dos modelos em um sistema de estimativas volumétricas.

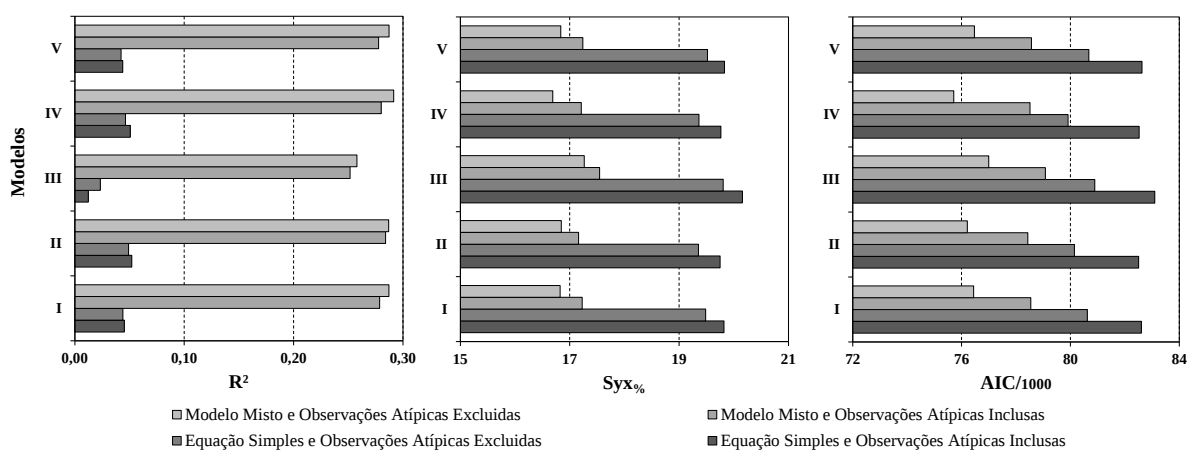
Todas as análises gráficas e estatísticas de ajuste e validação foram realizadas por meio do sistema computacional R (R CORE TEAM, 2014), onde os *scripts* e forma de abordagem foram adaptados e replicados a partir dos trabalhos de Robinson e Hamann (2011).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.3.1 Ajustes dos modelos hipsométricos

Na Figura 3.2 é possível identificar a diferença na qualidade dos modelos hipsométricos depois de submetidos à análise de valores atípicos e modelagem por espécie a partir de modelos de efeitos mistos. A adoção de modelos para predição em diferentes níveis propiciou ganho expressivo na precisão dos modelos. Ao especificar a relação ao nível de espécie, o erro médio das estimativas dos modelos diminuiu em média 12,71%, propiciando aumento médio de 627,75% no R^2 para todos os modelos, apresentando diminuição de 4,62% em relação ao AIC.

FIGURA 3.2 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DOS MODELOS TESTADOS PARA A DESCRIÇÃO DA RELAÇÃO HIPSMÉTRICA DE 25 ESPÉCIES AMAZÔNICAS, APRESENTADOS EM DIFERENTES COMBINAÇÕES ENTRE A MODELAGEM SEM E COM EFEITO DAS ESPÉCIES, SOB A PRESENÇA OU AUSÊNCIA DE OBSERVAÇÕES ATÍPICAS NO AJUSTE.



FONTE: o autor (2016).

A exclusão de valores discrepantes propiciou um ganho percentual variado entre os modelos, sendo positivo por todas as formas de ajuste com relação a todos os critérios estatísticos analisados. A exclusão de observações atípicas gerou uma melhora expressiva na estimativa do coeficiente de determinação, propiciando um ganho médio de 9,52%. Já nas demais estatísticas, $Syx\%$ e AIC, esses ganhos foram, respectivamente, de 2,31% e 3,03%.

Esse ganho expressivo nos valores do R^2 ficou mais evidente, quando se separou os resultados entre os modelos lineares simples e modelos ajustados sob a inclusão de efeitos aleatórios. O ganho percentual médio foi de 15,86% para modelos sem a inclusão do nível que representa as espécies e 3,19% para os

modelos de efeitos mistos. Esses resultados são expressivos, pois mostram que o tratamento dos dados beneficiou o efeito explicativo do R^2 , não afetando na mesma proporção as medidas de variabilidade ou qualidade do modelo.

O desempenho variado entre modelos ocorre devido à diferente natureza matemática dos mesmos. Os modelos II e III, conhecidos respectivamente pelos trabalhos de Trorey (1932) e Prodan (1944), apresentam comportamento eventualmente problemático. Ambos os modelos podem gerar curvas estimativas parabólicas que não descrevem a relação biológica real entre altura e diâmetro. Conforme a disposição dos dados, as curvas estimativas desses modelos podem descrever uma parábola que, após atingir seu ponto de máximo, qualquer aumento na variável independente gera um decréscimo na variável dependente. Esse aspecto não é observado na relação biológica natural, seja em plantios florestais ou de florestas mistas, sendo algo indesejável na descrição da relação hipsométrica.

Analisando especificamente o modelo III, a transformação na variável resposta não propiciou um ganho em precisão do ajuste, apresentando resultados aquém dos demais modelos (FIGURA 3.2). Apesar do aumento do R^2 após a exclusão dos valores atípicos, esse modelo não se comporta de forma coerente com a relação altura e diâmetro em análise, sendo descartado, junto ao modelo de Trorey. O modelo II, mesmo apresentando boas estatísticas de ajuste e precisão, não descreve a relação h-d corretamente na análise gráfica, seja dentro ou fora do intervalo de ajuste para todas as espécies (FIGURA 3.2).

Os modelos I, IV e V apresentaram características descritivas similares. Devido ao comportamento e natureza matemática análogas, as estatísticas de ajuste e precisão desses modelos propiciaram valores semelhantes, independente da forma de abordagem dos dados (FIGURA 3.2). Conhecidos na ciência florestal como modelos de Henriksen (1950), Curtis (1957) e Stoffles e Van Soest (1953), os modelos I, IV e V, respectivamente, são famosos pela facilidade de ajuste, simplicidade matemática e alto grau de correlação de seus coeficientes com as características do povoamento (FANG e BAILEY, 1997; WILLMOTT et al., 2006; MACHADO et al., 2008; MARSHALL et al., 2012; VIBRANS et al., 2015).

Esses modelos são amplamente utilizados na descrição da relação altura-diâmetro de florestas naturais, em especial o modelo V, que nas últimas décadas foi utilizado por diversos trabalhos para a descrição de florestas tropicais (FELDPAUSCH et al., 2011; KEARSLEY et al., 2013; RUTISHAUSER et al., 2013;

SILESHI, 2014; HUNTER et al., 2013). Apesar de ser um modelo vantajoso matematicamente, o modelo V não deve ser preferido sobre os demais, independente da relação sob análise. Corroborando com a pesquisa de Picard et al. (2015), fica claro que o modelo V nem sempre apresenta o melhor desempenho e, portanto, não deve ser a única opção para a modelagem da relação hipsométrica.

O destaque dentre todos os ajustes é o modelo I, que apresentou o melhor desempenho dentre os demais, seja com ou sem a inclusão do efeito do agrupamento em espécie. Ao analisar apenas os critérios R^2 , $Syx\%$ e AIC o modelo I apresentou as melhores estatísticas de ajuste e precisão em relação ao modelo alométrico preconizado como ideal por Sileshi (2014). Entretanto, o modelo de Henricksen é descartado por Hunter et al. (2013), por não ter apresentado comportamento desejado para a descrição da relação h-d de florestas tropicais no norte do Brasil.

Ao realizar a exclusão de valores atípicos, o número de observações (n) remanescentes por ajuste não foi igual para cada modelo testado. Isso ocorreu devido à diferença de comportamento matemático dos modelos avaliados, afetando diretamente a comparação dos modelos pelas estatísticas de ajuste comumente usadas, bem como a distribuição do peso de cada observação no ajuste do modelo. Segundo Aho et al. (2014), o uso de BIC é preferível ao AIC quando o número de observações e o número de coeficientes dos modelos testados, não são iguais no momento dos ajustes.

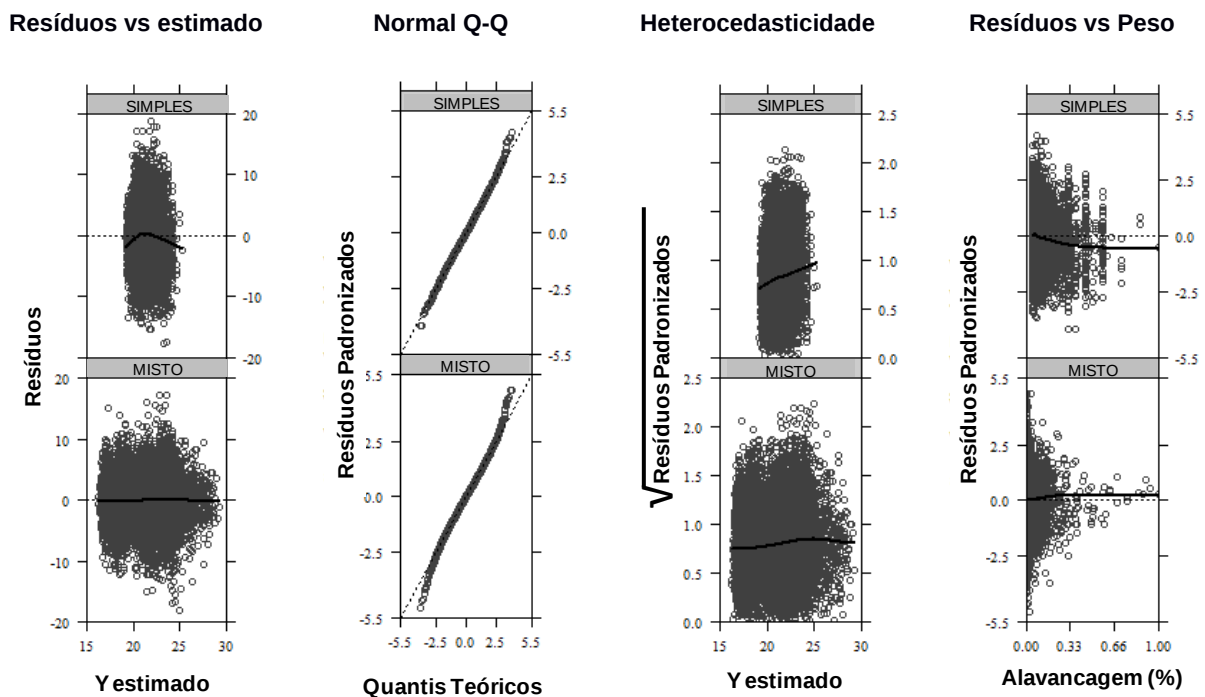
O modelo I apresentou o melhor desempenho dentre os demais, quando o mesmo inclui o efeito aleatório por espécie sem a presença dos valores atípicos à relação ($BIC = 76.601,32$). Esse resultado corrobora com a tendência geral dos valores encontrados nas demais estatísticas de ajuste e precisão na Figura 3.2. Entretanto quando não se exclui os valores atípicos do ajuste, o modelo misto II foi o de melhor performance ($BIC = 78.661,96$). Esse resultado mostra que o efeito dos valores atípicos pode privilegiar modelos que não necessariamente descrevem a relação que se pretende analisar, sendo que a identificação e exclusão de valores atípicos propicia um respaldo maior na escolha de modelos (HOAGLIN e WELSCH, 1978; LI e VALLIANT, 2011).

Na Figura 3.3 pode-se observar a diferença de desempenho do modelo I nas duas configurações mais contrastantes de abordagem dos dados: modelo na sua forma linear simples, ajustado sobre os dados brutos, e; modelo com predição

hierárquica, com fatores de efeito mistos, incluindo o efeito do agrupamento em espécie e a exclusão dos valores atípicos presentes no banco de dados destinado ao ajuste.

Corroborando com os demais resultados apresentados, na Figura 3.3 o desempenho preditivo do modelo muda expressivamente conforme a abordagem dos dados. A amplitude de valores que as estimativas do modelo abrange, aumentou expressivamente após a consideração do agrupamento por espécie. Esse procedimento reduziu a heterocedasticidade do ajuste, aspecto observado na Figura 3.3 na análise do modelo linear simples sobre os dados brutos.

FIGURA 3.3 – DISTRIBUIÇÃO DOS RESÍDUOS, DISTRIBUIÇÃO DOS RESÍDUOS PADRONIZADOS, HETEROCEDASTICIDADE E RELAÇÃO RESÍDUOS E PESO (INFLUÊNCIA) PARA AS DUAS DIFERENTES FORMAS DE AJUSTE DA RELAÇÃO HIPSOMÉTRICA A PARTIR DO MODELO DE HENRICKSEN, PARA AS 25 ESPÉCIES PRESENTES NA AMAZÔNIA ORIENTAL.



FONTE: o autor (2016).

O efeito da retirada de observações atípicas e da adoção de um modelo mais complexo gerou uma diferença pouco evidente no comportamento da distribuição dos erros padronizados para o modelo I. Entretanto, é possível visualizar uma diferença na distribuição dos pesos das observações para os diferentes ajustes, identificando simetria maior quanto à dispersão dos pesos para o ajuste do modelo de efeito misto.

As estatísticas de ajuste do modelo I, na sua forma de predição com a inclusão de efeitos mistos, estão presentes na Tabela 3.4. Os valores apresentados corroboram com a Figura 3.2, e reafirmam a qualidade do modelo quando incorporado o efeito da espécie na predição da altura. O modelo apresentou β_0 e β_1 significativos para os efeitos fixos (relação global para todas as espécies), bem como curvas estimativas que se diferenciam para cada grupo de espécie, apresentando inclinações e interceptos variados devido à flexibilização realizada no modelo.

TABELA 3.4 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO PARA O MODELO I AJUSTADO ($h = b_0 + b_1 \ln(DAP)$) PARA A PREDIÇÃO DA ALTURA DE 25 ESPÉCIES DA FLORESTA AMAZÔNICA SITUADA NA JARI FLORESTAL S.A.. OS COEFICIENTES SIGNIFICATIVOS ESTÃO EM NEGRITO ($p < 0,05$).

EFEITOS FIXOS	NÍVEL POVOAMENTO					
	Coeficiente	Erro Padrão	t valor	p-valor	INTERVALO DOS COEFICIENTES	
					INFERIOR	SUPERIOR
β_0	3,5668	1,7810	2,0030	0,0075	-0,2293	7,1553
β_1	4,2033	0,4326	9,7150	0,0000	3,3506	5,1309

EFEITOS ALEATÓRIOS	NÍVEL GRUPOS		
	Inferior	Coeficiente	Superior
Desvio Padrão (b_{0i})	3,2844	6,3920	10,6409
Desvio Padrão (b_{1i})	0,9168	1,5980	2,5470
Correlação (b_{0i}, b_{1i})	-0,9783	-0,9386	-0,7729

COEFICIENTES PARA TODOS SUBNÍVEIS					
GRUPO	$\beta_0 + b_{0i}$	$\beta_1 + b_{1i}$	GRUPO	$\beta_0 + b_{0i}$	$\beta_1 + b_{1i}$
BAGU	3,0471	4,4693	MAHU	-0,3359	5,3248
BONI	4,5774	4,6317	MELI	0,0160	4,4992
BUPA	3,2220	4,4236	POEL	4,4533	3,7662
CAGL	9,1555	1,8443	PSPS	-3,2458	5,9782
CAVI	11,7314	1,1764	QUPA	8,3207	2,9184
DIEX	6,6772	3,5288	ROMO	6,6884	4,1285
DIOD	7,8286	2,5566	RUAL	6,1348	3,5367
ERSP	2,3432	4,5030	STRA	2,7567	4,6541
ESCO	-1,5715	5,8813	TAME	-5,5852	5,9428
GUGL	-2,2857	4,9778	TASP	7,4620	3,2048
HASE	7,7206	4,3341	VOAM	-3,2084	5,3514
HYCO	8,1698	4,2277	VOVI	4,7899	4,2709
HYSE	0,3076	4,9506			

FONTE: o autor (2016).

É de se esperar que o coeficiente β_1 desse modelo possua um poder descritivo importante, já que a modificação da escala de associação entre a altura e o diâmetro para uma escala semi-logarítmica é coerente com a natureza da relação

hipsométrica de florestas maduras ou de múltiplas espécies e idades (MACHADO et al., 2008). É importante que na proposição de modelos que descrevam relações biológicas, os coeficientes dos mesmos tenham valores interpretáveis (FANG e BAILEY, 1998; FELDPAUSCH et al., 2011). O modelo I possui características importantes, tais como a facilidade de ajuste, flexibilidade matemática, simplicidade e grande poder descritivo de seus monômios. Entretanto, seu uso é preterido perante o modelo V (HUNTER et al., 2013), mesmo apresentando comportamento descritivo semelhante e inexistência da discrepância logarítmica em suas predições.

A relação hipsométrica para plantios maduros e florestas mistas em espécies e idades comumente apresenta estatísticas de ajuste e precisão de baixo desempenho, principalmente para o R^2 e p-valor para o coeficiente β_1 (MACHADO et al., 2008). Isso ocorre devido a maior variação em diâmetro em relação à altura nesses ambientes. Essa desproporção entre as amplitudes de variação gera um coeficiente de covariação baixo entre as variáveis, consequentemente um baixo R^2 . Nessas condições de povoamentos, o p-valor para β_1 é comumente não significativo devido ao paralelismo da curva estimativa em relação ao eixo das abcissas, perfazendo assim $\beta_0 \cong \bar{h}$ e $\beta_1 \cong 0$.

Esse aspecto não é observado para a relação hipsométrica global (TABELA 3.4). Entretanto, o efeito apareceu apenas para alguns subníveis da relação, especificamente para as espécies CAGL, CAVI e DIOD. A condição atual da estrutura do povoamento pode ser o causador dessa discrepância na relação altura-diâmetro para essas três espécies, já que o modelo se mostrou eficiente quando comparado aos demais testados (FIGURA 3.2), bem como para as demais espécies avaliadas (FIGURA 3.3 e TABELA 3.4). Esse resultado ocorre devido às características estruturais e ecológicas dessas espécies dentro da floresta, devido a maior variabilidade em idades e condições de dossel em que se estabilizaram. Por se tratarem de espécies pioneiras longevas (PINHEIRO et al., 2007), possuem uma população de distribuição espacial e de tamanho variada em florestas primárias, apresentando uma relação hipsométrica fraca nesses ambientes.

Os métodos de ajuste dos modelos mistos se baseiam na Máxima Verossimilhança (ML) ou Máxima Verossimilhança Residual (REML), diferentemente da regressão linear baseada na soma de quadrados e produtos corrigidos. Esse aspecto permite o ajuste de modelos em dados desbalanceados, em múltiplos

agrupamentos, que apresentam cruzamentos totais ou parciais dos fatores aleatórios ao longo dos subgrupos. Essas características são ótimas para análise de grandes bancos de informações, com ampla variação estrutural em subníveis, como dados de inventário florestal (ROBINSON e HAMANN, 2011).

Nessas condições o teste do p-valor para os subcoeficientes apenas indica que há um efeito dentro do subnível que não foi homogeneizado quando efetuada a separação em grupos, ou seja, há um componente de variação que não é explicado pela hierarquia proposta e que possivelmente está ligado a diferentes aspectos que condicionam a relação hipsométrica e não foram atribuídas no modelo. Esse resultado não inviabiliza o modelo, mas indica que melhorias são possíveis, tanto na abordagem do modelo como na base de dados utilizada (NUZZO, 2014).

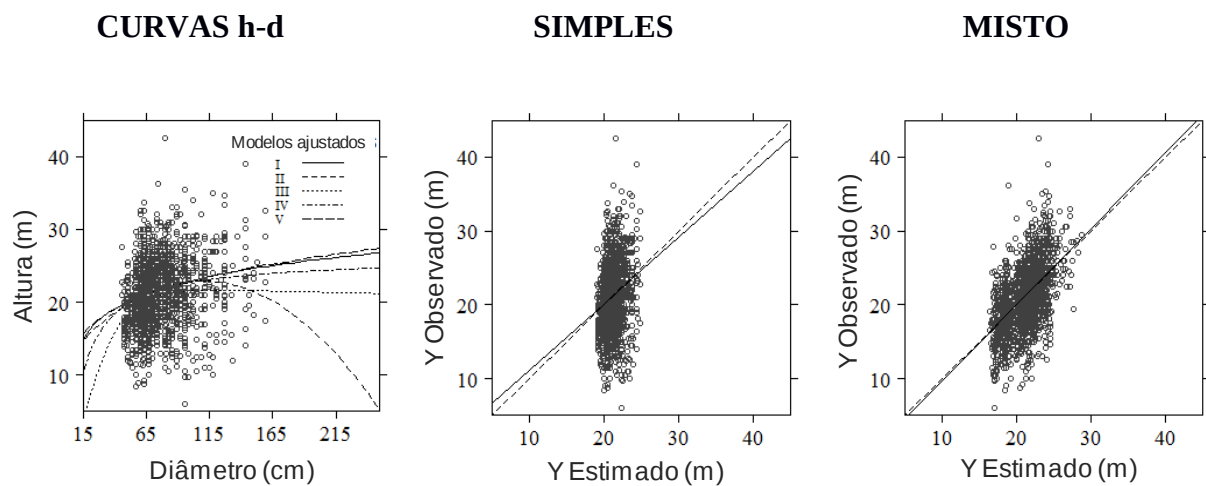
Em geral, a variável altura atinge seu valor máximo alguns anos antes da máxima produção biológica da variável diâmetro para todas as espécies (MACHADO et al., 2008). A altura total é pouco afetada pela densidade (MACHADO et al., 2008; VIBRANS et al., 2015) e, portanto, sua variação depende diretamente da qualidade do sítio (TROREY, 1932; WILLMOTT et al., 2006; MARSHALL et al., 2012) tratamentos silviculturais e culturais (WILLMOTT et al., 2006; SHARMA e PARTON, 2007; RUTISHAUSER et al., 2013), espécie (FANG e BAILEY, 1998; COLE e EWEL, 2006; FAYOLLE et al., 2013), e idade do povoamento (TROREY, 1932; CURTIS, 1967). Já o diâmetro sofre efeito expressivo da densidade do povoamento e dos demais fatores mencionados, apresentando uma distribuição de densidade de maior variação quando comparada a variável altura em uma mesma idade.

Em se tratando da altura comercial, ou seja, comprimento de fuste livre de galhos, definida entre a base e o ponto de perfilhamento das árvores, a covariação entre diâmetro e altura apresenta um descompasso maior, gerando uma perda de qualidade expressiva para essa relação dendrométrica. Isso se dá devido à forte relação entre a altura de abertura de copa e a densidade do povoamento, bem como do efeito das características ecológicas das espécies na abertura de copa e domínio do dossel. Esses aspectos são amplamente observados na base de dados de ajuste utilizada, principalmente para as espécies CAGL, CAVI e DIOD.

3.3.2 Validação dos modelos hipsométricos

Na Figura 3.4 estão presentes: o comportamento de todos os modelos testados em relação aos efeitos fixos (relação global) sobre a dispersão dos dados destinados à validação; relação entre a altura observada (OBS) e estimada (EST) para o modelo I na sua forma linear simples, e; relação entre OBS vs EST com a incorporação dos efeitos mistos no modelo I.

FIGURA 3.4 – TODAS AS CINCO CURVAS AJUSTADAS PARA A DESCRIÇÃO DA RELAÇÃO HIPSONOMÉTRICA DE 25 ESPÉCIES AMAZÔNICAS LOCALIZADAS NO ESTADO DO PARÁ, BEM COMO A RELAÇÃO ENTRE OS VALORES ESTIMADOS E OBSERVADOS PARA A VALIDAÇÃO DO MODELO I, NA RELAÇÃO HIPSONOMÉTRICA USANDO MODELO DE REGRESSÃO LINEAR SIMPLES (SIMPLES) E MODELO DE EFEITO MISTO (MISTO).



FONTE: o autor (2016).

Os modelos II e III apresentaram os piores comportamentos sobre os dados de validação, seja dentro ou fora do intervalo de ajuste. O destaque negativo é o modelo II, que descreve uma parábola e, portanto, não condiz com a expectativa biológica da relação hipsométrica. Os modelos I, IV e V apresentaram curvas estimativas de comportamento semelhantes. Esses modelos sempre são destaque no ajuste da relação hipsométrica de florestas maduras ou povoamentos longevos, por apresentarem um comportamento que descreve bem a relação altura e diâmetro desses ambientes (WILLMOTT et al., 2006; MACHADO et al., 2008; LIMA et al., 2012; VIBRANS et al., 2015).

Mesmo apresentando valores não significativos para os Testes de Graybill, Decomposição de Theil, bem como equivalência estatística no teste de dissimilaridade (TABELA 3.5), houve diferença expressiva no comportamento do

modelo I ajustado na sua forma linear simples (HEL) em relação ao mesmo modelo com a inclusão de efeitos aleatórios (HGR). Na Figura 3.4, a linha média entre os dados observados e estimados em comparação a linha 1:1 tornou evidente a superioridade do modelo I de efeito misto. Na Tabela 3.5, os valores relativos à eficiência estimativa dos modelos sobre a base de dados de validação corrobora com os resultados da Figura 3.4.

A diferença expressiva entre os modelos HEL e HGR é constatada quanto à Eficiência Estimativa, apresentando um aumento percentual de 614,63% para o modelo HGR. A decomposição da soma de quadrado do erro de Theil, referente aos componentes falta de ajuste do modelo, tendência e consistência estimativa, apresenta resultados altamente não significativos para ambos os modelos. Já para o componente referente à falta de ajuste da regressão, indica um F calculado significativo a 5% para o modelo HEL. Esse resultado indica à existência de um componente não linear que não é descrito pelo modelo HEL em sua plenitude, aspecto contemplado amplamente pelo modelo HGR.

TABELA 3.5 – TESTE DE GRAYBILL, DECOMPOSIÇÃO DE THEIL, EFICIÊNCIA ESTIMATIVA (EE) E TESTE DE EQUIVALÊNCIA DOS MODELOS PROPOSTOS PARA A RELAÇÃO HIPSONÔMETRICA E VOLUMÉTRICA DA JARI FLORESTAL S.A.

MODELO	TESTE DE GRAYBILL	DECOMPOSIÇÃO DO ERRO DE THEIL				EF	TESTE DE EQUIVALÊNCIA
		FALTA DE AJUSTE DO MODELO	SEM VIÉS ($b_0 = 0$)	CONSISTÊNCIA ($b_1 = 1$)	FALTA DE AJUSTE DA REGRESSÃO		
HEL	0,5320 ^{ns}	1,3049 ^{ns}	0,0074 ^{ns}	1,0565 ^{ns}	1,3261*	0,0451	Rejeitado
HGR	0,3968 ^{ns}	1,0331 ^{ns}	0,3255 ^{ns}	0,4683 ^{ns}	1,0362 ^{ns}	0,2772	Rejeitado
VES	2,3538 ^{ns}	2,2027**	4,7031*	0,0073 ^{ns}	2,1950**	0,7038	Rejeitado
VEH	8,4933**	2,3995**	11,2825**	5,6712*	2,2174**	0,7012	Rejeitado
VHS	4,0796*	1,9806**	8,1593**	0,0049 ^{ns}	1,9653**	0,7279	Rejeitado
VGE	22,8970**	3,1643**	25,6609**	19,8328**	2,9346**	0,7281	Rejeitado
VGS	12,7157**	1,4560**	21,5051**	3,8876*	1,3943**	0,7568	Rejeitado

Legenda: ns = diferença não significativa no teste F; * = significativa a 5% no teste F; ** = significativa a 1% no teste F; Todos os testes de Dissimilaridade com $\alpha = 0.01$ e $\varepsilon = 0.25$; EF = Eficiência estimativa; HEL = altura estimada por regressão linear; HGR = altura estimada via modelo de efeito misto; VES = estimativa volumétrica a partir do DAP; VEH = : Equação volumétrica e hipsométrica geral; VHS = Equação volumétrica geral e estimativas de altura por espécie; VGE = Equação volumétrica para os 7 grupos e hipsométrica geral, e; VGS = Equação volumétrica para os 7 grupos e estimativa hipsométricas por espécies.

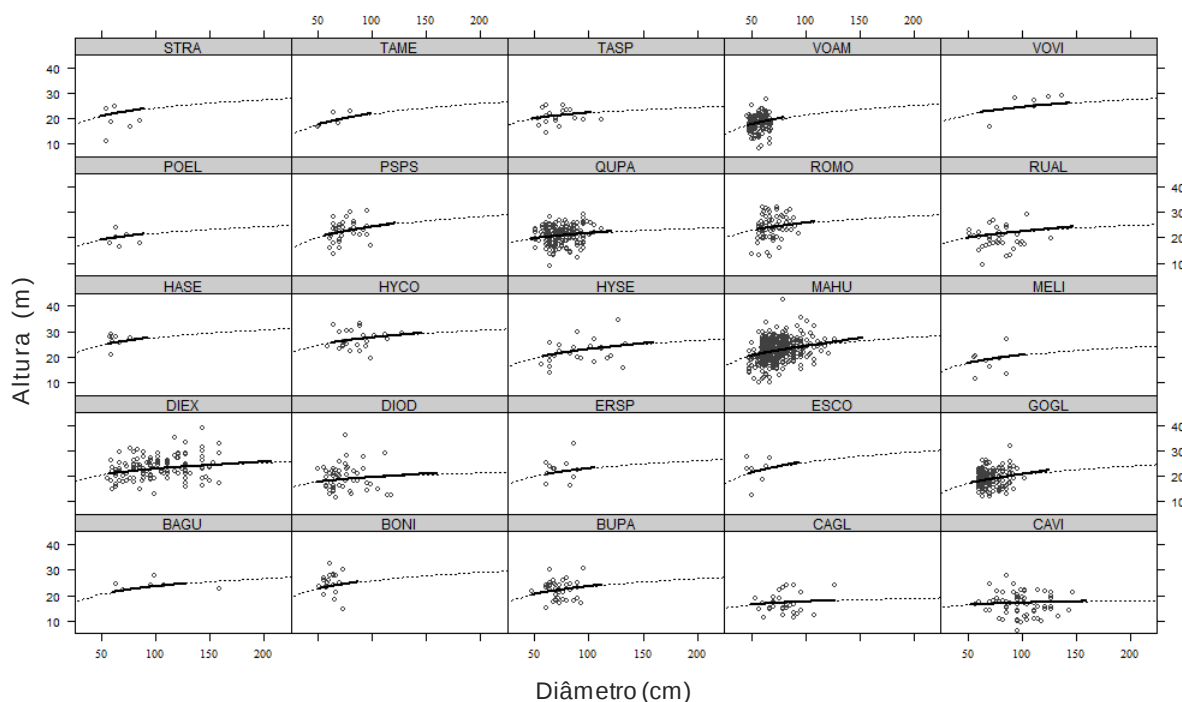
FONTE: o autor (2016).

O Teste de Equivalência apresentou resultado positivo para os modelos hipsométricos. Os resultados indicam que ambos, HEL e HGR, são válidos para descrição da relação h-d, apresentando médias estimadas dentro da região de rejeição ($\varepsilon = \pm 0,25$; $\alpha = 1\%$). A motivação desse teste difere dos demais, já que seu

emprego não consiste apenas em avaliar a semelhança estatística entre a média observada e estimada, e sim, avaliar a hipótese nula de que o modelo não atinge os padrões de acurácia exigidas (ROBINSON e FROESE, 2004).

Ao plotar a curva estimativa do modelo I sobre a dispersão de dados de cada espécie, é possível ver que o modelo se ajustou bem aos dados de validação em toda sua extensão (FIGURA 3.5). Independente da espécie em análise, o comportamento da curva estimativa fora da amplitude de ajuste se mostrou coerente com o esperado para a relação hipsométrica de florestas multiâneas e heterogêneas (MACHADO et al., 2008). Ainda, nessa mesma figura, observa-se que as curvas hipsométricas são pouco íngremes, como se espera em povoamentos com múltiplas idades e espécies, ou então, crescendo em sítios de qualidade média ou baixa, como é o caso das florestas presentes na Amazônia Oriental (MACHADO et al., 2008; LIMA et al., 2012; VIBRANS et al., 2015).

FIGURA 3.5 – CURVAS ALTURA DIÂMETRO PARA 25 ESPÉCIES COMERCIAIS SOB MANEJO DA JARI FLORESTAL S.A. A LINHA ESCURA REPRESENTA O INTERVALO DE DADOS UTILIZADOS PARA O AJUSTE, E A LINHA PONTILHADA REPRESENTA A TENDÊNCIA DO MODELO QUANDO APLICADO FORA DO INTERVALO DO AJUSTE.



FONTE: o autor (2016).

O comportamento do modelo fora de sua amplitude de ajuste é uma característica importante na validação de modelos que descrevem relações biológicas (MAYER e BUTLER, 1993; ODERWALD e HANS, 1993). O modelo HGR apresentou um comportamento consistente dentro e fora da amplitude de ajuste dos dados. Esse aspecto indicou um modelo que eventualmente pode ser aplicado, como ferramenta auxiliar na tomada de decisão, fora de seu domínio de ação. Contudo, seu uso nessas situações deve ser baseada no conhecimento prático do usuário e realizada apenas na ausência de equações específicas para a situação particular.

3.3.3 Validação dos modelos volumétricos

A inclusão da variável altura estimada nos modelos volumétricos pré-desenvolvidos, propiciou comportamentos variados nas diferentes estatísticas de validação (TABELA 3.4). A decomposição do erro de Theil indicou: falta de ajuste de todos os modelos sobre os dados reais; o intercepto e a inclinação diferem de 0 (para todos os modelos) e 1 (exceção VEH e VHS) respectivamente, e; há desvios não lineares na relação entre o modelos volumétricos e os dados nas diferentes combinações.

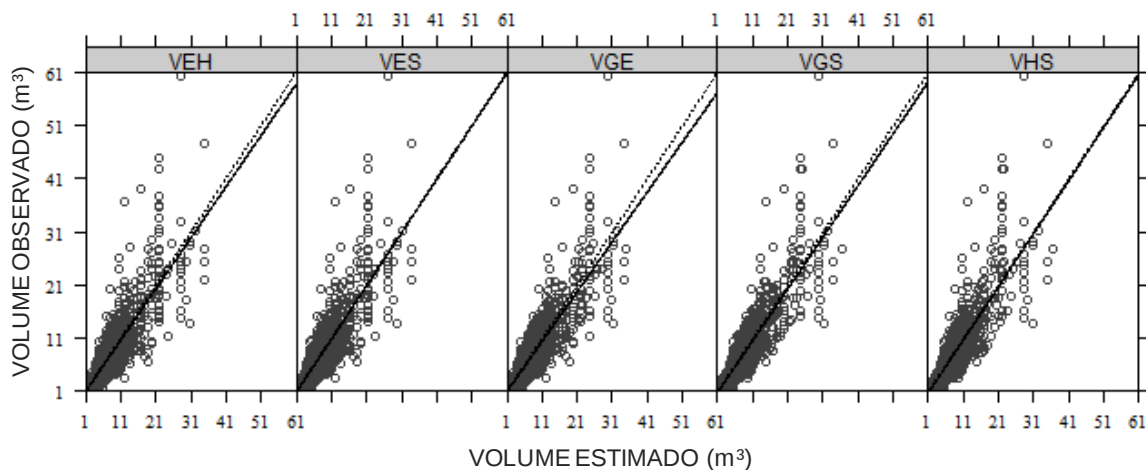
A combinação VHS obteve valores significativos à 5% no Teste de Graybill, sendo esse resultado significativo a 1% nas demais combinações. Os melhores desempenhos nesse critério foram para as combinações VES e VHS. As duas formas de predição utilizam a tendência média geral do volume predito a partir do diâmetro (VES), bem como a tendência média geral da altura para prever o volume (VHS). Devido à expressiva quantidade de dados utilizada para gerar essas tendências, sem os efeitos aleatórios (predição por espécie), a consistência da predição das duas combinações gerou resultados não significativos e significativos ao nível de 5%, no Teste de Graybill, respectivamente.

Devido à ausência das sub-relações volumétricas existentes na dispersão dos dados, a eficiência estimativa das combinações VES e VHS são relativamente menores quando comparado às demais que utilizam as predições volumétricas específicas para 6 espécies DIEX, DIOD, HYSO, HYSE, MAHU e ROMO (TABELA 3.4). As combinações de maior eficiência são as VGE e VGS, ambas explicam,

respectivamente, 72,81e 75,68% da variação do volume observado no banco de dados de validação.

Corroborando com os dados encontrados na Tabela 3.4, a Figura 3.6 indica que as estimativas realizadas pela combinação VES, VHS e VGS geraram os melhores resultados gráficos. A linha que indica a tendência média entre os volumes observados e estimados dista levemente da linha 1:1 em todos os modelos que incluem a altura estimada (FIGURA 3.6). Entretanto nenhuma das combinações gerou estatísticas de tendência superiores às obtidas pelo modelo VES (TABELA 3.4). Onde os volumes foram estimados a partir apenas do DAP (VES), e das diferentes combinações de modelos sob análise: equação volumétrica de dupla entrada geral e hipsométrica geral (VEH); equação volumétrica de dupla entrada geral e hipsométrica por espécie (VHS); volumétrica por espécie e hipsométrica geral (VGE), e; volumétrica por espécie e hipsométrica por espécie (VGS).

FIGURA 3.6 – RELAÇÃO ENTRE OS VALORES OBSERVADOS E ESTIMADOS PARA A VARIÁVEL VOLUME INDIVIDUAL DE 25 ESPÉCIES COMERCIAIS DA AMAZÔNIA ORIENTAL PRESENTES NA JARI FLORESTAL S.A.



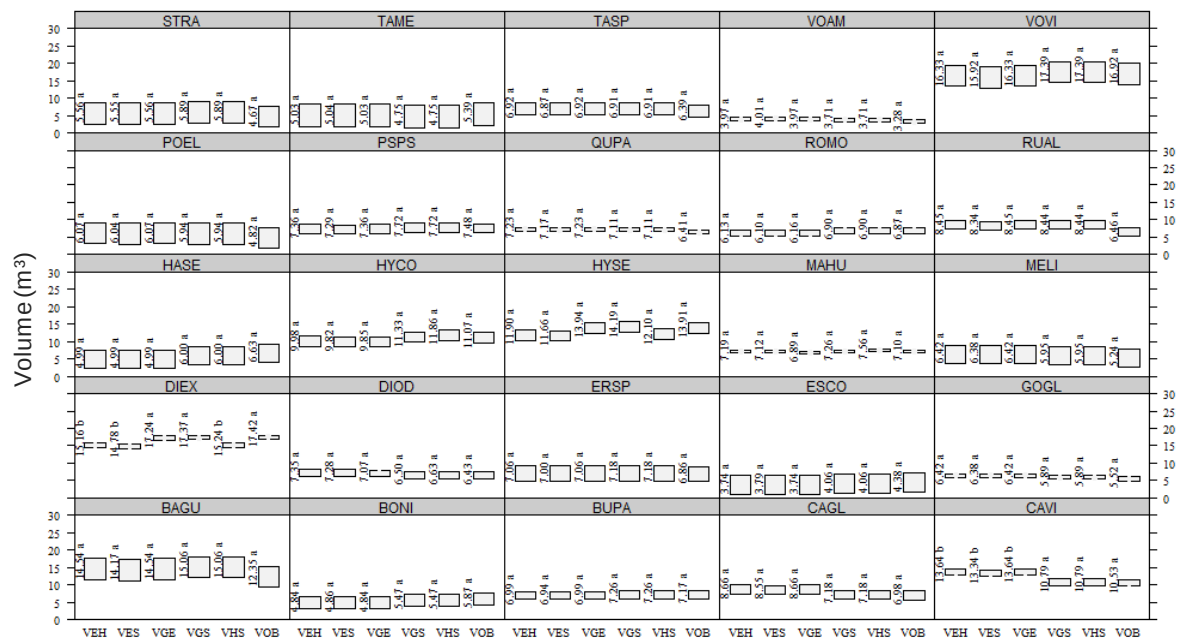
FONTE: o autor (2016).

Esse resultado conflitante entre o obtido pelo cálculo da Eficiência Estimativa e os Testes de Graybill e de Theil, geram dúvidas quanto à qualidade dos modelos quando incluída a altura estimada para a predição do volume individual. Esses testes aplicados permitem a avaliação dos modelos quanto a sua acurácia estimativa, todavia, reduzem a aceitação a um processo binário que não inclui um critério que expressa a precisão requerida pelo demandante do modelo (ROBISON e

FROESE, 2004). A falta de um critério de acurácia nesses testes pode ser um aspecto inapropriado para o processo de validação de modelos, já que a eficiência do modelo está intimamente ligada aos custos de produzi-lo, assim como a variabilidade dos dados que o mesmo se propõe a descrever.

Ao aplicar o teste para comparação das médias estimadas com os dados reais, via Teste Equivalência, verificou-se que todos os modelos atendem aos padrões de predição exigidos (TABELA 3.5). Todos apresentam média estimada estatisticamente equivalente à média volumétrica observada, ou seja, dentro da região de rejeição da hipótese de dissimilaridade. Ao avaliar os subníveis da predição do volume por meio do teste de Tukey, é possível identificar a performance da combinação de equações volumétricas e hipsométricas, para cada espécie sob análise (FIGURA 3.7). As médias que apresentam a mesma letra na Figura 3.7 não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade e a amplitude dos retângulos representa a variação dos dados em análise.

FIGURA 3.7 – COMPARAÇÃO ENTRE A MÉDIA VOLUMÉTRICA OBSERVADA POR ESPÉCIE (VOB), E AS ESTIMADAS POR EQUAÇÃO DE SIMPLES ENTRADA (VES), E COMBINAÇÕES VEH, VHS, VGE E VGS, PARA 25 ESPÉCIES COMERCIAIS DA AMAZÔNIA ORIENTAL PRESENTES NA JARI FLORESTAL S.A.



Métodos de estimativa de Volume

FONTE: o autor (2016).

A combinação que apresentou o melhor desempenho é a VGS, onde a média estimada para o volume é estatisticamente igual à observada para cada espécie. Todas as demais combinações apresentaram diferença significativa ao predizer a média volumétrica para as espécies CAVI, DIEX ou para as duas, simultaneamente (FIGURA 3.7). A inclusão da altura estimada HEL, ou a ausência da altura na predição volumétrica, não propiciou um bom desempenho para VEH e VES, respectivamente, em relação às duas espécies mencionadas. Já a combinação VHS falhou na estimativa da média volumétrica para a espécie DIEX, gerando uma média estimativa menor que a observada. A combinação VGE para espécie CAVI se mostrou acima do valor médio observado para a espécie, apresentando desempenho estatisticamente igual à VEH e VES para essa espécie.

O efeito da altura estimada por espécie é significativo para a predição da média volumétrica nos subníveis quando especificado os modelos volumétricos para as espécies DIEX, DIOD, HYSO, HYSE, MAHU e ROMO. Esse resultado associado com o obtido no Teste de Equivalência, bem como a análise visual presente na Figura 3.6, indica um bom desempenho significativo da combinação VGS para as predições globais e nos subníveis, mesmo com os resultados obtidos no Teste de Graybill e Decomposição do Erro de Theil.

O modelo de melhor desempenho é aquele que apresenta a maior coerência biológica (FANG e BAILEY, 1998; MACHADO et al., 2008), boa qualidade preditiva (ODERWALD e HANS, 1993) e de extrapolação de seus resultados (SMITH e ROSE, 1995; ROBINSON e FREASE, 2004). A vinculação de modelos hipsométricos com modelos para a estimativa da biomassa de florestas tropicais tem mostrado resultados discrepantes e não confiáveis em muitas avaliações recentes (HUNTER et al., 2013; FAYOLLE et al., 2013; KEARSLEY et al., 2013; WARD, 2015). Há erros estimativos que excedem 15% chegando a valores acima de 50% por unidade de área, apresentando resultados amplamente variados e altamente dependentes da relação hipsométrica utilizada (HUNTER et al. 2013; KEARSLEY et al., 2013). Na análise conduzida, as estimativas para a média volumétrica da base de dados de validação, com a inclusão da altura estimada, não excedem 4,45% de erro (VGS), sendo de apenas 2,54% (VHS) para a estimativa mais precisa.

O uso de um banco de dados à parte para avaliar a eficiência preditiva de modelos é um procedimento de avaliação simples e indicado na validação de ajustes estatísticos (NUZZO, 2014; SILESHI, 2014; WARD, 2015). A verificação dos desvios

e tendências (LEITE e OLIVEIRA, 2002; PIÑEIRO et al., 2008), comportamento fora do intervalo de ajuste (MAYER e BUTLER, 1993; ODERWALD e HANS, 1993), falta de ajuste (SMITH e ROSE, 1995; SILESHI, 2014), bem como seu uso associado a outros modelos (ROBINSON e FROESE, 2004; WARD, 2015), são procedimentos de verificação e validação que dão suporte a escolha de modelos de qualidade. De modo geral, os trabalhos desenvolvidos para florestas tropicais, não utilizam os critérios de análise exploratória de dados aplicados, bem como não empregam testes de validação aos ajustes realizados, mesmo sabendo da importância dos modelos propostos na definição de políticas internacionais quanto ao uso de florestas tropicais.

3.4 CONCLUSÕES

As características matemáticas diferenciadas dos modelos exigiram a comparação minuciosa do comportamento da relação hipsométrica, permitindo inferir aspectos ecológicos e produtivos das espécies após análise das curvas altura-diâmetro.

A relação hipsométrica das 25 espécies comerciais da Jari Florestal S.A., presentes na Amazônia Ocidental Brasileira, é melhor descrita por modelos que consideram o efeito das espécies no ajuste. Os modelos ajustados a partir da modelagem convencional (Regressão Linear Simples), apresentaram resultados inferiores à modelagem hierárquica (Modelos de Efeito Misto), sendo o modelo I (HENRICKSEN, 1950), com a inclusão dos efeitos aleatórios, o de melhor desempenho na estimativa da altura para todas as espécies.

A altura estimada a partir do modelo I misto, deve ser incluída nos modelos de dupla entrada previamente desenvolvidos para a predição do volume. A predição da altura associada aos modelos volumétricos para as espécies *Dinizia excelsa* Ducke (DIEX), *Dipteryx odorata* (Aubl.) Willd. (DIOD), *Hymenaea courbaril* L. (HYCO), *Hymenolobium sericeum* Ducke (HYSE), *Manilkara huberi* (Ducke) A.Chev. (MAHU), *Roupala Montana* Aubl. (ROMO) propiciaram estimativa volumétrica, pela combinação VGS, com erro médio abaixo de 5% para a média global. Os testes de validação indicam: que a combinação VGS propicia médias volumétricas estimadas por espécie iguais às médias observadas na base validação; equivalência estatística

em relação à média volumétrica global, e; maior eficiência estatística dentre as demais combinações de equação hipsométrica e volumétrica testadas.

O tratamento dos dados pré-ajuste (avaliação de observações atípicas), bem como pós-ajuste (testes de validação em base extra ajuste), propiciaram resultados mais confiáveis e um maior embasamento na escolha dos modelos hipsométricos e da combinação modelo hipsométrico e modelos volumétricos. Os resultados obtidos comprovam que a análise exploratória dos dados e a validação dos ajustes, propiciam estimativas finais com maior eficiência e equivalência preditiva em relação ao comportamento real dos dados.

4 SIMULADOR DE CRESCIMENTO FLORESTAL PARA A FLORESTA TROPICAL DA JARI

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi desenvolver e validar um simulador de crescimento e produção por árvore individual independente da distância para as florestas da Jari Florestal, incorporando a capacidade produtiva do sítio como atributo de predição dos modelos. Os dados são provenientes de uma área experimental pertencente a Jari Florestal SA, sob monitoramento da Embrapa Amazônia Oriental desde 1983, apresentando 8 medições distribuídas em 32 anos de acompanhamento das parcelas. O experimento apresenta 12 tratamentos mais Controle, distribuídos em 40 parcelas, sendo 13 dessas destinada a validação do modelo proposto. Todas as árvores com DAP ≥ 5 cm foram utilizadas para compor os modelos de efeito misto na descrição do incremento diamétrico, mortalidade e recrutamento. As espécies foram separadas em grupos ecológicos, econômicos e ritmo de crescimento, perfazendo 13 grupos de espécies e 32 subgrupos pela combinação das 3 categorias. Foram testadas 9 variáveis como indicativos da produtividade do sítio para compor os submodelos de simulação. O simulador foi implementado no software de modelagem visual Simile e seus cenários foram submetidos a 5 testes estatísticos para a validação dos ajustes. O simulador proposto apresenta resultados expressivos e com boa precisão, propiciando resultados expressivos na simulação de todos os regimes de manejo no experimento.

Palavras-chave: Modelos de efeito misto. Modelos árvore individual. Produtividade do sítio. Teste de Validação.

FOREST GROWTH SIMULATOR FOR TROPICAL RAINFOREST OF JARI, BRAZIL

ABSTRACT

The aim of this study was to develop and validate a growth and yield simulator using a distance-independent tree model for the forests of Jari Florestal SA. forests, incorporating the productive capacity of the site as a prediction attribute. The data came from an experimental area belonging to Jari Florestal SA, under monitoring since 1983 of Embrapa Amazônia Oriental, with 8 distributed measurements in 32 years of monitoring plots. The experiment has 12 treatments plus control treatment, distributed in 40 plots, 13 of those intended to validate the proposed model. All trees with DBH ≥ 5 cm were used to compose the mixed effect models in describing the diametric growth, mortality and recruitment. The species were separated into ecological, economic and growth rate groups, accounting for 13 species groups and 32 subgroups by combining the all 3 categories. Were tested 9 variables as site productivity indicative to compose the simulation submodels. The simulator was implemented in Simile visual modeling software and its scenarios were submitted to 5 statistical tests to validate the results. The proposed simulator presents reasonable results and good accuracy, providing significant results in the simulation of all management regimes in the experiment.

Key-words: Mixed effect models. Tree model. Site productivity. Validation tests.

4.1 INTRODUÇÃO

Simuladores do crescimento e produção florestal em sua maioria apresentam as seguintes características: são implementados em *softwares* específicos, muitas vezes de difícil compreensão por não programadores; difícil calibração para sítios específicos, e; apresentam o efeito “caixa preta”, situação em que o usuário não conhece ou não tem acesso às especificidades de sua construção (SMITH et al., 2005). Essas características tornam o uso dos simuladores atuais pouco atrativos para fins práticos e consequentemente pouco utilizados externamente ao mundo acadêmico.

O desconhecimento de detalhes específicos desses simuladores põe em dúvida a aplicabilidade do modelo em diferentes situações de sítios, florestas e condições de manejo. É comum a adoção de fórmulas empíricas de crescimento (VANCLAY, 1989b); constantes de mortalidade (ALDER e SILVA, 2000) e recrutamento (WEISKTELL et al., 2011); ausência de variáveis que representem a produtividade do sítio (PHILLIPS et al., 2003), ajustes finos obscuros, e; a origem de fatores de correção que não são explicitados ao usuário do modelo sua origem. Muitas dessas características são apresentadas como valores empíricos, determinados pelo autor do simulador, sem vínculo à teorias biológicas e silviculturais e que não podem ser reeditadas por usuários.

A maioria dos modelos construídos para florestas tropicais foram desenvolvidos a partir de banco de dados de histórico produtivo de experimentos, de diferentes sítios florestais localizados em diversos países tropicais (ALDER, 1995; PHILLIPS et al., 2003). As relações empíricas utilizadas na construção dos submodelos presentes nesses simuladores (incremento, recrutamento e mortalidade), bem como a interação entre esses submodelos, estão baseadas em formulações muitas vezes não biológicas e que não se aplicam às especificidades das florestas presentes no Brasil.

Modelos de crescimento e produção para a Amazônia tais como o SYMFOR ou CAFOGROM, apresentam relatórios detalhados da forma de abordagem dos dados, descrevem os métodos utilizados para o desenvolvimento dos submodelos, bem como os meios para calibração do simulador para novos sítios (ALDER e SILVA, 2000; YOUNG e MUETZELFELDT, 1998). Entretanto, a implementação desses modelos em diferentes *softwares* não é facilitada pelos autores, mesmo

sabendo do difícil acesso aos *scripts* de programação dessas plataformas específicas e das limitações do modelo proposto para as nossas florestas. De um modo geral, essas são barreiras para o uso de simuladores em larga escala, inclusive por pesquisadores ligados ao manejo de florestas tropicais.

Os estudos atuais quanto à modelagem e simulação do crescimento florestal, sejam eles de florestas naturais ou plantios específicos, ainda apresentam em sua maioria discussões quanto à limitação imposta pelos dados e pelos métodos de ajuste dos submodelos que compõem os simuladores. Poucos são os trabalhos que discutem a eficácia do *software* e seu poder simulativo (VANCLAY, 2014). Essa problemática, associada a propósitos acadêmicos de utilização de alguns desses modelos construídos, gera insuficiência do avanço e aplicação dos simuladores a situações reais de avaliação florestal. Consequentemente, há um desinteresse e descrédito do uso dessa ferramenta por outros ramos ligados ao manejo de floresta tropical.

Utilizando dados de parcela permanente na Amazônia Oriental, o objetivo desse trabalho é responder as seguintes perguntas: É possível construir um simulador do crescimento e produção individual que possibilite estimativas produtivas em diferentes níveis bem como incluindo variáveis que identificam a capacidade produtiva do sítio?; Esse modelo permite fácil recalibração para diferentes sítios e tipologias florestais?; É possível implementá-lo em um ambiente computacional passível de edição e fácil acesso do usuário?; Esse modelo apresenta um desempenho robusto, válido e consistente em diferentes situações de manejo florestal? A utilização do *software* de programação gráfica Simile®, a incorporação de diferentes técnicas de classificação da produtividade florestal no modelo e a aplicação de técnicas de verificação e validação do simulador proposto, são os meios utilizados para responder esses questionamentos bem como atestar a eficiência do modelo proposto.

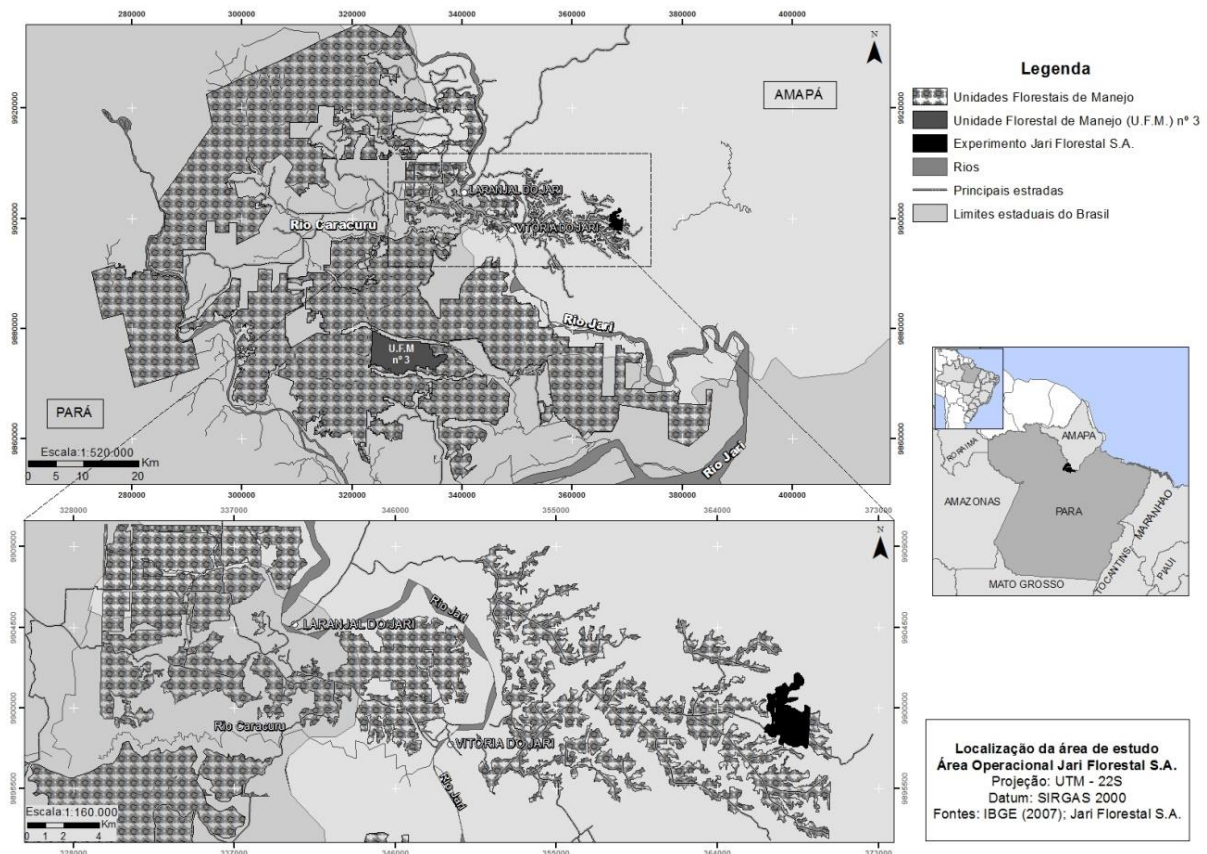
4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

4.2.1 Descrição da área de estudo e dados utilizados

A área experimental da Jari está situada na localidade Morro do Felipe, no município de Vitória do Jari, Estado do Amapá, sob manutenção e vigilância desde

1983 pela Embrapa Amazônia Oriental e de propriedade do Grupo Orsa, antiga Companhia Florestal Monte Dourado (Jari Florestal) (FIGURA 4.1).

FIGURA 4.1 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL DA EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL, BEM COMO DA UNIDADE DE MANEJO FLORESTAL NÚMERO 3 DENTRO DAS ÁREAS OPERACIONAIS DA JARI FLORESTAL S.A. ESTADO DO PARÁ E AMAPÁ, BRASIL.



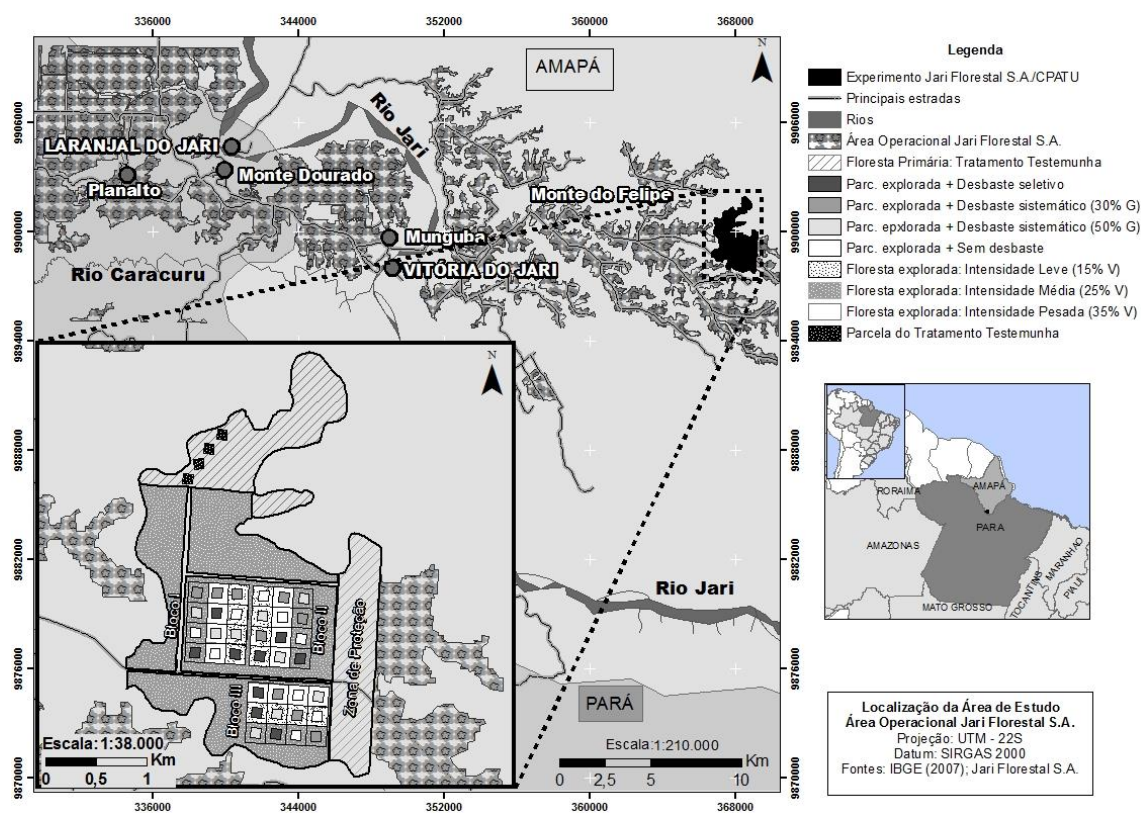
FONTE: o autor (2016).

Segundo a classificação de Köppen, o clima é do tipo Ami, com temperatura média anual de 25,8° C variando 2° C. De acordo com Azevedo (2006), a precipitação média anual é de 2.234 mm, com período chuvoso entre dezembro e maio e período seco entre junho e setembro. O solo é do tipo Latossolo Amarelo Distrófico, com textura argilosa pesada (AZEVEDO et al., 2008). A vegetação é do tipo Floresta Tropical Densa de Terra Firme ou Floresta Ombrófila Densa (VELOSO et al., 1991).

O experimento foi instalado em uma área de 500 ha, em julho de 1983 (FIGURA 4.2). O inventário pré-exploratório, considerando todas as árvores com diâmetro a altura do peito (DAP) acima de 50 cm, identificou uma área basal média

de $13,56 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$, sendo $8,56 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ desse total correspondente às espécies de valor comercial. O volume por hectare foi de $173,18 \text{ m}^3$, com $112,17 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ com valor comercial madeireiro. Nesse inventário, foram encontradas 255 espécies, sendo 93 espécies comerciais totalizando 16.467 árvores em toda área do experimento (CARVALHO et al., 1987).

FIGURA 4.2 – LOCALIZAÇÃO DO EXPERIMENTO E DISTRIBUIÇÃO DAS PARCELAS E SUAS RESPECTIVAS REPETIÇÕES DOS 12 TRATAMENTOS SILVICULTURAIS APLICADOS.



FONTE: o autor (2016).

Em 1985 foi realizada a exploração florestal na área de floresta primária. As árvores foram identificadas e derrubadas procurando evitar abertura de grandes clareiras. Para cada indivíduo explorado foram deixadas matrizes proporcionalmente à abundância de cada espécie. Dentre as espécies comerciais algumas não foram exploradas por apresentarem poucos indivíduos por unidade de área (CARVALHO et al., 1987).

A exploração foi conduzida em 400 ha, distribuídas em faixas de 200 x 800 m, diferindo em três intensidades de redução de volume comercial acima de 60 cm

de DAP (15, 25 e 35% do total). A distribuição das intensidades por tratamento, bem como o número de árvores exploradas, área basal e volume, estão explicitados na Tabela 4.1. Essas diferentes intensidades de explorações foram aplicadas em três blocos, sendo que na área externa ao experimento a intensidade de exploração foi de 35% do volume (AZEVEDO et al., 2008).

TABELA 4.1 – DISTRIBUIÇÃO DA INTENSIDADE DE EXPLORAÇÃO E DESBASTE POR TRATAMENTO APLICADO A FLORESTA DA JARI.

TRAT	EXPLORAÇÃO				DESBASTE					
	INT	N.ha ⁻¹	G (m ² .ha ⁻¹)	V (m ³ .ha ⁻¹)	TIPO	INT	N.ha ⁻¹	G (m ² .ha ⁻¹)	V (m ³ .ha ⁻¹)	d min ^{p e nc}
1	15%	2	1,00	13,58	SIS	0%	0	0,00	0,00	0
2	15%	4	2,03	28,46	SIS	30%	26	3,35	40,38	n.e. e 35
3	15%	3	1,53	21,15	SIS	50%	21	2,75	33,56	15 e 15
4	15%	3	1,62	22,44	SEL	70%	8	1,13	13,16	n.e. e n.e.
5	25%	5	2,97	41,60	SIS	0%	0	0,00	0,00	0
6	25%	6	3,25	45,38	SIS	30%	20	1,99	22,74	n.e. e 15
7	25%	4	2,02	27,67	SIS	50%	13	1,87	22,52	45 e 15
8	25%	6	3,10	42,94	SEL	70%	24	2,70	32,20	n.e. e n.e.
9	35%	5	2,97	42,48	SIS	0%	0	0,00	0,00	0
10	35%	6	4,15	59,71	SIS	30%	30	2,80	32,34	n.e. e 25
11	35%	8	3,21	43,57	SIS	50%	11	1,23	14,35	n.e. e 15
12	35%	7	3,61	50,32	SEL	70%	12	1,30	14,86	n.e. e n.e.

Legenda: valores médios explorados e desbastados em número de árvores (N), área basal (G) e volume (V) por hectare. INT = Intensidade do fator; SIS = desbaste sistemático; SEL = desbaste seletivo; dmin^{p e nc} = Diâmetros mínimos do grupo de espécies com valor econômico potencial ou não comercial respectivamente; n.e. = Não especificado no histórico dos dados.

FONTE: o autor (2016).

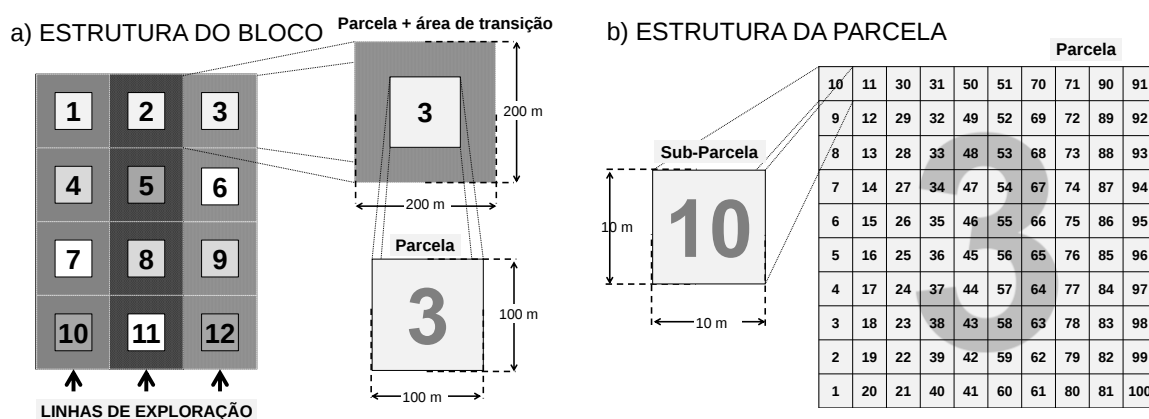
Em 1994 foram estabelecidos 4 tratamentos silviculturais diferentes, aplicando-se desbaste nas árvores a partir de 15 cm de DAP, sendo sistemático de 0%, 30%, 50% e desbaste seletivo nas concorrentes às árvores futuro de intensidade de 70% da área basal não comercial. A combinação dos fatores (exploração e desbaste) propiciou o estabelecimento de 12 tratamentos experimentais conduzidos em parcelas sub-subdivididas no tempo.

O desbaste sistemático consistiu em eliminar árvores de espécies não comerciais, em ordem decrescente, do maior DAP ao menor, cujas copas estivessem competindo com árvores de espécies comerciais selecionadas para futura extração, reduzindo a área basal até a planejada, sendo considerada a redução inicialmente provocada pela exploração florestal (COSTA et al., 2001).

No total foram aneladas 495 árvores, evitando a eliminação ou o risco de extinção de qualquer espécie, assim como a eliminação de árvores de espécies importantes para a fauna e atividades extrativistas (AZEVEDO, 2006). Em 1996, foi realizada a primeira remedição após a aplicação dos tratamentos e a análise das árvores aneladas por meio de visitas a campo e verificação da mortalidade. A eficácia do tratamento foi gradativa ao longo do tempo, sendo de aproximadamente 65% após dois anos da aplicação (COSTA et al., 2001).

Foram estabelecidos três blocos mais 4 parcelas testemunhas, cada uma com 1 ha, totalizando 48 ha experimental e 144 ha de área total (FIGURA 4.2). Todos os blocos possuem área de bordaduras, entre os blocos e as parcelas internas, sendo mantidos 100 ha como testemunha. Inicialmente o delineamento foi estruturado em blocos ao acaso com três repetições (até o ano de 1994), após a aplicação dos tratamentos o delineamento foi conduzido como parcelas sub-subdivididas (AZEVEDO, 2006) conforme apresentado na Figura 4.3.

FIGURA 4.3 – (A) DESENHO ESQUEMÁTICO DO BLOCO EXPERIMENTAL COM DOZE PARCELAS, E; (B) ARRANJO DE UMA PARCELA PERMANENTE DE 1 HA (100 X 100 M) LOCALIZADO NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DO JARI – AMAPÁ.



FONTE: o autor (2016).

Cada bloco contém 12 parcelas originadas da combinação dos fatores exploração e desbaste aplicados. As parcelas permanentes são quadradas, com 100 m de lado (1 ha), subdivididas em 100 sub-parcelas de 10 x 10 m, onde foi mensurado o DAP de todos os indivíduos arbóreos com $DAP \geq 20$ cm. Dentro de cada parcela, foram sorteadas 10 sub-parcelas, das quais foram medidas arvoretas de $5 \leq DAP < 20$ cm, conforme apresentado na Figura 4.3. A primeira medição foi

realizada antes da exploração, em 1984, com remedições em 1986, 1988, 1990, 1994, 1996, 2004 e 2011, sendo a medição de 1994 realizada antes da aplicação das diferentes intensidades de desbaste. Os dados utilizados para a construção do simulador são referentes a todas as medições com DAP ≥ 5 cm, perfazendo assim 90.374 observações, distribuídas em 8 anos de medições, 40 parcelas, 12 diferentes tratamentos e parcelas controle bem como 400 ha de área experimental.

Do montante total de parcelas presentes no experimento foram separadas 13 para a validação do modelo e simulação de cenários produtivos. A distribuição e escolha dessas para a validação do simulador foi feita de forma aleatória restrita, já que o objetivo foi testar o comportamento do modelo sob diferentes situações de manejo florestal utilizando amostras de cada bloco e tratamento aplicado. Portanto, foram escolhidas 4 parcelas por bloco e 1 parcela testemunha para a validação conforme apresentado na Tabela 4.2.

TABELA 4.2 – DISTRIBUIÇÃO E SORTEIO DAS PARCELAS PERMANENTES ESCOLHIDAS PARA A VERIFICAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO PROPOSTO PARA A FLORESTA E PARCELAS PERMANENTES DO JARI.

TRATAMENTO	INTENSIDADE DOS FATORES		REPLICAÇÕES	Nº DAS PARCELAS	BASE PARA:	
	EXPLORAÇÃO	DESBASTE			AJUSTE	VALIDAÇÃO
T0	0%	0%	4	1, 2, 3 e 4	1, 2 e 4	3
T1	15%	0%	3	106, 201 e 308	106 e 201	308
T2	15%	30%	3	103, 207 e 307	207 e 307	103
T3	15%	50%	3	109, 204 e 306	109 e 204	306
T4	15%	70%	3	112, 210 e 305	112 e 305	210
T5	25%	0%	3	107, 209 e 311	107 e 209	311
T6	25%	30%	3	101, 206 e 312	101 e 312	206
T7	25%	50%	3	104, 203 e 309	203 e 309	104
T8	25%	70%	3	110, 212 e 310	110 e 310	212
T9	35%	0%	3	111, 205 e 303	205 e 303	111
T10	35%	30%	3	102, 202 e 302	102 e 302	202
T11	35%	50%	3	108, 211 e 304	211 e 304	108
T12	35%	70%	3	105, 208 e 301	105 e 208	301

FONTE: o autor (2016).

Adicionalmente foram utilizados os dados de produção de uma das unidades de manejo da Jari Florestal S.A., perfazendo 16.099 observações de altura de fuste livre de galho, DAP e volume aproveitável, distribuídos em 25 espécies comerciais. Foram construídos modelos hipsométricos, determinação do fator de forma médio, bem como a validação dos modelos volumétricos ajustados por Hiramatsu (2008) para as florestas da Região do Jari. A localização da unidade de produção número 3

bem como a descrição completa dos dados estão respectivamente apresentados na Figura 4.1 e no trabalho de Hiramatsu (2008).

4.2.2 Agrupamento das espécies

Os dados foram agrupados quanto as suas características ecológicas, econômicas e quanto ao ritmo de crescimento no dossel da floresta. Essa última característica foi realizada conforme já conduzido anteriormente por Azevedo (2006) a partir do trabalho de Alder (1995) (TABELA 4.3).

TABELA 4.3 – MÉTODOS DE CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES ADOTADOS PARA A SEPARAÇÃO EM GRUPOS HOMOGÊNEOS PARA A MODELAGEM DO CRESCIMENTO E PRODUÇÃO.

METODO DE REFERÊNCIA	AGRUPADO POR:	CODIGO	DESCRIÇÃO
Alder (1995)	ANÁLISE DISCRIMINANTE, AGRUPAMENTO E SUBJETIVA	I	Espécies de crescimento muito rápido
		II	Espécies de crescimento muito lento
		III	Espécies de crescimento moderado
		IV	Espécies de crescimento rápido
		V	Espécies de crescimento lento
Swain e Whitmore (1988)	DESCRIÇÃO ECOLÓGICA OBTIDA DE DIFERENTES FONTES BIBLIOGRÁFICAS	P	Espécies pioneiras
		NP	Espécies não pioneiras
		I	Indefinidas
Mercado regional, artigos e relatórios.	VIABILIDADE MERCADOLÓGICA E VALOR COMERCIAL	M	Espécies comerciais
		UM	Espécies não comerciais
		P	Espécies potencialmente comerciais

Bibliografias utilizadas na descrição ecológica e econômica das espécies: AMARAL et al. (2009); APARÍCIO (2013); ARAUJO e SILVA (2000); AZEVEDO et al. (2008); BRAGA et al. (2013); CAMARGO et al. (2008); CARRERO et al. (2014); CASTILO e CUETO (1996); COELHO et al. (2012); CRUZ et al. (2001); DIAS et al. (2009); FERRAZ et al. (2004); FONSECA et al 2005; GARAY e RIZZINI (2004); GOUVEIA et al. (2011); JUNK (1997); LIMA et al. (2011); LIRA et al. (2009); LIRA (2011); LOPES et al. (2001); LORENZI (2013); MARINHO-FILHO e VASCONCELOS-NETO (1994); MARTINS DA SILVA et al. (2012); MATOS e AMARAL (1999); MAZZEI e RUSCHEL (2014); MCGINTY (2012); NEMER (2014); NUNES (2010); OLIVEIRA et al. (2010); OLIVEIRA (2011); PINHEIRO et al. (2007); REIS (2015); REIS et al (2013); RIBEIRO (2013); RIBEIRO et al. (2013); ROLIM et al. (1999); SANTOS (1988); SARQUIS e SECCO (2005); SILVEIRA et al. (2013); SOARES (2009); VASCONCELOS-NETO (2012); WITTMANN et al. (2010).

FONTE: o autor (2016).

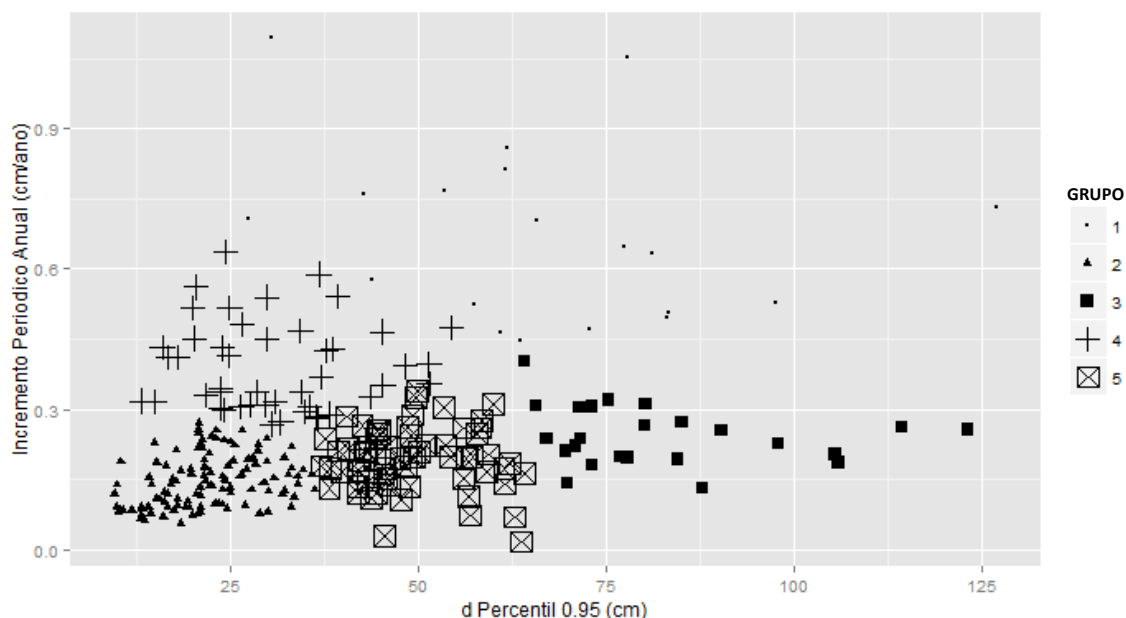
Todas as espécies presentes foram enquadradas na mais recente forma de classificação filogenética de plantas angiospermas, a APG3, bem como reorganizadas conforme suas novas nomenclaturas e famílias botânicas. Todas as árvores com

DAP ≥ 5 cm no experimento estão distribuídas em 337 espécies constituindo um montante de 60 famílias botânicas.

A partir da descrição ecológica e econômica das espécies foi possível a separação e classificação das mesmas quanto a: suas características ecológicas (Pioneira, Não Pioneira e indefinida) e valor econômico (comerciais, potencialmente comerciais, não comerciais). Essa separação foi feita a partir de consultas a para-botânicos e botânicos, listas oficiais de espécies da Amazônia Brasileira, lista de espécies comerciais da época de exploração e recentes disponibilizadas pelo Serviço Florestal Brasileiro entre outras fontes

A análise discriminante e a análise de agrupamento por meio da separação de grupos pelo método de k-médias foi adotado para atualização do trabalho de Azevedo (2006), visando identificação dos diferentes ritmos de crescimento das espécies no experimento (FIGURA 4.4).

FIGURA 4.4 – ATUALIZAÇÃO DA CLASSIFICAÇÃO DO AGRUPAMENTO DE ESPÉCIES A PARTIR DA TÉCNICA PROPOSTA POR ALDER (1995) E REALIZADA POR AZEVEDO (2006) PARA A PARCELA DA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DA JARI.



FONTE: o autor (2016).

Os cinco grupos determinados pela a espacialização da relação diâmetro percentil 0,95 (cm) e o incremento periódico anual (cm.ano^{-1}) indicam a relação entre o tamanho máximo da espécie e seu ritmo de crescimento médio ponderado pelo

seu tamanho. Para a atualização dessa forma de classificação foram utilizadas todas as espécies com $n > 20$ observações ao longo de 34 anos de medição.

Aquelas espécies em que o número de observações esteve entre $20 \geq n \geq 4$ pares, a determinação do DAP_0.95 foi feita a partir da modelagem da distribuição dos diâmetros pela função densidade de Weibull, via técnica Jackknife de reamostragem (LATTIN et al., 2011). Essa abordagem foi aplicada para a predição do diâmetro percentil a 95% da distribuição diamétrica de 50 espécies. Já as espécies restantes, com número de menor de 4 observações, foram alocadas nos demais grupos a partir da descrição ecológica das espécies.

Ao contrário do que foi adotado por Alder e Silva (2000), Azevedo (2006) e Orellana (2014), não foram utilizadas nomenclaturas de cunho ecológico para os grupos obtidos pela técnica de Alder (1995). A metodologia adotada identifica o ritmo médio de crescimento de grupos em função do tamanho máximo das espécies que o compõem, não sendo possível, apenas por essas análises, abrangerem o comportamento ecológico dos diferentes grupos existentes no dossel florestal (NASCIMENTO, 2012).

Entende-se que o ritmo de crescimento e o tamanho das espécies são apenas um dos critérios de classificação de grupos ecológicos, não sendo possível adotar a mesma nomenclatura proposta por trabalhos clássicos ligados à classificação ecológica e fitossociológica de espécies (SWAIN e WHITMORE, 1988; FERRAZ et al., 2004; CAMARGO et al., 2008).

Dessa forma, a associação dessa característica com a descrição ecológica das espécies, propicia uma melhor separação dos dados para a proposição de modelos preditivos do crescimento mais eficientes. A lista completa com a classificação das espécies nas diferentes formas de agrupamento, bem como as referências bibliográficas e material base consulta para a determinação dos grupos ecológicos e econômicos estão no Apêndice 1.

4.2.3 Estimativas hipsométricas e volumétricas

Foram utilizados 34 modelos para a predição, sendo 26 para a altura e 8 para o volume de todas as espécies existentes na Jari Florestal. Os modelos volumétricos foram desenvolvidos, ajustados e validados por Hiramatsu (2008); e os

hipsométricos foram desenvolvidos ajustados e validados sobre o conjunto de dados de produção da unidade produtiva número 3 da Jari Florestal (FIGURA 4.1).

O modelo utilizado para a predição da altura foi o modelo de Henricksen (1950), com a inclusão de efeitos mistos para a produção de um modelo hierárquico de predição que vislumbre a variabilidade entre as relações hipsométricas das espécies. O modelo foi aplicado para a predição da relação altura e diâmetro de 25 espécies comerciais, bem como para a relação altura e diâmetro geral para todas as espécies.

A estimativa da altura para aquelas espécies que não foram base para o ajuste do modelo foi realizada pela equação hipsométrica gerada pelo modelo misto apenas considerando o efeito fixo. Para a estimativa volumétrica das árvores abaixo de 44,6 cm de diâmetro a altura do peito, foi utilizado um fator de forma médio de 0,7252 obtido a partir do mesmo conjunto de dados de produção da unidade produtiva número 3, sendo os mesmos dados utilizados por Hiramatsu (2008).

A apresentação dos modelos e suas especificações estão presentes no Apêndice 2 desse trabalho.

4.2.4 Índice de Competição

Para a composição dos submodelos de incremento diamétrico e mortalidade foi incluído, nos diferentes ajustes propostos, uma variável ligada à competição unilateral ("*one-sided competition*") entre as espécies no dossel florestal. A variável escolhida e amplamente utilizada por diversos autores ligados à modelagem de florestas tropicais (VANCLAY, 1989; VANCLAY, 2014; ORELLANA et al., 2016), foi o índice *BAL* ("*Basal Area in Larger trees*"), que representa o somatório das áreas transversais de todas as árvores em um hectare, com DAP acima da árvore alvo de competição unilateral (WEISKITTEL et al., 2011).

Se $DAP_i < DAP_j$ então:

$$BAL_i = \frac{\pi}{40000} \sum_{j=1}^{n-i} DAP_j^2 \quad (4.1)$$

Se $DAP_i \geq DAP_j$ então:

$$BAL_i = 0 \quad (4.2)$$

Em que: BAL_i = Soma das áreas transversais das árvores mais grossas que a árvore i ($m^2 \cdot ha^{-1}$); DAP_i = diâmetro a altura do peito da árvore i (cm), e; DAP_j = diâmetro à altura do peito da árvore j (cm). A área representativa para o cálculo do BAL foi baseada na área da parcela (1 ha), incluindo todos os indivíduos acima de 5 cm de DAP .

4.2.5 Classificação da produtividade

Para a composição do modelo de incremento do simulador proposto, foram testadas 9 variáveis como indicativos da produtividade do sítio, sendo todas válidas e correlacionadas com a produção volumétrica da área experimental da Jari.

Dentre as variáveis testadas estão: Diâmetro Médio ($\overline{DAP}$); Altura Média ($\bar{h}$); Área Basal (G); Diâmetro Quadrático Médio (d_g); Diâmetro Dominante (d_{dom}); Altura Dominante (h_{dom}); Forma de Sítio (SF); Índice de Variação das Espécies Pioneiras ($IV\%$); Índice de Crescimento (GI). Os valores dos atributos $\overline{DAP}$, $\bar{h}$, G , d_g , d_{dom} e h_{dom} foram obtidos pela operação direta sobre os dados brutos, as demais demandaram operações matemáticas conforme apresentado a seguir.

4.2.5.1 Forma de Sítio

Para a determinação da Forma de Sítio foi utilizado como diâmetro de referência o DAP de 20 cm. Os valores médios de altura no DAP de referência foram determinados por ano e a partir da média geral para todos os anos em todas as parcelas. Para os dados de validação, a estimativa da Forma do Sítio foi feita pela transformação da relação hipsométrica geral em um estimador do SF , a partir dos dados iniciais da simulação por parcela, como demonstrado a seguir:

$$h_{ij} = b_{0ij} + b_{1ij} \ln(DAP_{ij}) \quad (4.3)$$

Incluindo o DAP de referência obtém-se a altura de forma (hf) de uma árvore i da espécie j como segue:

$$hf_{ijk} = b_{0ij} + b_{1ij}Ln(20) \quad (4.4)$$

A modificação da expressão (4.3) para diferentes diâmetros foi feita pelo rearranjo de (4.4):

$$b_{0ij} = hf_{ij} - b_{1ij}Ln(20) \quad (4.5)$$

Incluindo (4.5) em (4.3) tem-se:

$$h_{ij} = [hf_{ij} - b_{1ij}Ln(20)] + b_{1ij}Ln(DAP_{ij}) \quad (4.6)$$

$$h_{ij} = hf_{ij} - b_{1ij}Ln(20) + b_{1ij}Ln(DAP_{ij}) \quad (4.7)$$

$$hf_{ij} = h_{ij} + b_{1ij}Ln(20) - b_{1ij}Ln(DAP_{ij}) \quad (4.8)$$

$$hf_{ij} = h_{ij} + b_{1ij}[Ln(20) - Ln(DAP_{ij})] \quad (4.9)$$

A determinação do SF foi feita pela média de hf por parcela:

$$SF = \frac{1}{n.m} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m hf_{ij} \quad (4.10)$$

Tanto a média de todos os anos, bem como todos os valores correntes médios anuais de SF por parcela foram testados como indicativo de produtividade do sítio, visando identificar qual a melhor variante para modelagens posteriores.

4.2.5.2 Índice de variação diamétrico das espécies pioneiras

O Índice de Variação dos diâmetros das espécies pioneiras ($IV_{\%}$) foi determinado para cada ano e parcela utilizados para ajuste dos submodelos do simulador. Para identificação da dinâmica de variabilidade e classificação da produtividade do $IV_{\%}$, o mesmo foi modelado em função dos anos após distúrbios no dossel (y_d) causados por exploração ou desbaste. As parcelas controle foram

incluídas na modelagem do $IV_{\%}$ com y_d igual à zero para todos os anos do experimento, sendo determinado para os demais tratamentos conforme apresentado na Tabela 4.4.

TABELA 4.4 – ANOS APÓS DISTÚRBIOS (y_d) CAUSADOS POR DESBASTE OU EXPLORAÇÃO NO DOSSEL PARA TODOS OS TRATAMENTOS SUBMETIDOS A ESSAS INTERVENÇÕES SILVICULTURAIS.

TRATAMENTOS	ANO	ANOS APÓS DISTÚRPIO		y_d
		DESBASTE	EXPLORAÇÃO	
EXPLORADOS E DESBASTADOS	1984	0	0	0
	1986	0	1	1
	1988	0	3	3
	1990	0	5	5
	1994	0	9	9
	1996	2	11	2
	2004	10	19	10
	2011	17	26	17
CONTROLE	TODOS OS ANOS	0	0	0

FONTE: o autor (2016).

O modelo utilizado para a descrição do $IV_{\%}$ ao longo do tempo bem como para a estimativa do $IV_{\%}$ de referência são os seguintes apresentados:

$$IV_{\%} = b_0 - \frac{e^{\frac{[Ln(t)-b_1]^2}{2b_2^2}}}{tb_2\sqrt{2\pi}} \quad (4.11)$$

$$IV_{\%Iref} = IV_{\%} + \frac{e^{\frac{[Ln(Iref)-b_1]^2}{2b_2^2}}}{Irefb_2\sqrt{2\pi}} - \frac{e^{\frac{[Ln(t)-b_1]^2}{2b_2^2}}}{tb_2\sqrt{2\pi}} \quad (4.12)$$

Onde $IV_{\%}$ é o índice de variação das espécies pioneiras (%); b_0 , b_1 e b_2 são coeficientes dos modelos, com valores de 0,084964, 3,720496 e 1,005088 respectivamente; I_{ref} é a idade de referência onde $IV_{\%}$ é mínimo, sendo esse aos 15 anos após o distúrbio, e; $IV_{\%Iref}$ Índice de Variação na idade de referência. Tanto $IV_{\%}$ como $IV_{\%Iref}$ foram utilizados como variável de predição da produtividade das parcelas. A associação do inverso dessas variáveis com o incremento diamétrico foi testada com as demais variáveis para a composição dos submodelos do simulador.

A apresentação gráfica da classificação da produtividade via $IV_{\%}$ e as estatísticas de ajuste da equação (4.9), estão apresentadas no Apêndice 3 deste trabalho.

4.2.5.3 Índice de crescimento

O desenvolvimento do Índice de Crescimento (GI) foi baseado no crescimento de 20 espécies, distribuídas amplamente em todo o experimento (TABELA 4.5).

TABELA 4.5 – ESPÉCIES UTILIZADAS PARA A COMPOSIÇÃO DO ÍNDICE DE CRESCIMENTO DIAMÉTRICO PARA A CLASSIFICAÇÃO DA PRODUTIVIDADE DA FLORESTA DO JARI.

ABREV	NOMES		GRUPO		
	CIENTÍFICO	POPULAR	ECOL	ECON	CRES
GESE	<i>Geissospermum sericeum</i> Miers	Quinarana	NP	M	V
MYRS	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Murta	P	UM	II
MICG	<i>Micropholis guyanensis</i> (A.DC.) Pierre	Mangabarana	NP	M	V
MAEL	<i>Manilkara elata</i> (Allemão ex Miq.) Monach.	Maçaranduba	NP	M	III
GOGL	<i>Goupia glabra</i> Aubl.	Cupiúba	P	M	III
OCPE	<i>Ocotea petalanthra</i> (Meisn.) Mez	Louro-abacate	NP	M	IV
IRJU	<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	Ucuubarana	NP	P	II
MING	<i>Minquartia guianensis</i> Aubl.	Acariquara	NP	M	V
BRGU	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	Janitá-amarelo	P	M	II
RIFL	<i>Rinorea flavescens</i> (Aubl.) Kuntze	Canela-de-jacamim	NP	UM	II
VIMI	<i>Viola michelii</i> Heckel	Ucuúba-vermelha	NP	M	IV
PROP	<i>Protium opacum</i> Swart	Breu-jatoá	NP	P	II
ESAM	<i>Eschweilera amazonica</i> R.Knuth	Matamatá-ci	NP	UM	II
ANDO	<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwith	Envira branca	NP	UM	II
ESCO	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	Mata-matá-branco	NP	M	II
PRDE	<i>Protium decandrum</i> (Aubl.) Marchand	Breu-vermelho	NP	P	II
POOP	<i>Pouteria oppositifolia</i> (Ducke) Baehni	Guajará-bolacha	NP	M	III
STEX	<i>Sterculia excelsa</i> Mart.	Capoteiro	P	P	II
CORI	<i>Corythophora rimosa</i> W.A.Rodrigues	Castanharana	NP	P	V
TATI	<i>Tachigali tinctoria</i> (Benth.) Zarucchi & Herend.	Taxi-pitomba/peludo	NP	P	I

LEGENDA: ECOL = Grupo ecológico; ECON = Grupo econômico; CRES = Ritmo de crescimento; P = Espécies Pioneiras; NP = Espécies Não Pioneiras; M = Espécies comerciais; UM = Espécies Não Comerciais; P = Espécies Potencialmente comerciais; I = Crescimento muito rápido; II = Crescimento muito lento; III = Crescimento moderado; IV = Crescimento rápido, e; V = Crescimento lento.

Fonte: o autor (2016)

Diferentemente do proposto por Vanclay (1989a), o modelo hierárquico escolhido para a composição desse índice foi ajustado adotando efeitos mistos das variáveis na predição do incremento diamétrico, conforme descrito a seguir:

$$I_d = b_{0j} + (b_{1j} - 1)DAP_{ijk} + b_{2j}Ln(DAP_{ijk}) + b_{3j}\sqrt{G_k - BAL_{ijk}} + b_{4j}G^2_{ijk} + b_{5k}Ln(DAP_{ijk}) \quad (4.13)$$

Em que: ijk são os índices que representam o indivíduo i da espécie j presente na parcela k ; Id = Incremento diamétrico (cm); DAP = diâmetro a altura do peito (cm); G = área basal da parcela ($m^2 \cdot ha^{-1}$), e; BAL = Índice de competição unilateral (“one-sided competition”). As variáveis associadas aos coeficientes b_0 , b_1 , b_2 , b_3 e b_4 , foram incluídas no modelo como elementos de efeito aleatório.

A interação entre o logaritmo neperiano do diâmetro e o nível parcela foi considerada como um componente de efeito fixo no modelo (4.13). Devido GI basear-se no efeito local (da parcela) na predição do incremento diamétrico a partir de b_5 , esse componente obrigatoriamente deve apresentar estimativas por parcela. Após ajustado, o rearranjo do modelo (4.13) para a predição de GI em uma escala entre 3 a 10, se deu da seguinte forma:

$$b_{5k} = \frac{Id - [b_{0j} + (b_{1j} - 1)DAP_{ijk} + b_{2j}Ln(DAP_{ijk}) + b_{3j}\sqrt{G_k - BAL_{ijk}} + b_{4j}G^2_{ijk}]}{Ln(DAP_{ijk})} \quad (4.14)$$

$$GI_k = 3 + 6,99 \left(\frac{b_{5k} - b_{5min}}{b_{5max} - b_{5k}} \right) \quad (4.15)$$

Substituindo (4.14) em (4.15) temos:

$$GI_k = 3 + 6,99 \left\{ \frac{\left[\frac{Id - [b_{0j} + (b_{1j} - 1)DAP_{ijk} + b_{2j}Ln(DAP_{ijk}) + b_{3j}\sqrt{G_k - BAL_{ijk}} + b_{4j}G^2_{ijk}]}{Ln(DAP_{ijk})} \right] - b_{5min}}{b_{5max} - \left[\frac{Id - [b_{0j} + (b_{1j} - 1)DAP_{ijk} + b_{2j}Ln(DAP_{ijk}) + b_{3j}\sqrt{G_k - BAL_{ijk}} + b_{4j}G^2_{ijk}]}{Ln(DAP_{ijk})} \right]} \right\} \quad (4.16)$$

Em que: GI_k é o Índice de Crescimento da parcela k ; b_{5k} é o coeficiente do modelo de incremento diamétrico da parcela k ; b_{5min} e b_{5max} são os valores mínimo e máximo para o coeficiente b_5 dentre todas as parcelas utilizadas no ajuste do modelo, as demais variáveis já foram explicitadas anteriormente. O ajuste da função (4.13) apresenta uma distribuição normal do coeficiente b_5 , dessa forma propiciando uma classificação com distribuição próxima a normal por meio da função (4.16).

As estatísticas de ajuste e precisão do modelo, bem como os coeficientes do modelo para a predição do grau de produtividade por parcela, estão anexadas no fim do manuscrito, no tópico Apêndice 4 e 5.

4.2.6 Submodelos do simulador

A partir da classificação em grupos ecológicos, econômicos e de diferentes ritmos de crescimento, foi realizada a combinação da descrição ecológica com o ritmo de crescimento para compor 13 grupos homogêneos para a modelagem do incremento diamétrico e da mortalidade (TABELA 4.6).

TABELA 4.6 – AGRUPAMENTO DOS DADOS CONFORME SUAS CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS, ECONÔMICAS E DE RITMO DE CRESCIMENTO PARA O MONTANTE DE DADOS DO EXPERIMENTO DA JARI.

COMBINAÇÕES DE AGRUPAMENTOS					
ECOLÓGICO E RITMO DE CRESCIMENTO	ECOLÓGICO, RITMO DE CRESCIMENTO E ECONÔMICO	IPA (cm/ano)	Nº OBSERVAÇÕES	Nº DE FAMÍLIAS	Nº DE ESPÉCIES
P_V = Espécies Pioneiras de crescimento Lento	P_V_M	0,34	949	5	7
	P_V_P	0,38	29	2	2
	P_V_UM	0,26	140	1	1
P_IV = Espécies Pioneiras de crescimento Rápido	P_IV_M	0,44	2477	11	17
	P_IV_P	0,37	383	2	3
	P_IV_UM	0,39	395	9	10
P_III = Espécies Pioneiras de crescimento Moderado	P_III_M	0,26	1917	3	5
	P_III_P	0,38	115	1	2
P_II = Espécies Pioneiras de crescimento Muito Lento	P_II_M	0,15	1274	2	3
	P_II_P	0,18	1998	3	3
	P_II_UM	0,11	4237	6	6
P_I = Espécies Pioneiras de crescimento Muito Rápido	P_I_M	0,29	163	2	2
	P_I_P	0,92	119	1	1
	P_I_UM	0,77	1137	2	2
NP_V = Espécies Não Pioneiras de crescimento Lento	NP_V_M	0,24	14075	18	52
	NP_V_P	0,22	2274	8	13
	NP_V_UM	0,23	3991	15	22
NP_IV = Espécies Não Pioneiras de crescimento Rápido	NP_IV_M	0,39	4160	7	13
	NP_IV_P	0,45	243	2	2
	NP_IV_UM	0,34	2855	6	11
NP_III = Espécies Não Pioneiras de crescimento Moderado	NP_III_M	0,35	5218	9	20
	NP_III_P	0,26	433	4	4
NP_II = Espécies Não Pioneiras de crescimento Muito Lento	NP_II_M	0,17	7030	14	30
	NP_II_P	0,18	9319	12	28
	NP_II_UM	0,14	11868	30	47
NP_I = Espécies Não Pioneiras de crescimento Muito Rápido	NP_I_M	0,88	1846	5	10
	NP_I_P	0,72	1238	1	3
	NP_I_UM	0,92	29	1	1
I_V = Indeterminada de crescimento Lento	I_V_UM	0,20	6800	3	3
I_IV = Indeterminada de crescimento Rápido	I_IV_P	0,32	431	1	1
	I_IV_UM	0,31	1028	2	2
I_II = Indeterminada de crescimento muito Lento	I_II_UM	0,12	2203	11	11
TOTAIS		0,25	90374		337

Legenda: IPA = Incremento periódico anual; M = árvores comercializáveis; P = árvores potencialmente comerciais, e; UM = árvores não comerciais.

Para a modelagem do recrutamento, foi realizado o detalhamento desses 13 grupos para à prognose nos diferentes subgrupos econômicos. Dessa forma, foram criados 3 modelos hierárquicos para a prognose do incremento diamétrico (13 subgrupos), mortalidade (13 subgrupos) e recrutamento (32 subgrupos). Na Tabela 4.6 é possível vislumbrar as diferentes composições dos grupos sob análise, bem como o montante de dados em número de espécies e famílias botânicas por subgrupo dentro do dossel florestal.

A modelagem dos dados relacionados à mortalidade, causada pela aplicação de diferentes intensidades de desbaste, foi realizada de forma diferenciada dos demais submodelos. Não houve a separação por grupos ecológicos, econômicos ou de diferentes ritmos de crescimento. Essa prática se deu devido ao baixo número de observações ao longo do tempo para essa modelagem.

As variáveis que compõem esses submodelos e a forma abordada de modelagem dos dados, para cada situação, estão apresentadas a seguir em seções separadas.

4.2.6.1 Modelagem do incremento diamétrico

4.2.6.1.1 Tratamento dos dados para modelagem

Devido à irregularidade de visitas ao experimento, bem como as inconsistências encontradas nos dados ao longo de 34 anos de acompanhamento, foram conduzidas as seguintes análises sobre o banco de informações para a modelagem do incremento diamétrico:

1. A modelagem do incremento foi derivada da relação existente entre o diâmetro atual e o diâmetro prévio, $DAP_n \sim f(DAP_{n-1})$, onde a diferença entre n e $n-1$ é de um ano. Essa modelagem foi estabelecida para facilitar a detecção de observações atípicas, bem como disparidades no ritmo de crescimento dos 13 grupos alvos dessa modelagem. Essa abordagem difere de outros autores que trataram o mesmo tipo de dados, já que, em seus trabalhos as medições foram conduzidas em intervalos constantes de tempo (VANCLAY 1989b; VANCLAY 2014; ORELLANA, 2014), fator não presente nesse experimento.

Para determinar essa diferença, foi calculado o incremento periódico anual (IPA) entre todas as medições realizadas entre os anos de: 84-86, 86-88, 88-90, 90-94, 94-96, 96-04 e 04-11. Dessa forma para determinar o DAP_{n-1} foi aplicado o seguinte procedimento:

$$IPA_p = \frac{DAP_n - DAP_{n-p}}{n - (n-p)} = \frac{DAP_n - DAP_{n-p}}{p} \quad (4.17)$$

$$DAP_{n-1} = DAP_n - IPA_p \quad (4.18)$$

Em que: DAP_n = diâmetro a altura do peito no ano n (cm); DAP_{n-1} = diâmetro a altura do peito no ano anterior a n (cm); DAP_{n-p} = diâmetro a altura do peito medido no período anterior a n ; p = período entre duas medições; IPA_p = Incremento periódico anual referente ao período p entre duas medições (cm.ano^{-1}).

2. Para a detecção dos valores atípicos no conjunto de dados foi ajustado um modelo linear hierárquico, via regressão passo a passo ("*stepwise regression*"), cuja composição foi determinada pelo grau de correlação das variáveis preditivas com o diâmetro futuro. O modelo utilizado foi o seguinte:

$$D_n = b_{0i} + b_1 D_{n-1} + b_2 y_e + b_3 \ln(D_{n-1}) + b_4 \sqrt{G - BAL} + b_5 \sqrt{y_e} \quad (4.19)$$

Em que: D_n = diâmetro futuro no ano n (cm); D_{n-1} = diâmetro presente um ano anterior a D_n (cm); b_{0i} = coeficiente b_0 do modelo para os diferentes grupos, onde i varia de 1 a 13; y_e = ano em que foi realizada a exploração florestal; G = área basal da parcela ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$), e; BAL = índice de competição referente a área basal das árvores mais grossas ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$). Optou-se por modelar a produção em diâmetro ao invés do crescimento diamétrico, devido a maior variabilidade dos dados quando expostos como incremento periódico anual, aspecto dificultador da identificação de valores atípicos, principalmente quando oriundos de períodos desiguais de medição como é o caso desse experimento.

Para análise e identificação dos valores atípicos foram determinadas as seguintes estatísticas de ajuste: "*h-Values*", pesos individuais de cada observação; "*DFFITS*", influência de cada observação nos ajustes, e; "*Cook's Distance*", impacto

de cada observação na estimativa dos coeficientes dos ajustes (HOAGLIN e WELSCH, 1978; LI e VALLIANT, 2011). Aqueles valores discrepantes à tendência geral do modelo, foram retirados conforme os critérios anteriormente descritos. As estatísticas de ajuste do modelo (4.19) estão apresentadas no Apêndice 6 dessa tese.

4.2.6.1.2 Modelo de incremento diamétrico proposto

Após a exclusão dos valores atípicos presentes no banco de dados de incremento diamétrico, foram testadas diversas variáveis para a predição do incremento, bem como o comportamento das mesmas nos diferentes grupos sob avaliação.

Para a modelagem do incremento diamétrico foi proposto a inclusão numérica das seguintes variáveis: diâmetro atual (DAP); competição unilateral (BAL) e bilateral (G); efeito dos tratamentos, e ; capacidade produtiva do sítio. Essas últimas duas variáveis foram incluídas a partir do teste de diversos monômios, que se relacionam diretamente com a aplicação dos tratamentos (y_e = ano após exploração; y_d = Ano do último distúrbio, e; y_{des} = ano do ultimo desbaste), e a capacidade produtiva do sítio ($\overline{DAP}$; $\bar{h}$; d_g ; d_{dom} ; h_{dom} ; SF ; $IV\%$; $IV\%_{ref}$; GI). A inclusão dessas variáveis foi testada via regressão passo a passo, sendo incluída no modelo aquela que melhor propicia a predição do crescimento em diâmetro para todos os 13 subgrupos dentro da floresta.

De uma forma geral o modelo proposto seguiu a seguinte estrutura:

$$Id = b_{0ij} + (b_{1ij} - 1)DAP + b_{2ij}Ln(DAP) + b_{3ij}\sqrt{G - BAL} + b_{4ij}G^2 + b_{5ij}TRAT + b_{6ij}SIT \quad (4.20)$$

Em que: ij são os índices que representam o individuo i do grupo j ; Id = Incremento diamétrico (cm); b_0 , b_1 , b_2 , b_3 , b_4 , b_5 e b_6 são os coeficientes do modelo; DAP = diâmetro a altura do peito (cm); G = área basal da parcela ($m^2.ha^{-1}$), e; BAL = Índice de competição unilateral; as variáveis $TRAT$ e SIT representam respectivamente o efeito dos tratamentos aplicados e a capacidade produtiva do sítio no incremento diamétrico. O modelo (4.20) foi ajustado para a predição do diâmetro futuro e posteriormente rearranjado para a predição do incremento

diamétrico. Conforme a compatibilidade existente entre funções de produção e de crescimento (WEISKTELL et al., 2011).

Foram considerados modelos válidos aqueles em que o ajuste apresentou p-valor significativas a 5% para as variáveis sob efeito fixo, bem como valores não negativos para $(b_{1ij} - 1)$, b_{3ij} e b_{4ij} . Essas especificações foram adotadas para garantir que o modelo estatístico apresente um comportamento compatível com a teoria biológica, e que as variáveis utilizadas sejam realmente fatores que expressam o crescimento em diâmetro.

Diferentemente do modelo utilizado para a retirada dos valores atípicos, o modelo hierárquico proposto foi ajustado a partir da modelagem de efeito misto, considerando uma aleatoriedade de todas as variáveis dentro de cada grupo pré-estabelecido. Dessa forma foi possível descrever o comportamento de crescimento de cada grupo, identificando diferenças entre eles quanto as variáveis independentes do modelo.

4.2.6.2 Modelagem da mortalidade

A modelagem da mortalidade se deu pelo emprego de regressão logística visando à estimativa da sobrevivência dos indivíduos em função dos atributos populacionais para os 13 grupos de espécies presentes na Tabela 4.6. Foi considerada mortalidade nas seguintes classes de identificação da qualidade de fuste (CIF): mortalidade natural; árvore não encontrada, e; árvore derrubada por causa desconhecida.

O modelo proposto foi ajustado incluindo variáveis que apresentam efeito aleatório dentro dos grupos, tais como DAP , $\ln(DAP)$ e BAL , bem como variáveis de efeito fixo, com ação independente do grupo sob análise, tais como Anos após Distúrbio (y_d) e período entre medições (DT), sendo formulado da seguinte forma:

$$M_{ij} = 1 - \left\{ \frac{1}{1 + e^{-(b_{0ij}DAP_i + b_{1ij}\ln(DAP_i) + b_{2ij}BAL_i + b_{3ij}y_d + b_{4ij}DT)}} \right\} \quad (4.21)$$

Em que: M_{ij} = probabilidade de mortalidade da árvore i no agrupamento de espécie j ; y_d = Ano do último distúrbio; DT = período entre duas medições (anos); as

demais foram definidas anteriormente. A inclusão das variáveis y_d e DT visam identificar o efeito dos tratamentos aplicados no experimento, bem como o efeito do intervalo de tempo entre duas avaliações da floresta, já que esse fator gera uma influência expressiva na avaliação da mortalidade do povoamento (WEISKITTEL et al., 2011).

4.2.6.3 Modelagem do recrutamento

Para prognose e predição do recrutamento de todos os grupos de espécies existentes na floresta, foram respeitadas as características econômicas de cada espécie dentro dos 13 grupos predefinidos. Foram considerados os 32 subgrupos de espécies, conforme apresentados na TABELA 4.6, onde a predição do recrutamento se deu por meio de um modelo de efeito misto, hierárquico, em que a condição econômica é um subnível dentro do agrupamento de espécies.

Essa abordagem foi necessária, já que a predição do volume comercial depende das características econômicas das espécies, contudo, a forma como as espécies se regeneram e ocupam o dossel florestal esta relacionada às características ecológicas e ritmo de crescimento das espécies (FERRAZ et al., 2004). O modelo proposto para a predição do recrutamento apresentou a seguinte formulação:

$$R_{ij} = b_{0ij} + b_{1ij} \ln(G_{ij} + 1) + b_{2ij} G_{ij} + b_{3ij} DT + b_{4ij} y_d + b_{5ij} G \quad (4.22)$$

Em que: R_{ij} = recrutamento absoluto por hectare no agrupamento i no subnível econômico j ; G_{ij} = área basal das espécies no agrupamento i no subnível j ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$); as demais variáveis foram definidas anteriormente.

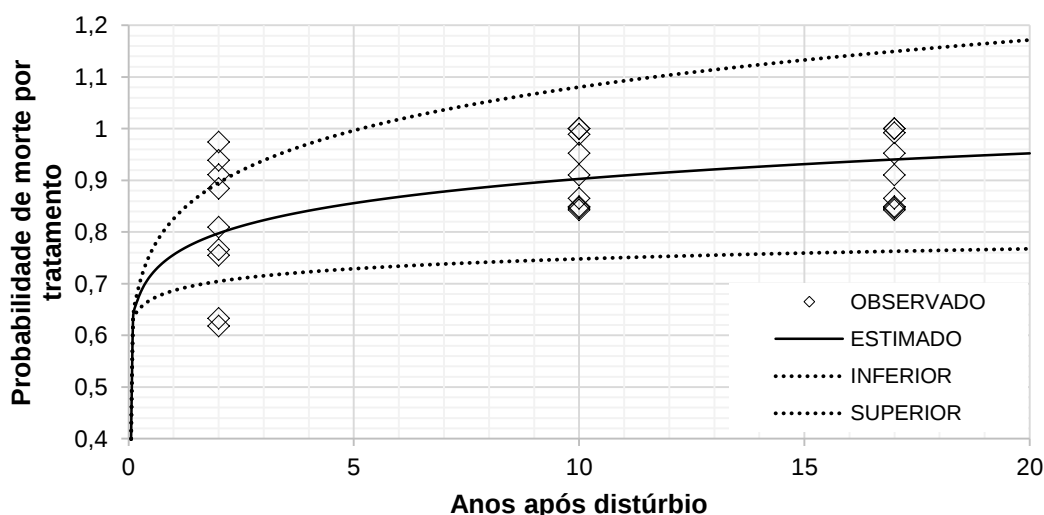
Nessa formulação foi considerado que a área basal por grupo de espécies, o intervalo entre medições (DT) e o número de anos passados após o distúrbio no dossel florestal (y_d), apresentam efeitos aleatórios na dinâmica do recrutamento das espécies. A modelagem do recrutamento teve o cuidado quanto ao uso da variável G e G_{ij} , sabendo que o recrutamento corrente depende de condições passadas do dossel florestal, sendo assim condição utilizada para a composição desse modelo.

4.2.6.4 Modelagem do tratamento silvicultural

O submodelo de tratamento silvicultural avalia o efeito da aplicação de desbaste nos diferentes tratamentos adotados (WEISKITTEL et al., 2011). Esse modelo foi ajustado para computar a probabilidade de mortalidade causada pelo anelamento sistemático e seletivo das espécies no dossel florestal. A classe de identificação de fuste (CIF) utilizada para compor essa modelagem é referente à descrição da mortalidade causada por tratamento, descrita no banco de dados do experimento.

O modelo proposto para a descrição desse evento não foi desenvolvido de forma a respeitar as características ecológicas e ritmo de crescimento das espécies, devido ao baixo montante de observações e à desigual distribuição dessa informação nos grupos de espécies adotados. O modelo utilizado é a função exponencial decrescente, em que a sobrevivência foi modelada em função do tempo após aplicação do tratamento (FIGURA 4.5).

FIGURA 4.5 – PROBABILIDADE DE MORTALIDADE ACUMULADA APÓS APLICAÇÃO DE TRATAMENTO SILVICULTURAL PARA TODOS OS TRATAMENTOS APLICADOS NO EXPERIMENTO DA EMBRAPA AMAZONIA ORIENTAL, JARI.



FONTE: o autor (2016).

As estatísticas de ajuste e precisão do modelo de tratamento proposto, bem como os dados utilizados para sua preparação, estão presentes no Apêndice 7.

4.2.7 Construção do simulador

Devido ao seu apelo visual na modelagem de sistemas dinâmicos, como as florestas tropicais, foi utilizado o *software* Simile® no desenvolvimento do simulador de crescimento e produção. Esse *software* permite a associação de modelos de forma simples e acessível por não programadores, a partir da descrição de eventos de forma visual em programação em C++, sem a aplicação específica em compiladores para essa linguagem (MUETZELFELDT e MASSHEDER, 2003).

Dentro do *software* foram recriados os submodelos ajustados (incremento diamétrico, mortalidade, recrutamento, tratamento, hipsométricos, volumétricos, índice de competição, classificação ecológica e econômica, seleção das árvores alvo desbaste e exploração, separador em classe de diâmetro) para a simulação do crescimento individual das espécies, bem como suas inter-relações nos diferentes grupos de espécies, tamanhos e características comerciais e ecológicas.

Foram incluídos no modelo variáveis de controle do ritmo de crescimento, mortalidade, recrutamento, intensidade de desbaste e de exploração que podem ser facilmente editadas e adaptadas conforme a necessidade de futuros usuários.

4.2.8 Verificação e validação dos submodelos e simulador

Os submodelos testados foram analisados individualmente, tendo como estatística de significância de ajuste o valor de p para os coeficientes do modelo de efeito fixo e o Critério de Informação Bayesiano (BIC) para comparação e escolha do melhor modelo para a descrição do incremento diamétrico (AHO et al., 2014). Essa última estatística foi utilizada devido ao teste de diferentes combinações de variáveis para a modelagem do incremento diamétrico, visando à inclusão de uma variável de classificação da produtividade e outra que representasse o efeito dos tratamentos silviculturais na dinâmica da floresta.

A validação dos modelos foi feita de forma conjunta, a partir de previsões, associada entre os submodelos de povoamento após a configuração do simulador. As variáveis utilizadas como base de validação foram: Número de árvores por hectare (N/ha), Área basal por hectare (G/ha) e Volume por hectare (V/ha). Essas

variáveis foram projetadas a banco de dados de validação, conforme a descrição dos tratamentos aplicados (TABELA 4.2).

As seguintes práticas foram realizadas: Análise gráfica entre a relação dos dados observados e estimados por unidade de área (PIÑEIRO et. al., 2008); Decomposição do Erro de Theil (SMITH e ROSE, 1995); Teste de Graybill (LEITE e OLIVEIRA, 2002); Eficiência Estimativa (WARD, 2015); Teste de Equivalência preditiva (ROBINSON e FROESE, 2004), e; teste de Tukey para a comparação dos valores médios de N/ha, G/ha e V/ha estimados por tratamento sob análise (MAYER e BUTLER, 1993).

Todas as análises gráficas e estatísticas de ajuste e validação foram realizadas por meio do sistema computacional livre R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014), onde os *scripts* e forma de abordagem foram adaptados e replicados a partir dos trabalhos de Robinson e Hamann (2011).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.3.1 Incremento diamétrico

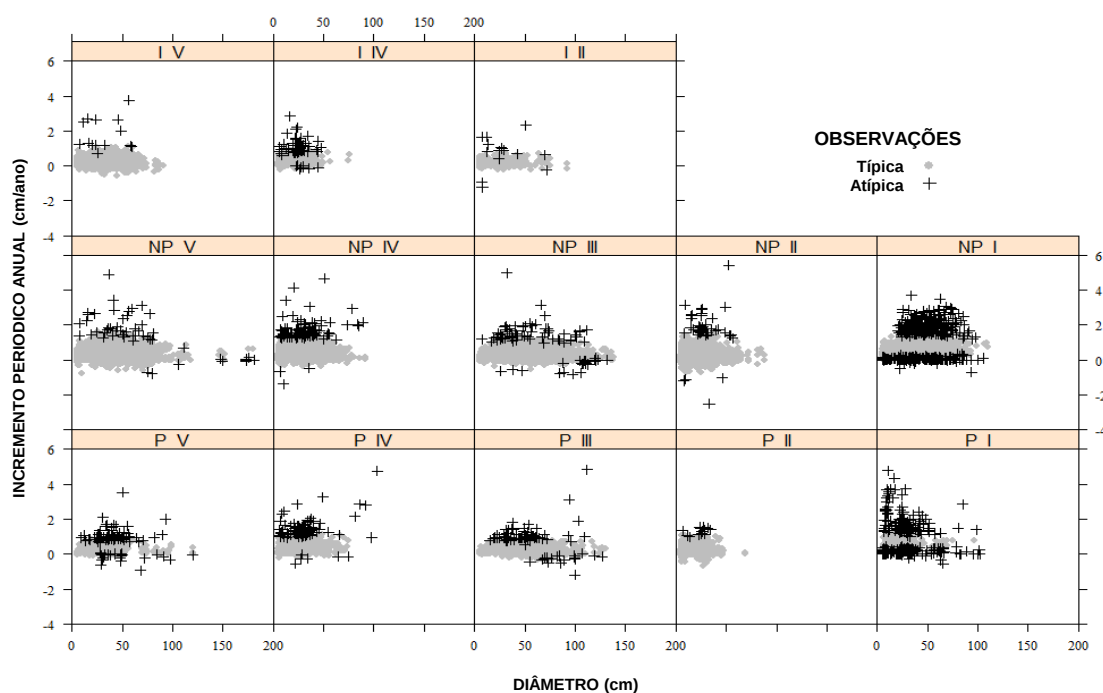
Na análise de observações atípicas a modelagem do diâmetro futuro, foram retirada 1.459 observações das 46.489 disponíveis para o ajuste do modelo de incremento diamétrico. Essas observações apresentaram valores discrepantes na análise de valores atípicos a partir do modelo (4.19), sendo, algumas, facilmente constatadas na avaliação visual da dispersão dos dados (FIGURA 4.6).

É possível observar na Figura 4.6 que a análise de observações atípicas propiciou a detecção de valores de incremento periódicos anuais incompatíveis com o tamanho do diâmetro prévio. Exemplos extremados são observados no grupo das pioneiras com ritmo de crescimento moderado (P_III). As observações próximas a 100 cm de DAP com incrementos acima de 2 cm.ano⁻¹ são incompatíveis as características do grupo e foram identificadas como discrepantes para essa classe de espécies.

Devido a forte relação existente entre o diâmetro prévio e atual, a retirada de valores atípicos pela modelagem da relação $DAP_n \sim f(DAP_{n-1})$ permite a fácil determinação de diâmetros discrepantes pela aplicação de técnicas de exploração de dados, evitando-se análises subjetivas. Para a relação incremento diamétrico

versus diâmetro, a tendência da curva de crescimento médio não é clara e a presença de valores discrepantes é facilmente confundida com as variações comuns nesse tipo de relação (VANCLAY, 1983).

FIGURA 4.6 – DISPERSÃO DOS PARES DIÂMETRO E INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL FUTURO PARA OS 13 GRUPOS DE ESPÉCIES UTILIZADOS PARA A COMPOSIÇÃO DO MODELO DE INCREMENTO DIAMÉTRICO DE TODAS AS ESPÉCIES PRESENTES NA FLORESTA DA JARI FLORESTAL S.A.



FONTE: o autor (2016)

A prática adotada para a retirada de valores discrepantes, principalmente valores negativos de incremento diamétrico, é diferente daquilo realizado por diversos autores (VANCLAY, 1991; GOURLET-FLEURY e HOULLIER, 2000; KARIUKI et al., 2006; EASDALE et al., 2012; ORELLANA, 2014). A eliminação de valores negativos de incremento em outros trabalhos é geralmente baseada em análise subjetiva, dependentes de um valor mínimo de funcionamento de funções logarítmicas de predição do incremento.

Modelos de crescimento são passíveis de apresentar maiores desvios de tendência quando comparados a modelos de produção (WRIGHT, 1980), sendo necessária uma grande quantidade contínua de dados para estabelecer uma tendência de ajuste confiável ao longo da dispersão dos dados (VANCLAY, 1983). Essas subjetividades na proposição do modelo de incremento foi evitada a partir da

modelagem da produção futura em diâmetro e a retirada de observações atípicas pela análise dos pesos individuais de cada observação ("*h-Values*"), sua influência no ajuste ("*DFFITs*"), e sua influência na composição dos coeficientes do modelo ("*Cook's Distance*").

A modelagem do diâmetro futuro, para a predição do incremento diamétrico pela equação (4.20), foi realizada a partir de diferentes formas de inclusão da variável explicativa do efeito dos tratamentos na dinâmica do incremento diamétrico, e da influência da qualidade do sítio no ritmo de crescimento da floresta de cada parcela. Na Tabela 4.7 estão listadas as estatísticas de ajuste e observações dos 10 melhores ajustes testados pela técnica de regressão passo a passo. A estatística utilizada para ranqueamento dos melhores desempenhos foi o Critério de Informação Bayesiano (BIC).

Todos os modelos testados apresentaram valores não significativos para o coeficiente b_{0ij} , entretanto a retirada desse coeficiente para o ajuste da equação (4.20) não garantiu a significância estatística das demais variáveis, apresentando p valores não significativos para uma ou mais variáveis em todos os modelos. Dentre os selecionados na Tabela 4.7, apenas três modelos não apresentaram problemas nas variáveis selecionadas, para ajuste, com exceção o coeficiente b_{0ij} .

TABELA 4.7 – COMPARAÇÃO DO DESEMPENHO DOS 10 MELHORES AJUSTES PARA A PREDIÇÃO DO INCREMENTO DIAMÉTRICO DE 13 GRUPOS DE ESPÉCIES DA FLORESTA DO JARI.

MODELO	FORMA DE INCLUSÃO DA VARIÁVEL		BIC	OBSERVAÇÕES
	TRATAMENTO	PRODUTIVIDADE DO SÍTIO		
1	y_d	GI	-13984,1	Apresentou DAP não significativo
2	y_e	GI	-13904,7	Apresentou DAP não significativo
3	y_{des}	GI	-13839,3	Não apresentou problemas
4	$1/y_e$	$1/GI$	-13758,5	Apresentou DAP não significativo
5	$1/y_{des}$	$1/GI$	-13439,1	Apresentou DAP não significativo
6	y_{des}	d_g	-13309,5	Apresentou relação positiva com G
7	y_d	d_{dom}	-13305,2	Apresentou relação positiva com G
8	$1/y_e$	$1/d_{dom}$	-13144,8	Apresentou relação positiva com G
9	y_d	SF	-11888,4	Não apresentou problemas
10	$1/y_d$	SF	-11885,4	Não apresentou problemas

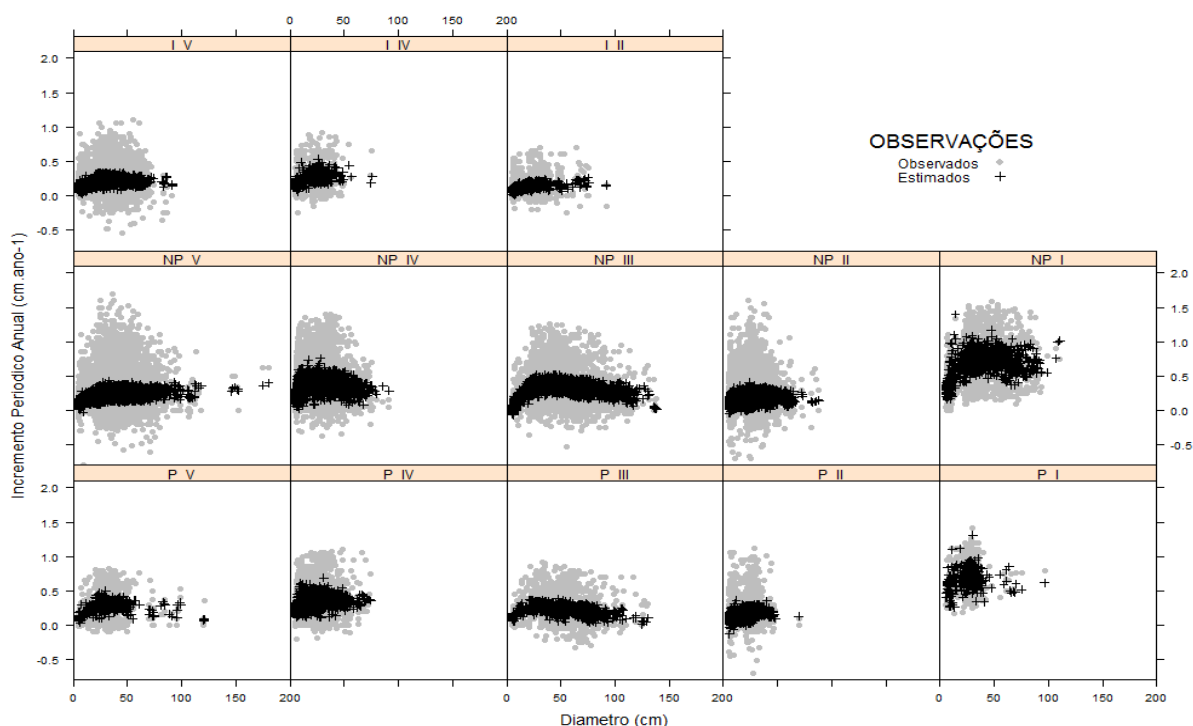
FONTE: o autor (2016).

Os p valores dos coeficientes de uma regressão devem ser os norteadores da significância estatística de uma variável, entretanto essa estatística não deve ser

a única utilizada para esse fim (NUZZO, 2014). A seleção de variáveis por processos iterativos orienta a escolha dos monômios a serem testados no modelo, entretanto, o sentido biológico da variável e do modelo proposto, são critérios mais importantes e pouco discutidos na modelagem florestal (GARLANT, 1988).

Os modelos 3, 9 e 10 apresentaram comportamentos satisfatórios na predição do incremento diamétrico para todos os 13 grupos de espécies, contudo o modelo 9 apresentou uma estrutura preditiva mais simples e melhor comportamento sobre os dados observados (FIGURA 4.7). Associado a esse resultado, as variáveis y_d e SF foram as melhores dentre as 3 alternativas, pois respectivamente, englobaram a quantificação de forma indireta: dos eventos de perturbarção do dossel, exploração e desbaste, e; simplicidade na determinação da produtividade do sítio.

FIGURA 4.7 – DISPERSÃO DOS DADOS ESTIMADOS SOBRE OS DADOS OBSERVADOS DE INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL (cm.ano^{-1}) EM FUNÇÃO DO DIÂMETRO (cm) PARA AS 13 COMBINAÇÕES EM GRUPOS ECOLÓGICOS E RITMO DE CRESCIMENTO DE ESPÉCIES PRESENTES NA FLORESTA DO JARI.



FONTE: o autor (2016)

O comportamento do modelo muda significativamente conforme o agrupamento de espécie adotado (FIGURA 4.7). As espécies pioneiras e não

pioneiras de crescimento muito rápido (P_I e NP_I), apresentaram dispersão dos dados estimados com tendência mais elevados comparados com aos demais grupos, corroborando a premissa adotada, onde a separação em grupos ecológicos e de ritmo de crescimento são características complementares e não descrevem sozinhas as características ecológicas das espécies (SWAIN e WHITMORE, 1988; FERRAZ et al., 2004).

A inclusão de uma variável contínua, tal como y_d , como indicativo de tratamento silvicultural, foi um eficiente meio de quantificação do efeito desse atributo na dinâmica do incremento, facilitando a replicação para outros sítios e florestas não exploradas. Vanclay (1994) descreve que para a inclusão de variáveis que expressem o efeito de tratamentos silviculturais, especialmente na dinâmica da mortalidade da floresta tropical, uma boa estratégia é a inclusão da variável y_d , anos após distúrbio por tratamento silvicultural.

Os pesquisadores Vanclay (1989; 1991) e Orellana et al. (2016) adotaram os mesmos procedimentos para restrição dos valores dos coeficientes relacionados às variáveis DAP, BAL e G, na proposição de modelos de incremento diamétrico para florestas tropicais. Os modelos desenvolvidos por esses autores retratam bem o comportamento biológico da dinâmica do incremento diamétrico em função dos atributos populacionais, apresentando estatísticas de ajuste expressivas em seus trabalhos.

Na Tabela 4.8 estão os coeficientes do modelo para os 13 grupos de espécies adotados para a modelagem do incremento diamétrico. A descrição completa das estatísticas de ajuste e precisão do modelo estão presentes no Apêndice 8 desse trabalho.

A inclusão da variável SF no modelo apresentou correlação negativa com o incremento diamétrico, em todos os grupos avaliados (TABELA 4.8). Segundo Vanclay (1983), é de se esperar que exista uma relação linear direta entre o incremento diamétrico e a Forma do Sítio, ou seja, valores positivos de SF propiciariam incrementos diamétricos positivos proporcionais. Entretanto essa relação só seria válida se existisse uma relação direta entre a altura média e a densidade da floresta (ASSMANN, 1970).

TABELA 4.8 – COEFICIENTES DOS MODELOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO DOS 13 GRUPOS DE ESPÉCIES PRESENTES NA FLORESTA DO JARI.

GRUPOS	b_{0ij}	$b_{1ij} - 1$	b_{2ij}	b_{3ij}	b_{4ij}	b_{5ij}	b_{6ij}
I_II	0,5207	-0,0003	0,2830	-0,1417	-7,6E-05	1,3E-03	-0,0463
I_IV	0,3153	-0,0030	0,5978	-0,2813	-7,6E-05	2,3E-03	-0,0562
I_V	0,4179	-0,0022	0,4076	-0,1786	-2,2E-05	2,0E-03	-0,0530
NP_I	-0,1506	-0,0072	1,2664	-0,5356	-8,8E-05	6,9E-03	-0,0818
NP_II	0,4339	-0,0021	0,4203	-0,1933	-1,0E-04	4,7E-05	-0,0504
NP_III	0,2143	-0,0070	0,6658	-0,2098	-8,8E-05	3,5E-03	-0,0670
NP_IV	0,1699	-0,0071	0,8062	-0,3359	-1,0E-04	4,4E-03	-0,0647
NP_V	0,4464	-0,0019	0,3968	-0,1635	-1,1E-04	2,5E-03	-0,0502
P_I	0,0190	-0,0034	1,1076	-0,5397	-9,3E-05	7,5E-03	-0,0672
P_II	0,4058	-0,0036	0,4373	-0,1847	-6,5E-05	-1,5E-04	-0,0532
P_III	0,3197	-0,0054	0,5605	-0,2334	-3,3E-05	2,0E-03	-0,0579
P_IV	0,2689	-0,0036	0,6779	-0,3199	-6,0E-05	3,9E-03	-0,0579
P_V	0,2867	-0,0047	0,6162	-0,2530	-9,1E-05	2,6E-03	-0,0595

Legenda = Onde b_{0ij} , $(b_{1ij} - 1)$, b_{2ij} , b_{3ij} , b_{4ij} , b_{5ij} e b_{6ij} são os coeficientes do modelo associados respectivamente ao intercepto, DAP , $\ln(DAP)$, $\sqrt{G - BAL}$, G , y_d e SF .

FONTE: o autor (2016).

Os resultados negativos para os coeficientes $(b_{1ij} - 1)$, b_{3ij} e b_{4ij} corroboram com o preconizado para atender às características biológicas do crescimento em diâmetro. A relação negativa entre DAP_{n-1} , BAL e G com o incremento em diâmetro, se justifica, já que o aumento marginal de qualquer uma dessas acarreta em uma probabilidade menor de crescimento, fato atendido pelo modelo.

4.3.2 Mortalidade

Na Tabela 4.9 estão presentes os coeficientes do modelo proposto para a modelagem da mortalidade individual dos 13 grupos de espécies presentes na Floresta do Jari. As estatísticas de ajuste e precisão do modelo estão presentes no Apêndice 9.

A modelagem da probabilidade de sobrevivência das árvores associada ao período após um distúrbio no dossel (y_d) e ao período de tempo entre duas medições (DT) propiciou ganhos expressivos na prognose da sobrevivência. O uso de y_d e DT evitou a anualização da mortalidade periódica e incorporou o efeito do tempo de uma forma eficiente na constatação da mortalidade individual. Devido à mortalidade natural ser um evento totalmente aleatório na floresta, o acompanhamento da dinâmica desse evento deve ser constante ao longo do tempo

e de preferência em intervalos fixos e curtos entre avaliações para que seja eficientemente quantificada (ROSSI et al., 2007).

TABELA 4.9 – COEFICIENTES PARA OS MODELOS DE PREDIÇÃO DA MORTALIDADE INDIVIDUAL DOS 13 GRUPOS DE ESPÉCIES DE MESMO COMPORTAMENTO ECOLÓGICO E RITMO DE CRESCIMENTO NA FLORESTA DO JARI.

GRUPOS	b_{0ij}	b_{1ij}	b_{2ij}	b_{3ij}	b_{4ij}
I_II	-0,0208	0,9118	0,0279	-0,0124	-0,2502
I_IV	-0,0208	0,8383	0,0544	-0,0124	-0,2502
I_V	-0,0208	1,1291	0,0526	-0,0124	-0,2502
NP_I	-0,0208	1,0378	0,0355	-0,0124	-0,2502
NP_II	-0,0208	0,9971	0,0697	-0,0124	-0,2502
NP_III	-0,0208	1,3556	0,0494	-0,0124	-0,2502
NP_IV	-0,0208	1,1544	0,0268	-0,0124	-0,2502
NP_V	-0,0208	1,3186	0,0496	-0,0124	-0,2502
P_I	-0,0208	1,2497	-0,0325	-0,0124	-0,2502
P_II	-0,0208	0,9582	0,0714	-0,0124	-0,2502
P_III	-0,0208	1,3029	0,0498	-0,0124	-0,2502
P_IV	-0,0208	1,1821	0,0229	-0,0124	-0,2502
P_V	-0,0208	1,1904	0,0465	-0,0124	-0,2502

Legenda = Onde b_{0ij} , b_{1ij} , b_{2ij} , b_{3ij} e b_{4ij} são os coeficientes do modelo associados respectivamente ao DAP, $\ln(DAP)$, BAL, y_d e DT.

FONTE: o autor (2016).

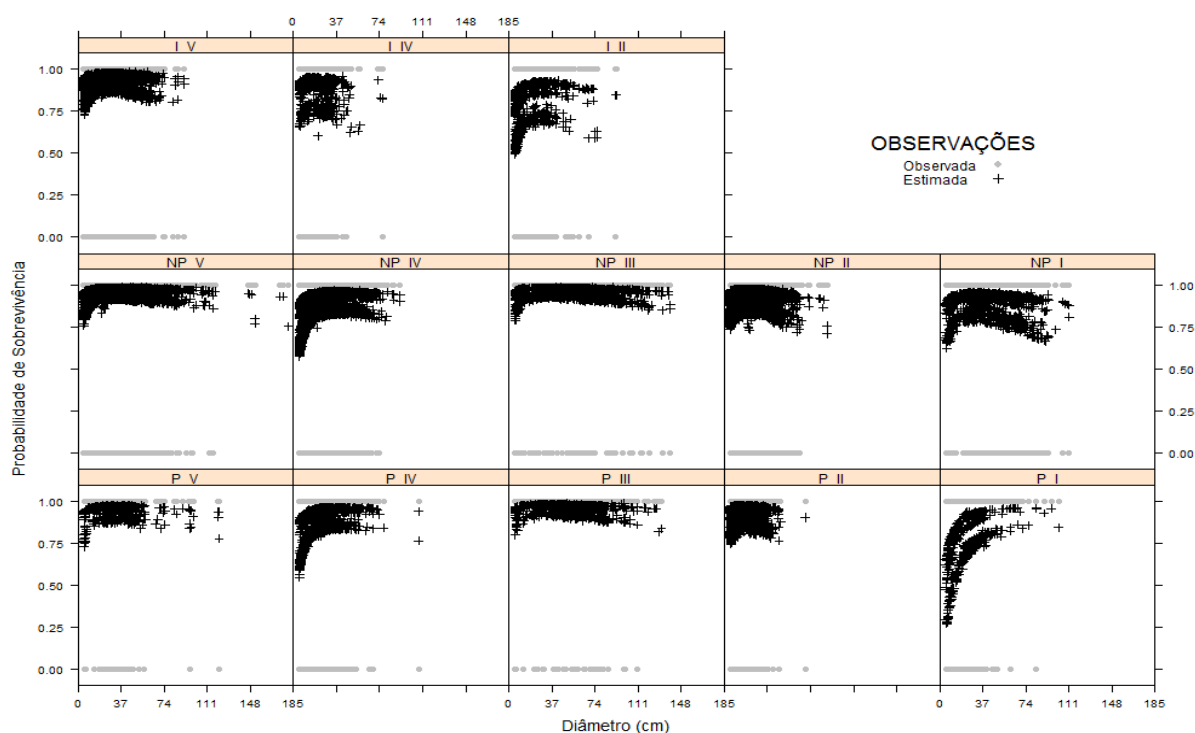
A adoção de mais variáveis, além do DAP, para a predição da mortalidade individual, propiciou ganho expressivo em precisão, assim como maior flexibilidade preditiva aos modelos nos diferentes grupos.

Diferente do que foi afirmado por Weiskittel et al. (2011), a abordagem da mortalidade a partir de modelos de efeito misto foi a forma de modelagem que melhor descreveu o comportamento desse evento de dinâmica florestal nos diferentes grupos de espécies adotados, principalmente quando comparada aos trabalhos de Alder e Silva (2000), Philips et al. (2003), Philips et al. (2004), Azevedo (2006), Azevedo et al. (2008). Nesses trabalhos a probabilidade de morte natural das árvores foi realizada por classes de tamanho, sendo considerada constante conforme o diâmetro dentro do dossel florestal.

A modelagem da mortalidade via modelo logístico com a inclusão de efeitos mistos possibilitou a descrição diferenciada das curvas de sobrevivência dos diferentes grupos (FIGURA 4.8). A disposição dos pontos, assim como a tendência da probabilidade de sobrevivência diferiram expressivamente de grupo em grupo, apresentando percentuais baixos nos diâmetros menores para as espécies pioneiras

de crescimento muito rápido (P_I), bem como sendo praticamente constante no grupo das espécies não pioneiras de crescimento moderado (NP_III).

FIGURA 4.8 – CURVAS DE SOBREVIVÊNCIA PARA OS DIFERENTES GRUPOS DE ESPÉCIES EM AVALIAÇÃO PARA TODOS OS TRATAMENTOS PRESENTES NO EXPERIMENTO DA JARI FLORESTAL S.A.



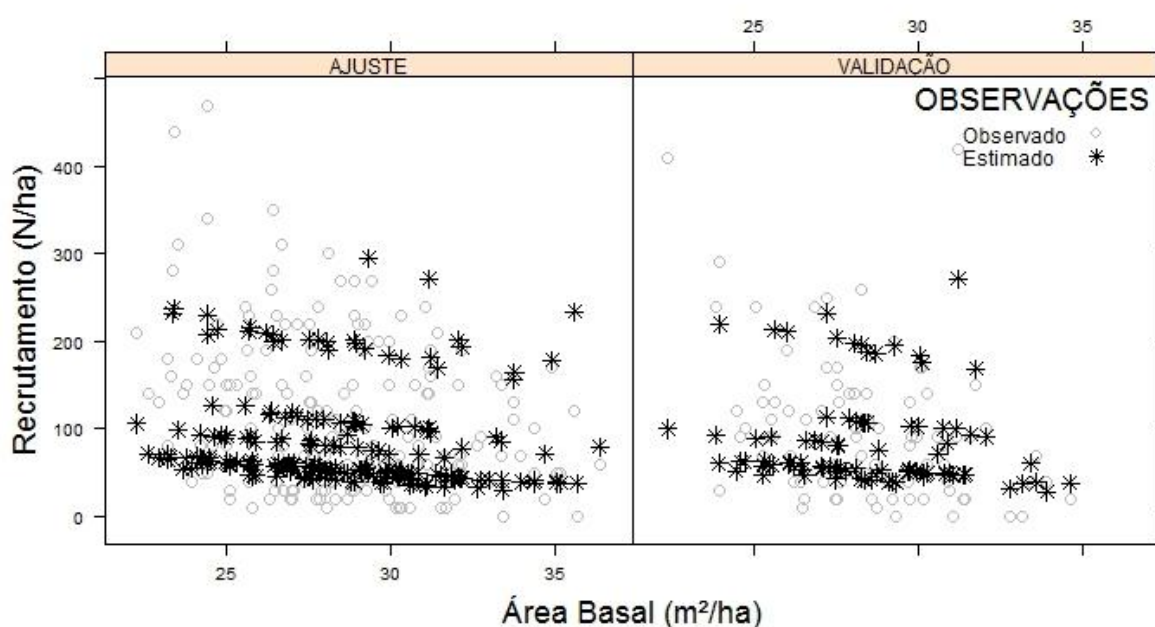
FONTE: o autor (2016).

É possível visualizar na Figura 4.8 em todos os grupos apresentados, que houve duas nuvens de tendência bem definidas, como é o caso dos grupos P_I e I_II. A possível explicação dessa condição se baseia na inclusão da variável y_d , que propiciou a diferenciação das parcelas que sofream tratamentos silviculturais e as parcelas controle. Nessa figura, as curvas acentuadas possivelmente correspondem a probabilidade de sobrevivência daqueles indivíduos presentes em áreas que sofreram distúrbios no dossel. A confirmação dessa hipótese se daria pelo ajuste de um modelo hierárquico em que um dos níveis de predição estivesse correlacionado com a diferenciação de áreas perturbadas por exploração e as áreas de floresta primária dentro das parcelas controle.

4.3.3 Recrutamento

O ingresso de árvores no dossel florestal apresentou forte dependência da densidade do povoamento e do estoque das espécies em um período anterior ao evento (FIGURA 4.9). O estabelecimento dessa relação a partir de dados provenientes de períodos desiguais de avaliação gerou estimativas não tendenciosas a partir da inclusão da variável y_d e DT no modelo de recrutamento (FIGURA 4.9).

FIGURA 4.9 – DISPERSÃO DOS DADOS ESTIMADOS SOBRE OS OBSERVADOS DE RECRUTAMENTO PARA TODOS OS GRUPOS EM FUNÇÃO DA ÁREA BASAL DO POVOAMENTO. OS QUADROS ESQUERDO E DIREITO SÃO RESPECTIVAMENTE REFERENTES AOS DADOS PARA AJUSTE (A) E VALIDAÇÃO (B) DO MODELO DE RECRUTAMENTO.



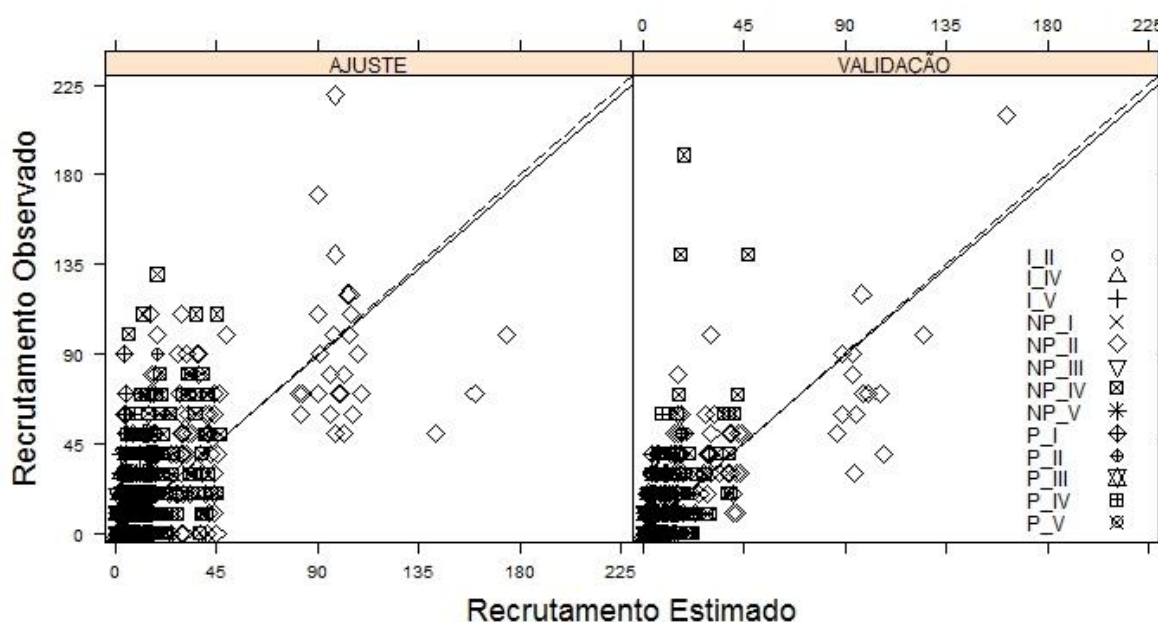
FONTE: o autor (2016).

O desempenho do modelo sobre os dados observados de recrutamento teve comportamento semelhante aos modelos propostos por diversos autores (VANCLAY, 1989; ALDER, 1995; ORELLANA, 2014), apresentando uma relação inversa entre a densidade do povoamento e o recrutamento total por unidade de área. A tendência estimativa apresentada pelo modelo de recrutamento é consistente para os dois grupos de dados, ajuste e validação, não apresentando diferença significativa no teste de Graybill (FIGURA 4.10).

A indexação das espécies conforme suas características comerciais gerou uma diferenciação da forma de modelagem proposta para esse submodelo. A

introdução de um subnível, que identifica as diferentes classes econômicas das espécies, proporcionou a descrição do recrutamento de forma detalhada e diferenciada em relação a outros modelos desenvolvidos para a região amazônica (ALDER e SILVA, 2000; PHILLIPS et al., 2004; AZEVEDO et al., 2008; NASCIMENTO, 2012). Na Tabela 4.10 estão presentes todos os coeficientes para os 32 subgrupos presentes no experimento. As estatísticas de ajuste e precisão do modelo de recrutamento estão apresentadas no Apêndice 10.

FIGURA 4.10 – RELAÇÃO RECRUTAMENTO OBSERVADO E ESTIMADO PARA OS CONJUNTOS DE DADOS DE AJUSTE (QUADRO A ESQUERDA) E VALIDAÇÃO (QUADRO A DIREITA) PARA TODOS OS GRUPOS DE ESPÉCIES PRESENTES NA FLORESTA DO JARI.



FONTE: o autor (2016).

A adoção do atributo área basal como uma variável de efeito fixo propiciou o melhor ajuste do modelo de recrutamento. Na variante desse ajuste, onde a densidade da população foi considerada de efeito aleatório por grupo e subgrupo, a relação inversa observada entre recrutamento e densidade do povoamento não se configurava, sendo, portanto descartada essa abordagem do recrutamento (FIGURA 4.10). Diferentemente daquilo apresentado por Vanclay (1992) e Nascimento (2012), não foi possível a inclusão de variáveis representativas da capacidade produtiva do sítio. Essas foram testadas de forma expressiva, entretanto não propiciaram

melhorias expressivas na predição do recrutamento, e, portanto, sua utilização foi descartada.

TABELA 4.10 – COEFICIENTES PARA OS MODELOS DE PREDIÇÃO DO RECRUTAMENTO INDIVIDUAL DOS 13 GRUPOS DE ESPÉCIES DE MESMO COMPORTAMENTO ECOLÓGICO, ECONOMICO E DE RITMO DE CRESCIMENTO NA FLORESTA DO JARI.

GRUPO	SUBGRUPO	b_{0ij}	b_{1ij}	b_{2ij}	b_{3ij}	b_{4ij}	b_{5ij}
NP_I	NP_I_M	1,0514	0,3994	-0,1539	0,0960	-0,0071	-0,0333
NP_II	NP_II_M	1,1070	0,9612	-0,2899	0,2177	-0,0321	-0,0333
NP_III	NP_III_M	0,7802	0,2884	-0,0457	0,0942	-0,0122	-0,0333
NP_IV	NP_IV_M	1,0877	0,8904	-0,2832	0,2033	-0,0246	-0,0333
NP_V	NP_V_M	1,0803	0,7981	-0,2512	0,1814	-0,0232	-0,0333
P_I	P_I_M	0,9367	-0,0193	-0,0018	0,0054	0,0001	-0,0333
P_II	P_II_M	0,8761	0,5277	-0,1378	0,1394	-0,0164	-0,0333
P_III	P_III_M	0,8834	0,0839	-0,0102	0,0321	-0,0044	-0,0333
P_IV	P_IV_M	1,5029	0,5634	-0,2901	0,0868	-0,0063	-0,0333
P_V	P_V_M	0,7255	0,3262	-0,0530	0,1071	-0,0118	-0,0333
I_IV	I_IV_P	0,9296	0,1599	-0,0757	0,0069	-0,0005	-0,0333
NP_I	NP_I_P	0,9713	0,2461	-0,1106	0,0213	-0,0009	-0,0333
NP_II	NP_II_P	0,5692	1,5319	-0,3753	0,3629	-0,0441	-0,0333
NP_III	NP_III_P	0,8737	0,2290	-0,0899	0,0322	-0,0010	-0,0333
NP_IV	NP_IV_P	0,9383	0,2093	-0,0951	0,0190	-0,0004	-0,0333
NP_V	NP_V_P	0,6603	0,4648	-0,0959	0,1049	-0,0149	-0,0333
P_I	P_I_P	0,9897	0,1599	-0,0878	0,0014	-0,0001	-0,0333
P_II	P_II_P	1,1356	0,7399	-0,2683	0,1195	-0,0178	-0,0333
P_III	P_III_P	0,9147	0,1684	-0,0776	0,0112	0,0000	-0,0333
P_IV	P_IV_P	0,9694	0,2258	-0,1017	0,0183	-0,0020	-0,0333
P_V	P_V_P	0,9181	0,1582	-0,0738	0,0082	-0,0003	-0,0333
I_II	I_II_UM	1,3255	0,4706	-0,1811	0,1147	-0,0172	-0,0333
I_IV	I_IV_UM	1,0713	0,2160	-0,0636	0,0837	-0,0116	-0,0333
I_V	I_V_UM	1,4146	0,3274	-0,1805	0,0813	-0,0078	-0,0333
NP_I	NP_I_UM	0,9511	-0,1627	0,0625	0,0049	-0,0007	-0,0333
NP_II	NP_II_UM	0,9301	1,5945	-0,3815	0,4143	-0,0603	-0,0333
NP_IV	NP_IV_UM	1,6960	1,3656	-0,4996	0,2839	-0,0394	-0,0333
NP_V	NP_V_UM	0,9123	0,2919	-0,0638	0,1217	-0,0124	-0,0333
P_I	P_I_UM	1,8758	-0,1173	-0,1446	-0,0754	0,0085	-0,0333
P_II	P_II_UM	1,3471	0,9422	-0,3123	0,2206	-0,0304	-0,0333
P_IV	P_IV_UM	0,7820	0,7863	-0,1604	0,2410	-0,0293	-0,0333
P_V	P_V_UM	0,9500	-0,1560	0,0613	0,0061	-0,0009	-0,0333

Legenda = Onde b_{0ij} , b_{1ij} , b_{2ij} , b_{3ij} , b_{4ij} e b_{5ij} são os coeficientes do modelo associados respectivamente ao intercepto, $\ln(G_{ij} + 1)$, G_{ij} , DT , y_d e G .

FONTE: o autor (2016).

A característica econômica das espécies é um atributo vinculado às características do mercado a que está inserido o empreendimento florestal, assim como aos meios em que as espécies são comercializadas (árvore em pé, madeira serrada, em tora, etc). O tamanho das árvores é um atributo importante, mas não é o

único que define a característica comercial das espécies. Nos trabalhos apresentados para a modelagem de florestas tropicais (ALDER e SILVA, 2002; PHILLIPS et al.; 2003; PHILLIPS et al.; 2004; AZEVEDO, 2006; ORELLANA, 2014; VANCLAY, 2014), a definição das características comerciais das espécies é feita pelo tamanho do DAP e, portanto não apresentavam em suas composições a indexação do recrutamento com suas características comerciais de mercado.

4.3.4 Estrutura do simulador e especificações adotadas no Simile

A estrutura do simulador do crescimento está baseada nas interconexões dos submodelos propostos, assim como na forma de interação com os usuários quanto à entrada e saída de informações (BURKHART e TOME, 2012; VANCLAY, 2014). A estrutura do simulador proposta foi desenvolvida em compartimentos editáveis, visando maior controle dos subprocessos do sistema dinâmico de projeção do crescimento desenvolvido.

O apelo gráfico e visual do Simile permite o fácil rastreamento de processos dinâmicos de produção e de atividades compartimentadas que se relacionam (MUETZELFELDT e MASSHEDER, 2003). Diferente dos ambientes em que foram implementados os modelos propostos por Alder e Silva (2000) e Phillips et al. (2003) em que o acesso aos compartimentos é restringido, sendo de difícil edição por usuários e pesquisadores. Na Figura 4.11, está presente a estrutura gráfica do modelo no ambiente Simile, bem com as interrelações entre os submodelos.

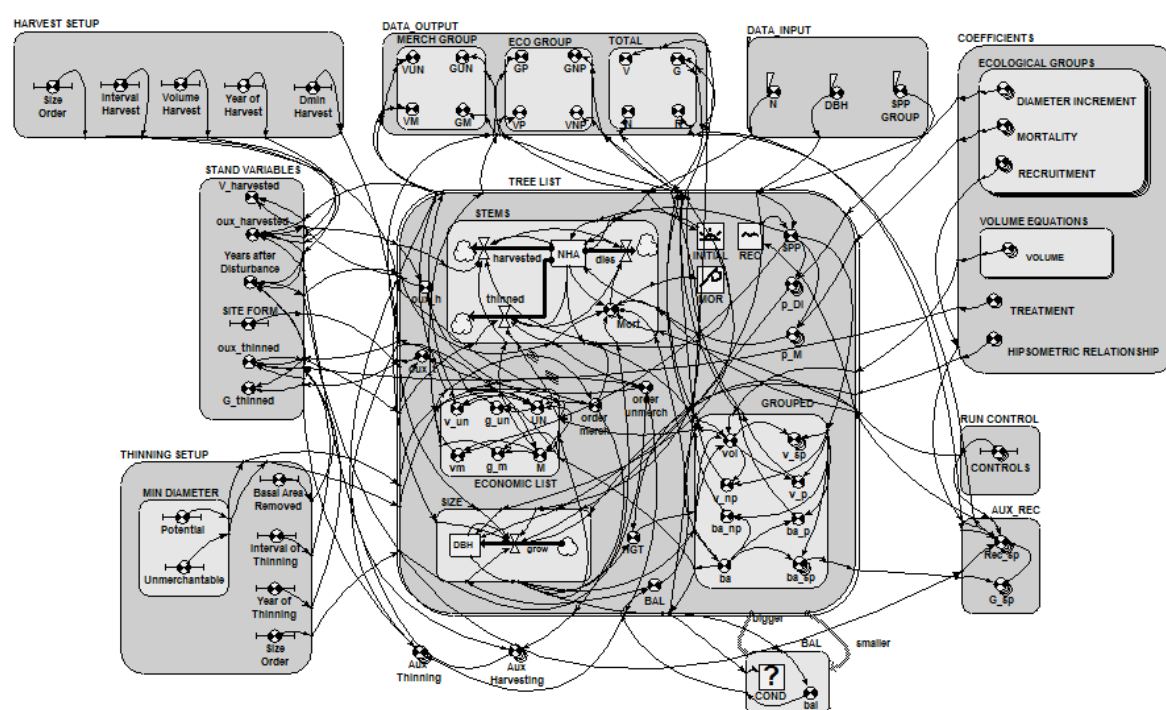
Os diferentes símbolos presentes na Figura 4.11, são elementos padronizados para a notação das interrelações de sistemas dinâmicos (VANCLAY, 2014), onde seus diferentes formatos representam como diferentes variáveis se correlacionam e interagem para promover simulações. Dentre os submodelos que interagem de forma direta com o usuário estão àqueles denominados: *“DATA INPUT”* (Inserção de dados), *“COEFFICIENTS”* (Coeficientes), *“HARVEST SETUP”* (Configuração de extração); *“THINNING SETUP”* (Configuração de desbaste), *“RUN CONTROL”* (Controles) e *“DATA OUTPUT”* (Saída de dados).

Na Figura 4.11, os diferentes compartimentos representam um submodelo no sistema de predição do crescimento individual, onde cada traço conector indica as interrelações entre as variáveis do modelo. As características de entrada e saída

editáveis pelo o usuário, as seguintes são as que possuem fácil modificação e acesso:

- Dados iniciais (“*DATA INPUT*”) – Numero de indivíduos presentes no ano zero da simulação, bem como a distribuição dos diâmetros em um hectare de floresta, e; agrupamento das espécies em grupos homogêneos quanto ao ritmo de crescimento, características ecológicas e econômicas;

FIGURA 4.11 – ESTRUTURA GRÁFICA DO SIMULADOR DO CRESCIMENTO E PRODUÇÃO DESENVOLVIDO PARA A FLORESTA DO JARI, ESTADO DO PARA-AMÁPA, BRASIL.



FONTE: o autor (2016).

- Coeficientes dos submodelos (“*COEFFICIENTS*”) – Todos os coeficientes dos submodelos de incremento diamétrico, mortalidade, recrutamento, tratamento silvicultural, relações hipsométricas e volumétricas;
- Configurações da exploração (“*HARVEST SETUP*”) – Todas as variáveis a serem definidas pelo usuário quanto às especificações do manejo florestal, tais como: diâmetro mínimo de corte; ano da exploração; volume a ser explorado; intervalo de tempo entre explorações; ordem dos diâmetros a serem removidos, podendo ser do mínimo DAP factível de exploração até o máximo do povoamento ou vive-versa;

- Configurações de desbaste (“*THINNING SETUP*”) – Variáveis a serem especificadas pelo usuário quanto: ao diâmetro mínimo de anelamento, seja para as árvores não comerciais ou com potencial de comercialização; área basal alvo de desbaste; intervalo entre desbastes; ano de aplicação do primeiro desbaste; ordem dos diâmetros alvos de anelamento, podendo ser a partir do diâmetro mínimo considerados ou dos valores máximos ao mínimo considerado;
- Configurações de controle (“*RUN CONTROL*”) – Variáveis auxiliares para o controle externo do ritmo de crescimento, taxa de mortalidade e recrutamento das espécies na dinâmica da floresta. Essa prática já foi adotada por outros autores (ALDER et al., 2012; VANCLAY, 2014; PHILLIPS et al., 2004), entretanto, o acesso ao usuário, na maioria dos casos, não está disponível;
- Forma do Sítio (“*Site Form*”) – variável auxiliar para vislumbrar o efeito da capacidade produtiva do sítio nas demais variáveis de saída do modelo;
- Dados de saída (“*DATA OUTPUT*”) – apresentam os dados de saída, oriundo da interação dos diferentes submodelos presente no simulador; dentre as variáveis resposta estão: volume, área basal, número de árvores e recrutamento por hectare; área basal e volume comercial e não comercial por hectare; volume e área basal das espécies pioneiras e não pioneiras.

As demais variáveis estão correlacionadas aos modelos propostos para a modelagem do incremento diamétrico (“*SIZE*”), mortalidade (“*Mort*”), recrutamento (“*REC*”) e mortalidade causada pela aplicação de desbaste (“*G_thinned*”) no dossel florestal.

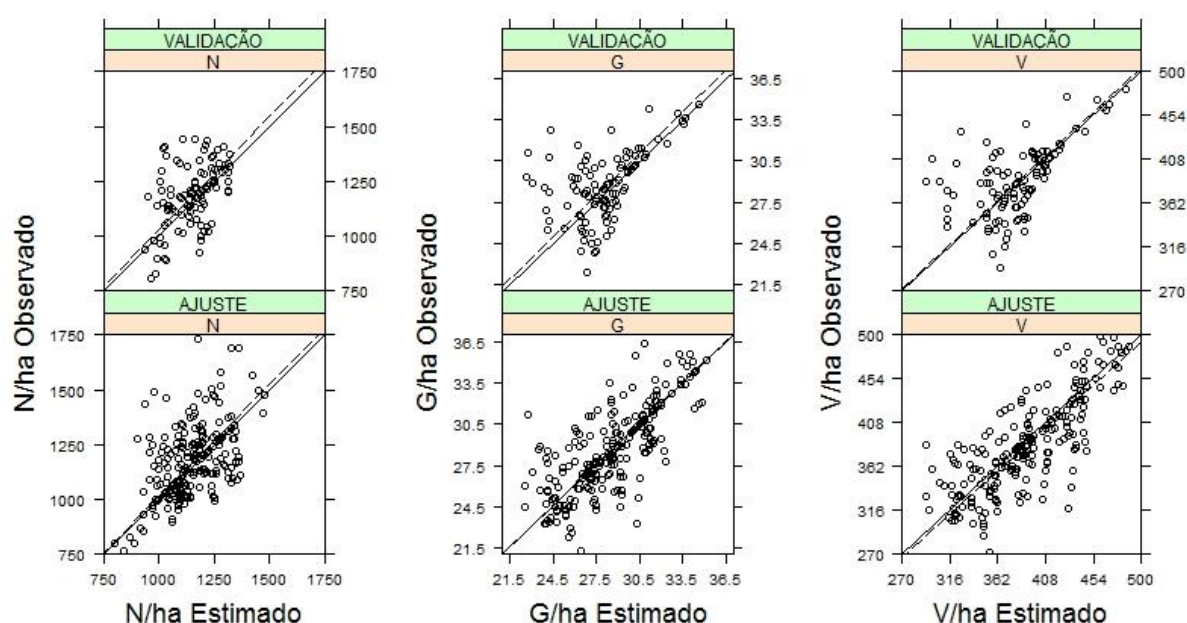
4.3.5 Verificação e validação do simulador

Na Figura 4.12 está presente a relação entre os dados observados e estimados pelo simulador de crescimento e produção para as variáveis: Número de árvores por hectare (N/ha); Área Basal por hectare (G/ha) e; Volume por Hectare (V/ha). É possível ver que as estimativas provenientes do simulador, tanto para a base de ajuste como base validação, apresentam resultados consistentes ao longo de toda a amplitude dos dados.

Nessa mesma figura, é possível visualizar que o simulador de crescimento e produção apresenta tendências estimativas próximas aos valores médios reais para

as principais variáveis populacionais. Em todas as variáveis testadas, o comportamento estimativo do simulador gera curvas de tendência muito próxima à linha 1:1, sendo essa um indicativo de ajuste livre de expressivos desvios de tendência.

FIGURA 4.12 – RELAÇÃO DADOS OBSERVADOS VERSUS ESTIMADOS PARA AS VARIÁVEIS NÚMERO DE ÁRVORES, ÁREA BASAL E VOLUME POR HECTARE PARA OS CONJUNTOS DE DADOS DE AJUSTE E VALIDAÇÃO DO SIMULADOR PROPOSTO.



FONTE: o autor (2016).

Entretanto, mesmo apresentando um bom resultado quanto à consistência preditiva, é possível ver na Tabela 4.11 que o modelo apresentou falta de ajuste da regressão bem como do modelo ao nível de 1% no teste F, para todas as variáveis sob análise. A falta de ajuste do modelo e da regressão são resultados compatíveis com a natureza não linear do simulador de crescimento proposto, e, portanto, não são surpreendentes do ponto de vista da análise de validação.

As estatísticas, Eficiência Estimativa e Teste de Graybill, corroboram o resultado positivo apresentado na Figura 4.12 e indicam que o simulador, apesar de apresentar discrepância quanto à falta de ajuste pelo teste de Theil, promove poucos desvios de tendência para todas as variáveis em análise.

Ao aplicar o teste de equivalência, verifica-se na Tabela 4.11, que as hipóteses de dissimilaridade observadas foram rejeitadas a 1% de acerto e 0,25 de

probabilidade de equivalência para todas as variáveis providas da base de dados de verificação do ajuste dos modelos. Já para os dados de validação, apenas a variável volume apresentou media equivalente a media observada dos dados.

TABELA 4.11 – TESTE DE GRAYBILL, ANÁLISE DA DECOMPOSIÇÃO DO ERRO DE THEIL, EFICIÊNCIA ESTATÍSTICA E TESTE DE EQUIVALÊNCIA (DISSIMILARIDADE) APLICADOS NA AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE PREDITIVA DO SIMULADOR DO CRESCIMENTO PROPOSTO PARA A JARI.

BANCO DE DADOS	VARIÁVEL PREDITA	TESTE DE GRAYBILL	DECOMPOSIÇÃO DO ERRO DE THEIL				EE	TESTE DE EQUIVALÊNCIA
			FALTA DE AJUSTE DO MODELO	SEM VIES ($b_0 = 0$)	CONSISTÊNCIA ($b_1 = 1$)	FALTA DE AJUSTE DA REGRESSÃO		
VER	N	2,1423 ^{ns}	6,5E+04**	6,4601*	0,0490 ^{ns}	6,4E+04**	0,9839	Rejeitado
	G	0,0345 ^{ns}	4,7E+04**	0,4371 ^{ns}	0,0007 ^{ns}	4,8E+04**	0,9943	Rejeitado
	V	3,7579 ^{ns}	9,8E+06**	5,3311*	0,1003 ^{ns}	9,6E+06**	0,9935	Rejeitado
VAL	N	3,3550 ^{ns}	1,8E+08**	7,9648**	0,0511 ^{ns}	1,7E+08**	0,9872	Não rejeitado
	G	2,7354 ^{ns}	6,2E+04**	7,5083**	0,0371 ^{ns}	5,9E+04**	0,9925	Não rejeitado*
	V	0,4796 ^{ns}	1,2E+07**	1,9307 ^{ns}	0,0083 ^{ns}	1,2E+07**	0,9921	Rejeitado

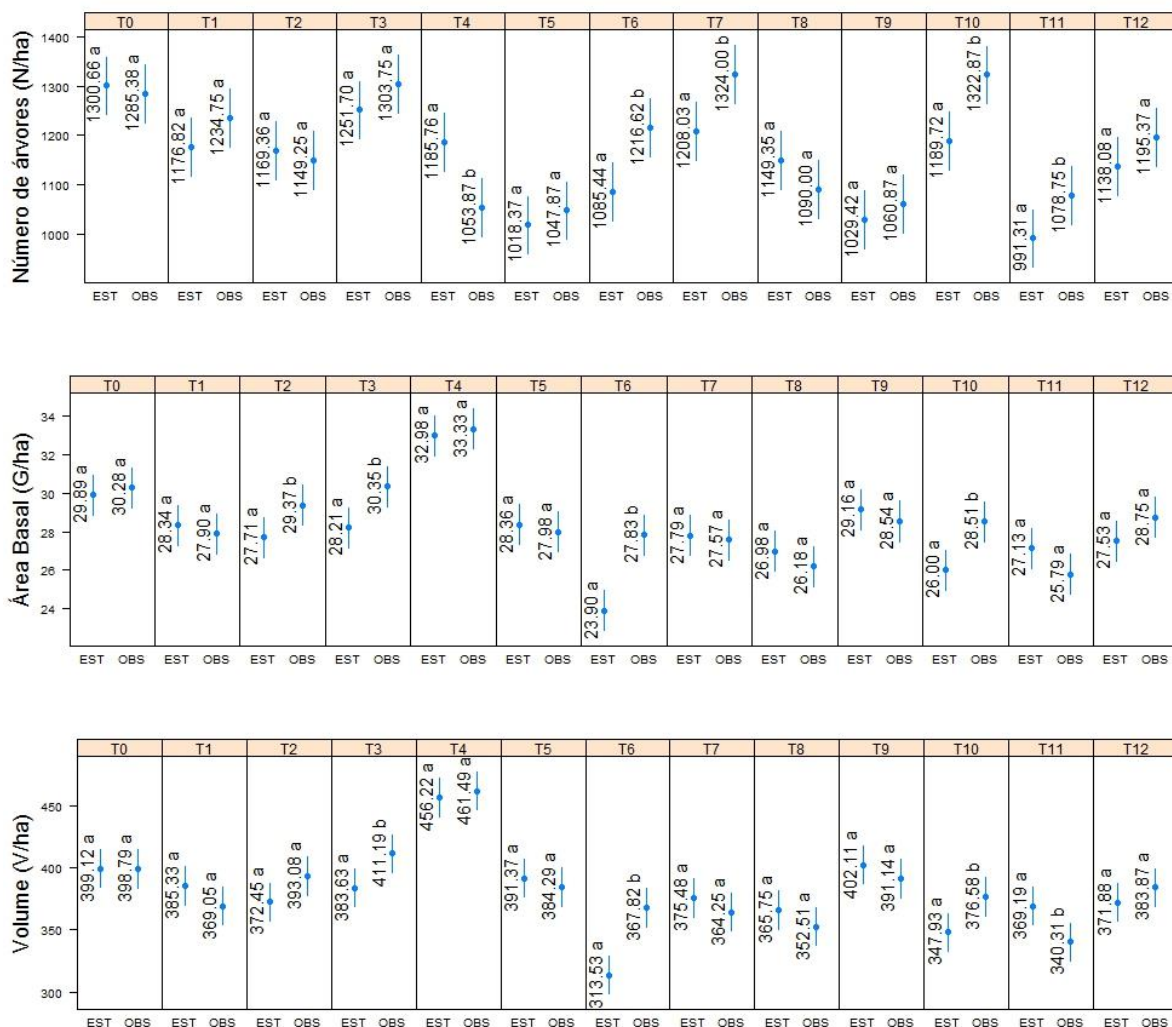
Legend: ns = diferença não significativa no teste F; * = significativa a 5% no teste de F; ** = significativa a 1% no teste de F; todos os Testes de Equivalência foram tomados $\alpha = 0.01$ and $e = 0.25$; A = rejeitado quando e é igual 0.31; B = rejeitado quando e é igual α ; VER = base verificação; VAL = base validação; EE = Eficiência estimativa.

FONTE: o autor (2016).

Os valores utilizados para configurar a prognose e simulação da dinâmica florestal nas diferentes situações de tratamento estão presentes na Tabela 4.11 e orientam a configuração do modelo para as predições das três variáveis nas duas bases utilizadas. Ao se comparar o comportamento médio por tratamento dos valores preditos em relação aos observados, tem-se que o simulador é flexível o bastante para simular diferentes cenários produtivos e condições de manejo (FIGURA 4.13).

Os dados apresentaram resultados variados para todos os tratamentos, indicando uma diferença significativa na análise de todas as variáveis para os tratamentos T6 (remoção de 25% do volume por hectare e 30% da área basal) e T10 (remoção de 35% do volume e 50% da área basal). Contudo, a média predita por tratamento se apresentou não estatisticamente diferentes da observada em mais de 70 % das situações sobre análise. O teste comparativo entre tratamentos, para as parcelas destinadas a verificação da eficiência do simulador proposto, estão presentes no Apêndice 11.

FIGURA 4.13 – TESTE DE COMPARAÇÃO DE MÉDIAS DE TUKEY POR TRATAMENTO PARA AS DIFERENTES VARIÁVEIS DO POVOAMENTO PARA OS DADOS DE VALIDAÇÃO DO EXPERIMENTO DA FLORESTA DO JARI. TRATAMENTOS COM LETRAS IGUAIS SÃO SIGNIFICATIVAMENTE COINCIDENTES AO NÍVEL DE $p = 0,05$.



FONTE: o autor (2016).

Segundo Vanclay e Skovsgaard (1997) devem ser incluídas na análise de avaliação de simuladores do crescimento e produção: aspectos teóricos e biológicos; propriedades estatísticas; análise descritiva do erro; testes estatísticos, e; análises de sensibilidade. Em meio todas as análises conduzidas, a sensibilidade do modelo a diversos cenários produtivos se mostrou eficiente, apresentando poucas situações em que o modelo apresentou comportamento discrepante em relação aos dados observados de validação (FIGURA 4.13). Nos demais critérios citados as análises estatísticas sobre o simulador, assim como aplicadas aos submodelos de forma individualizada, identificaram um simulador robusto quando comparado aos

demaís produzidos para mesma área florestal (ALDER e SILVA, 2002; AZEVEDO, 2006; PHILLIPS et al., 2004).

4.3.6 Comparação com outros simuladores tropicais

Modelos árvore permitem estimativas acuradas do crescimento, contudo podem ser imprecisos quanto à predição da mortalidade e/ou sobrevivência quando comparados aos modelos de povoamento (PORTÉ e BARTELINK, 2002). O modo como a mortalidade das árvores é contabilizada nos modelos árvore, afeta expressivamente as predições de estoque e conseqüentemente do crescimento futuro (WEISKITTEL et al., 2011), assim como subclassifica os modelos árvore.

A mortalidade pode ser contabilizada como um evento estocástico que retira aleatoriamente árvores por completo do sistema (Modelos Árvore Individual), ou, como um evento determinístico que retira frações de árvores durante um determinado período de crescimento, modificando o fator de expansão de cada árvore por unidade de área (Modelos Árvores Listadas).

A primeira subclasse foi expressivamente aplicada para a simulação do crescimento de florestas multiâneas do hemisfério norte, tais como os modelos TASS (MITCHELL, 1975) e SILVA (PRETZSCH et al., 2002). Entretanto a segunda já apresenta representantes para florestas tropicais australianas (VANCLAY, 1983; 1991), subtropicais brasileiras (ORELLANA, 2014) e tropicais da Oceania e amazônicas (PHILLIPS et al., 2003; 2004). Segundo Weiskittel et al. (2011) os Modelos Árvores Listadas são os preferíveis para a modelagem nível árvore em florestas mais complexas em termos estruturais e populacionais, pois são de fáceis implementação, mais plásticos, flexíveis e pouco sujeitos a subjetividades associadas aos algoritmos de aleatorização dos simuladores.

O modelo desenvolvido é espacialmente independente e contabiliza o número de indivíduos sobreviventes por meio da redução do fator de expansão das árvores listadas na parcela, através da estimação da probabilidade de sobrevivência por um modelo determinístico. Essa forma de modelagem foi escolhida devido a alta complexidade dos dados utilizados, bem como da grande variabilidade de tratamentos e períodos de medição com espaçamento irregular. Sendo essas

características dificultadoras da contabilidade da mortalidade natural de forma acurada e que exigem flexibilidade e plasticidade do modelo.

Estudos comparativos das diferentes formas de predição e prognose da produção florestal ainda são incipientes no Brasil. Os trabalhos desenvolvidos comparam a eficiência de modelos para predição do crescimento de plantios florestais em sua maioria (DANIELS e BURKHART, 1975; PUKKALA 1989; KNOWE et al., 1997; CASTRO et al., 2013), pouco aplicado às florestas multiâneas e heterogêneas em espécie (MACHADO et al., 2000; AUSTREGÉSILO et al., 2004; STEPKA et al., 2011), sendo esses aprofundados em modelos de povoamento e de distribuição diamétrica.

Figueiredo Filho (1983) propôs modelos estatísticos para a predição da produção por unidade de área de dois ambientes distintos na Floresta Amazônica na região do Tapajós: floresta de várzea e terra de firme. Os resultados encontrados por esse autor foram satisfatórios e coerentes com a teoria de tabelas de volume. Nascimento et al. (2014) ao propor um modelo de crescimento e produção as florestas do centro da Amazônia Brasileira, identificou que a predição da distribuição diamétrica a partir de modelos povoamento é possível e permite estimativas aderentes quanto a distribuição diamétrica futura.

Esses dois modelos, apresentaram características estruturais totalmente diferentes entre si, assim como diferem expressivamente do modelo de árvore proposto. O primeiro compreende um modelo povoamento que não apresenta o efeito da qualidade do sítio em sua composição. Já o segundo, utiliza atributos populacionais que na classificação da produtividade do sítio (IV%) (FIGURA 4.14). O modelo de árvore proposto utiliza atributos da floresta para a predição do crescimento, recrutamento e mortalidade, bem como utiliza uma variável que expressa à qualidade do sítio e seu efeito sobre a dinâmica da floresta. Características que propiciam melhor resolução quando comparada aos dois anteriores.

Segundo Richie e Hann (1997), os modelos de crescimento e produção em geral possuem dois tipos de resolução, a Aparente e a Funcional. A primeira está ligada aos “*inputs*” requeridos para o seu funcionamento, esses determinam o nível máximo de resolução (Povoamento, Classe de Tamanho ou Árvore). Já a resolução Funcional é identificada pela forma como o modelo funciona e se comporta. Um exemplo disto são os modelos por classe diamétrica que utilizam atributos globais

estimativas nos diferentes níveis produtivos de forma vinculada, onde as diferentes agregações dos submodelos, propiciou estimativas no nível de árvore, classe de diâmetro e para todo o povoamento.

4.4 CONCLUSÕES

O simulador de crescimento e produção florestal, proposto para a descrição da dinâmica florestal e simulação de regimes de manejo em florestas da Jari, possibilitou estimativas do crescimento e produção florestal, em diferentes níveis produtivos, bem como apresentou em sua composição a variável Forma do Sítio, que se correlacionou com a capacidade produtiva do sítio florestal.

A adoção de atributos populacionais e variáveis correlacionadas aos períodos de medição, assim como aos anos pós-distúrbio, permitiu a criação de modelos de efeito misto de fácil calibração e replicação para outros estudos correlatos.

A facilidade de manuseio, acesso e entendimento da linguagem de programação visual do *software* Simile, permitiu a implementação do modelo, assim como edição e desenvolvimento das diferentes rotinas de programação dos submodelos.

O modelo proposto se comporta de forma flexível, consistente e robusta para a predição da dinâmica florestal dos diferentes tratamentos utilizados na composição, verificação e validação do simulador.

4.5 RECOMENDAÇÕES

Incorporando os resultados atingidos e vislumbrando demandas futuras relacionadas ao tema modelagem do crescimento e produção de florestas tropicais, recomendam-se as seguintes ações a partir desse trabalho:

A aplicação de técnicas de classificação e predição da qualidade produtiva do sítio de florestas tropicais, visando o teste e inovação de técnicas relacionadas a esse tópico. Dentro da modelagem de florestas tropicais, esse ramo de avaliação e proposições de técnicas à florestas tropicais, ainda é pouco estudado e apresenta brechas para desenvolvimento e inovação na área florestal.

Estudos em modelagem do incremento diamétrico ou diâmetro futuro para a proposição de modelos e técnicas que minimizem efeitos deletérios dessa modelagem na proposição de simuladores do crescimento. Há situações em que a modelagem da produção ou do incremento diamétrico em função do DAP faz toda diferença no comportamento geral do simulador, sendo aspecto que necessita estudos futuros.

Maiores estudos de classificação das características ecológicas das espécies florestais. A disparidade de informações e a baixa disponibilidade de artigos sobre as características ecológicas das espécies, inviabiliza estudos mais profundos, seja na biometria florestal ou na ecologia de florestas, sendo esse aspecto um grande restritor da avaliação da dinâmica de espécies florestais por meio de modelos.

REFERÊNCIAS

AHO, K.; DERRYBERRY, D.; PETERSON, T. Model selection for ecologists: the worldviews of AIC and BIC. **Ecology**, Washington, v.95, n.3, p. 631-636, 2014.

ALDER D. **Growth modelling for mixed tropical forests**. Oxford: Department of Plant Sciences/Tropical Forestry Paper 30; 1995.

ALDER D. et al. The cohort-empirical modelling strategy and its application to forest management for Tapajós Forest, Pará, Brazilian Amazon. **Bois et Forêts des Tropiques** v. 314, n. 4, p. 17 – 23, 2012.

ALDER, D.; SILVA, J. N. M. An empirical cohort model for management of TerraFirme forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 130, n. 1, p. 141-157, 2000.

ALTUN, L. et al. Comparing methods for determining forest sites: a case study in Gümüşhane-Karanlıkdere forest. **European Journal of Forest Research**, v. 127, n. 5, p. 395-406, 2008.

AMARAL, D. D. et al. Checklist of remnant forest fragments of the metropolitan area of Belem and historical value of the fragments, State of Para, Brazil. **Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi**, Belem, v. 4, n. 3, p. 231 - 289, 2009.

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.

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), 77 p. 2000.

ARCE, J. E. Modelagem da estrutura de florestas clonais de *Populus deltoides* Marsh. através de distribuições diamétricas probabilísticas. **Ciência Florestal**, v. 14, n. 1, p. 149-164, 2004.

ASSMANN E. **The principles of Forest yield study: Studies in the organic production, structure, increment and yield of Forest stands**. New York, EUA: Pergamon Press Ltd., 1970, 506 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS (ABRAF). **Anuário estatístico da ABRAF 2013**: ano base 2012. Brasília: ABRAF, 2013. 148 p.

ATTA-BOATENG, J.; MOSER, J. W. Growth and yield model application in tropical rain forest management. In: **Integrated tool for natural resources inventories in**

the 21st century, 2000, Boise. Proceedings... Boise: Eds HANSEN, M.; BURK, T., 2000, p. 473 - 480.

AUSTREGÉSILO, S. L. et al. Comparação de métodos de prognose da estrutura diamétrica de uma floresta estacional semidecidual secundária. **Revista Árvore**, v. 28, n. 2, p. 227-232, 2004.

AZEVEDO, C. D. et al. Predição da distribuição diamétrica de uma floresta manejada experimentalmente através de um Sistema de Equações Diferenciais. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 37, n. 4, p. 521-532, 2007.

AZEVEDO, C. P. de. **Dinâmica de florestas submetidas a manejo na Amazônia Oriental: experimentação e simulação**. 236 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal). Setor de Ciências Agrárias – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2006.

AZEVEDO, C. P. de. et al. Efeito da exploração de madeira e dos tratamentos silviculturais no agrupamento ecológico de espécies. **Floresta**, v. 38, n. 1, p. 53-69. 2008.

AZEVEDO, C.P. **Predição da distribuição diamétrica de povoamentos florestais inequidâneos pelo emprego da matriz de transição**. 118 f. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 1993.

AZEVEDO, C.P. et al. Simulação de estratégias de manejo florestal na Amazônia com o uso do modelo SYMFOR. **Acta Amazonica**, v. 38, n.1, p. 51 – 70, 2008.

BAESSO, R.C.E. et al. Impacto das mudanças climáticas na produtividade do eucalipto na Região Norte do Espírito Santo e Sul da Bahia. **Ciência Florestal**, v. 20, n. 2, p. 335 – 344, 2010.

BARROS, P. D. et al. Comparação de modelos descritivos da distribuição diamétrica em uma floresta tropical. **Floresta**, Curitiba, v. 10, n. 2, p. 19-32, 1979.

BARTOSZECK, A.C.P.S. et al. A distribuição diamétrica para bracatingais em diferentes idades, sítios e densidades na Região Metropolitana de Curitiba. **Floresta**, Curitiba, v. 34, n. 3, p. 305 – 323, 2004.

BATES, P. C.; ROBERT, P. C.; BLINN, C. R. Overlaying soil and timber inventories to assess aspen productivity in Northern Minnesota. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, n. 1, p. 295-301, 1992.

BATTAGLIA, M.; SANDS, P. Modelling site productivity of Eucalyptus globulus in response to climatic and site factors. **Australian Journal of Plant Physiology**, v. 24, n.6, p.831-850, 1997.

BONTEMPS, J. D.; BOURIAUD, O. Predictive approaches to forest site productivity: recent trends, challenges and future perspectives. **Forestry**, v. 87, n. 1, p. 109-128, 2014.

BORGES, J. S. et al. Parametrização do modelo 3-PG para eucalipto na região do cerrado de Minas Gerais. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 3, p. 567-578, 2012.

BOSSEL, H.; KRIEGER, H. Simulation model of natural tropical forest dynamics. **Ecological Modelling**, v. 59, n. 1, p. 37-71, 1991.

BRAGA, R. de O. et al. Ecologia do gênero Cecropia na Fazenda Rancho Fundo, Paragominas, PA. **65ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência**. 2013.

BRUNER, H. D.; MOSER JR, J. W. A Markov chain approach to the prediction of diameter distributions in uneven-aged forest stands. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 3, n. 3, p. 409-417, 1973.

BUCKMAN, R.E. **Growth and yield of red pine in Minnesota**. Washington: USDA Technical bulletin 1272; 1962, 51 p.

BUONGIORNO, J.; MICHIE, B. R. A matrix model of uneven-aged forest management. **Forest Science**, v. 26, n. 4, 609-625, 1980.

BURKHART, H.E.; TOMÉ, M. **Modeling forest trees and stands**. Dordrecht: Springer; 2012, 457 p.

CAMARGO, J. L. C. et al. **Guia de propagulos e plantulas da Amazonia**. Amazonas: Editora INPA, 2008.

CAMPOS, J. C. C.; TURNBULL, K. Um sistema para estimar a produção por classe de diâmetro e sua aplicação na interpretação do efeito de desbaste. **Revista Árvore**, v. 5, n. 1, p. 1-16, 1981.

CAO, Q. V. Predictions of individual-tree and whole-stand attributes for loblolly pine plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 236, n. 2, p. 342-347, 2006.

CARMEAN, W. H. Forest site quality evaluation in the United States. **Advances in agronomy**, v. 27, p. 209-269, 1975.

CARRERO, G. C. et al. **Arvores do Sul do Amazonas: Guia de especies de interesse economico e ecologico**. Manaus: Idesam, 2014.

CARVALHO, J.O.P. et al. **Pesquisas com vistas ao manejo de matas nativas na região do Rio Jari**. (EMBRAPA – CPATU, Documentos, 45). Belém, PA. Embrapa – CPATU, 1987, 21 p.

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.

CASTRO R.V.O. et al. Individual growth model for Eucalyptus stands in Brazil using artificial neural network. **ISRN Forestry**, v. 2013, 2013.

CASTRO, R. V. O. et al. Crescimento e produção de plantios comerciais de eucalipto estimados por duas categorias de modelos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 3, p. 287-295, 2013.

CHASSOT, T. et al. Modelos de crescimento em diâmetro de árvores individuais de *Araucária angustifolia* (Bertol.) Kuntze em Floresta Ombrofíla Mista. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 2, p. 303 – 313, 2011.

CHAVE J. Study of structural, successional and spatial patterns in tropical rain forests using TROLL, a spatially explicit forest model. **Ecological Modelling**, v. 124, n. 2, p. 233 -254, 1999.

CLUTTER, J. L. Compatible growth and yield models for loblolly pine. **Forest science**, v. 9, n. 3, p. 354-371, 1963.

CLUTTER, J.L.; BENETT F.A. A diameter distributions in old field slash pine plantations. **Georgia Forest Research Council Report**; v.13, p. 1 – 9, 1965.

CLUTTER, J.L. et al. **Timber management: a quantitative approach**. New York: John Wiley e Sons; 1983, 333 p.

COELHO, R. de F. R.; MIRANDA, I. S.; MITJA, D. Description of sucessional process at Benfica Settlement Project, Southeastern of State of Para, Eastern Amazon. **Boletim Paraense do Museu Emilio Goeldi**, v. 7, n. 3, p. 251 - 282, 2012.

COLE, T. G.; EWEL, J. J. Allometric equations for four valuable tropical tree species. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 229, p. 351-360, 2006.

COOPS, N.C.; WARING, R.H.; LANDSBERG, J.J. Assessing forest productivity in Australia and New Zealand using a physiologically-based model driven with averaged monthly weather data and satellite-derived estimates of canopy photosynthetic capacity. **Forest Ecology and Management**, v. 104, n. 1, p. 113–127, 1998.

COSTA, D.H.M.; SILVA, S.M.A.; SILVA, J.N.M. Efetividade e custo do desbaste com aplicação de arboricida em floresta natural na região do Tapajós, Pará e Jarí, Amapá. In: SILVA, J.N.M.; CARVALHO, J.O.P.; YARED, J.A.G. (Ed.) **A silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do projeto Embrapa/DFID**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental/DFID, 2001. p.339-352.

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.

CUNHA, T.A.; FINGER, C.A.G.; SCHNEIDER, P.R. Linear mixed model to describe the basal area increment for individual cedro (*Cedrela odorata* L.) trees in occidental Amazon, Brazil. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 3, p. 461 – 470, 2013.

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.

CURTIS, R. O. Height-diameter and height-diameter-age equations for second-growth Douglas-Fir. **Forest Science**, Bethesda, v.13, n.4, p. 365-375, 1957.

DANIELS, R.F.; BURLHART H.E. **Simulation of individual tree growth and stand development in managed loblolly pine plantations**. In: Publication FWS-5-75; 1975; Blacksburg. Virginia Polytechnic Institute and State University; 1975; 69 p.

DAUBENMIRE, R. The use of vegetation in assessing the productivity of forest lands. **Botanical Review**, v. 42, p.115-143, 1976.

DELLA-FLORA, J.B.; DURLO, M.A.; SPATHELF, P. Modelo de incremento para árvores singulares – *Nectandra megapota* (Spreng.) Mez. **Ciência Florestal**, v. 14, n. 1, p. 165 – 177, 2004.

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

DURLO M. A. **Zuwachsuntersuchungen und einzelbaumwachstumsmodelle für *Cabralea glaberrima*, *Cedrela fissilis* und *Cordia trichotoma* in sekundären laubmischwäldern Südbrasilien**. 175 f. Tese - Universität für Bodenkultur, Viena, 1996.

EASDALE, T.A. et al. Size-dependent growth response to competition and environment in *Nothofagus menziesii*. **Forest Ecology and Management**, v. 270, p. 223-231, 2012.

FANG, Z.; BAILEY, R.L. Height-diameter models for tropical forests on Hainan Island in Southern China. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 110, p. 315-327, 1998.

FELDPAUSCH, T.R. et al. Height-diameter allometry of tropical forest trees. **Biogeosciences**, Göttingen, v. 8, n. 5, p. 1081-1106, 2011.

FERRAZ, I. D. K. et al. Basic characteristics for a preliminary ecological ranking of timber species occurring in a non-flooded forest in Central Amazonia. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 4, p. 621 - 633, 2004.

FIGUEIREDO FILHO A. **Estudos de modelos matemáticos para estimar o volume por unidade de área em uma floresta tropical úmida da Amazônia**. 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1983.

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** – série Ciências Naturais, Belém, v. 1, n. 1, p. 65-140, 2005.

FAYOLLE, A. et al. Tree allometry in Central Africa: Testing the validity of pantropical multi-species allometric equations for estimating biomass and carbon stocks. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.305, p. 29-37, 2013.

FRALISH, J. S. The effect of site environment on forest productivity in the Illinois Shawnee Hills. **Ecological applications**, v. 4, n. 1, p. 134-143, 1994.

GARAY, I.; RIZZINI, C. M. **A floresta atlantica de tabuleiros: diversidade funcional da cobertura arbórea**. 2º Ed. Editora Vozes, Petropolis, 2004, 255 p.

GARLAND, J. J. My Chance: A Modeler's Day in Court. **Journal of Forestry**, v. 86, n. 4, 1988.

GEVORKIANTZ, S. R.; SCHOLZ, H. F. Determining site quality in understocked oak forests. **Journal of Forestry**, v. 42, n. 11, p. 808-811, 1944.

GOELZ, J.C.G.; BURK, T.E. Development of a well-behaved site index equation: Jack pine in north central Ontario. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 22, p. 776-784, 1992.

GOURLET-FLEURY, S., HOULLIER, F. Modelling diameter increment in a lowland evergreen rain forest in French Guiana. **Forest Ecology and Management**, v. 131, n. 1, p. 269-289, 2000.

GOURLET-FLEURY, S. et al. Grouping species for predicting mixed tropical forest dynamics: looking for a strategy. **Annals of forest science**, v. 62, n.8, p. 785-796, 2005.

GOUVEIA, D. M. et al. Avaliacao do crescimento de especies florestais por grupo ecologico em areas exploradas da flona do tapajos. In: **ENCONTRO AMAZÔNICO DE AGRÁRIAS**, 3., 2011, Belém, PA. A pesquisa como instrumento na consolidação de sistemas produtivos sustentáveis: **Anais**. Belém, PA: UFRA, 2011.

GRIMES, R. F.; PEGG, R. E. **Growth data for a spotted gum-ironbark forest in south-east Queensland**. Department of Forestry, Queensland, 1979, 30 p.

HANN, D.W.; ZUMRAWI, A.A. Growth model predictions as affected by predicting individual tree volume increment. **Western Journal of Applied Forestry**, v. 25, p. 120 – 126, 1991.

HEINSDIJK D. Boletim nº 1 - Volumes do pinheiro do Paraná: Tabelas de volume e outros dados sobre o pinheiro brasileiro no Estado de Santa Catarina. In: **Ministério da Agricultura. Anuário Brasileiro de Economia Florestal**. Rio de Janeiro: 1959.

HEINSDIJK D.; BASTOS, A.M. Boletim nº 6 - Inventários florestais na Amazônia. In: **Ministério da Agricultura. Anuário Brasileiro de Economia Florestal**. Rio de Janeiro:1963.

HENRICKSEN, H. A. Height diameter curve with logarithmic diameter: brief report on a more reliable method of height determination from height curves, introduced by the

State Forest Research Branch. **Dansk Skovforeningens Tidsskrift**, Frederiksberg, v.35, n.4, p. 193-202, 1950.

HERRERA-FERNÁNDEZ, B.; CAMPOS, J. J.; KLEINN, C. Site productivity estimation using height-diameter relationships in Costa Rican secondary forests. **Forest Systems**, v. 13, n. 20, p. 295-303, 2004.

HIGUCHI, F.G. **Dinâmica de volume e biomassa da floresta de terra firme do Amazonas**. 201 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

HIGUCHI, N. **Short-term Growth of an Undisturbed Tropical Moist Forest in the Brazilian Amazon**. 129 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Michigan State University. Michigan, 1987.

HIRAMATSU, N. A. **Equação do volume comercial para espécies nativas na Região do Vale do Jari, Amazônia Oriental**. 2008. 107 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

HOAGLIN, D. C.; WELSCH, R. E. The hat matrix in regression and ANOVA. **The American Statistician Association**, Alexandria, v. 32, n. 1, p. 17-22, 1978.

HOSOKAWA, R.T. A simulação como instrumento de planejamento florestal. **Floresta**, v.7, n.2, p. 16 – 24, 1976.

HOSOKAWA, R. T.; MOURA, J. B. de; CUNHA, U. S. da. **Introdução ao manejo e economia de florestas**. Curitiba, Paraná: Editora UFPR, 2008, 164 p.

HUANG, S.; TITUS, S.J. An index of site productivity for uneven-aged or mixed-species stands. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 23, p. 558-562, 1993.

HUNTER, M. O. et al. Tree height and tropical forest biomass estimation. **Biogeosciences**, Göttingen, v.10, p. 8385-8399, 2013.

HUSCH B.; BEERS, T.W.; KERSHAW JR, J.A. **Forest Mensuration**. 3rd ed. Hoboken: John Willey e Sons. 2003, 456 p.

HYINK, D. M; MOSER, J. W. Application of diameter distributions for yield projection in uneven-aged forests. W.E. FRAYER (ed.) **Forest Resource Inventories. Proceedings of SAF/IUFRO Workshop**, Colorado State University, Fort Collins, 23–26 July 1979. Department of Forest and Wood Sciences, Colorado State University, p. 906–916. 1979.

JOHNSON, E.A.; MIYANISHI, K. **Plant disturbance ecology: The process and the response**. Oxford: Elsevier academic press. 2007.

JONES, J. R. **Review and comparison of site evaluation methods**. USDA Forest Service, n. RM-51, p. 1-36, 1969.

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

KARIUKI, M. et al. Diameter growth performance varies with species functional-group and habitat characteristics in subtropical rainforests. **Forest Ecology and Management**, v. 225, p. 1-14, 2006.

KEARSLEY, E. et al. Conventional tree height-diameter relationships significantly overestimate aboveground carbon stocks in the Central Congo Basin. **Nature Communication**, London, v.4, p. 1-8, 2013.

KNOWE, S. A., AHRENS, G. R., DEBELL, D. S. Comparison of diameter-distribution-prediction, stand-table-projection, and individual-tree-growth modeling approaches for young red alder plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 98, n. 1, p. 49-60, 1997.

KOEHLER, H.S. **Sistema computacional de dinâmica para florestas naturais**. 192 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas – possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. Eschborn, GTZ, 1990, 343 p.

LATTIN, J.; CARROLL, J. D.; GREEN, P. E. **Análise de dados multivariados**. São Paulo: Cengage Learning. 2011. 455 p.

LEITE, H. G.; OLIVEIRA, F. H. T. de; Statistical procedure to test identity between analytical methods. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, London, v.33, p.7-8, 2002.

LESLIE, P.H. On the use of matrices in certain population mathematics. **Biometrika**, v. 33, n. 3, p. 183 – 212, 1945.

LEWIS, N. B.; KEEVES, A.; LEECH, J. W. Yield regulation in South Australian Pinus radiata plantations. **Bulletin, Woods and Forests Department**, South Australia, n. 23, 1976, 174 p.

LHOTKA, J.M.; LOEWENSTEIN, E.F. An individual tree diameter growth model for managed uneven aged oak shortleaf pine stands in the Ozark Highlands of Missouri, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 3, p. 770 – 778, 2011.

LI, J.; VALLIANT, R. Linear regression influence diagnosis for unclustered survey data. **Journal of Official Statistics**, Berlin, v.27, n.1, p. 99-119, 2011.

LIMA, A. J. N. **Avaliação de um sistema de inventário florestal contínuo em áreas manejadas e não manejadas do estado do Amazonas (AM)**. 81 p. Tese (Doutorado em Ciências de Florestas Tropicais) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2010.

LIMA, A. J. N. et al. Allometric models for estimating above-and below-ground biomass in Amazonian forests at São Gabriel da Cachoeira in the upper Rio Negro, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.227, p. 163-172, 2012.

LIMA, R. B. de A. et al. Ecological succession of a stretch of Dense Rain Forest in the Lowlands, Carauari, Amazonas, Brazil. **Brazilian Journal of Forestry Research**, 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. **XVIII Jornada de Iniciação Científica PIBIC CNPq/FAPEAM/INPA**, Manaus, 2009.

LIRA, L. P. **Agrupamento ecológico e funcional de espécies florestais da Amazonia Central**. 82 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) - Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Amazonas, 2011.

LOPES, J. C. A. et al. 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.; YARED, J. A. G. (Eds.). **A silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do projeto Embrapa/DFID**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental - DFID, 2001. p. 227-251.

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

MACHADO, S. A. et al. Behavior of the hypsometric relationship of *Araucaria angustifolia* in the forest copse of the faculty of forest – Federal University of Paraná, Brazil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n.56, p. 5-16, 2008.

MACHADO, S. do A. Produtividade de florestas tropicais. **Floresta**, v. 8, n. 2, p. 47 – 53, 1977.

MACHADO, S. do A.; MELLO, J.M.; BARROS, D.A. Comparação entre métodos para avaliação de volume total de madeira por unidade de área, para o pinheiro-do-paraná, na Região Sul do Brasil. **Cerne**, v. 6, n. 2, p. 55 – 66, 2000.

MACKINNEY, A.L., SCHUMACHER, F.X.; CHAIKEN, L.F. Construction of yield tables for nonnormal loblolly pine stands. **Journal of Agricultural Research**, v. 54, v. 7, p. 531 – 545, 1937.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Editora da UFPR, Curitiba, 2011, 261 p.

MARINHO-FILHO, J.; VASCONCELOS-NETO, J. Seed dispersal of *Vismia cayennensis* (Jacq.) Pers (Guttiferae) by bats in Manaus, Amazonas. **Acta Botanica Brasileira**, v.8, n. 1, p. 87 - 95, 1994.

MARSHALL, A.R. et al. Measuring and modelling above-ground carbon and tree allometry along a tropical elevation gradient. **Biological Conservation**, Amsterdam, v.154, p. 20-33, 2012.

MARTINS-DA-SILVA, R. C.V. et al. **Conhecendo Espécies de Plantas da Amazônia: Imbaubão (*Cecropia sciadophylla* Mart. – Urticaceae).** (Comunicado Técnico) Belém: Embrapa Amazônia Oriental. 4 p. 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.

MAYER, D.G.; BUTLER, D.G. Statistical validation. **Ecological modelling**, Amsterdam, v.68, p. 21-32, 1993.

MAZZEI, L.; RUSCHEL, A. Estoque comercial para o segundo ciclo de corte na Floresta Nacional do Tapajós – área experimental km 67 – EMBRAPA. In: 2º seminário de Pesquisa Científica da Floresta Nacional do Tapajós, Santarém, p. 161-166, 2014.

MCGINTY, M. M. **Native forest tree conservation in tropical agroforests: case study of cacao farms in the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil.** 135 f. Tese (Doutorado em Filosofia) - Pos Graduacao em Artes e Ciencias, Columbia University, 2012.

MCLINTOCK, T. F.; BICKFORD, C. A. **A proposed site index for red spruce in the Northeast.** USDA, n. 93, 1957, 30 p.

MEYER, H. A. A mathematical expression for height curves. **Journal of Forestry**, v. 38, n. 5, p. 415-420, 1940.

MIEHLE, P. et al. A comparison of four process-based models and a statistical regression model to predict growth of *Eucalyptus globulus* plantations. **Ecological Modelling**, v. 220, n. 5, 734-746, 2009.

MITCHELL, K.J. Dynamics and simulated yield of Douglas-fir. **Forest Science Monograph**, v. 17, p. 1 – 39, 1975.

MOSER, J. W.; HALL, O.F. Deriving growth and yield functions for uneven-aged forest stands. **Forest Science**, v. 15, n. 1, p. 183-188, 1969.

MUETZELFELDT, R.; MASSHEDER, J. The Simile visual modelling environment. **European Journal of Agronomy**, v. 18, n. 3, p. 345-358, 2003.

NASCIMENTO, R.G.M. **Modelagem e prognose da produção de uma Floresta Tropical Úmida Densa de Terra – Firme na Amazônia Central.** 155 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

NASCIMENTO, R.G.M. et al. A growth and yield projection system for a tropical rainforest in the Central Amazon, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 327, p. 201 – 208, 2014.

NEMER, T. C. **Dinamica da vegetacao de floresta tropical de terra firme influenciada por clareiras de origem antropica, Moju, Para, Brasil**. 97 f. Tese (Doutorado em Ciencias Florestais) - Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasilia, Brasilia, 2014.

NEWHAM, R.M. **The development of a stand model for a Douglas fir**. 201 f. Tese – (Doutorado em Filosofia) – Departamento de Silvicultura - University of British Columbia, Vancouver, 1964.

NOLET, P.; DOMON, G.; BERGERON, Y. Potentials and limitations of ecological classification as a tool for forest management: a case study of disturbed deciduous forests in Quebec. **Forest Ecology and Management**, v. 78, n. 1, 85-98, 1995.

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, Seropedica, 2010.

NUZZO, R. Statistical errors: p values, the “gold standard” of statistical validity, are not as reliable as many scientists assume. **Nature**, London, v.506, n.7487, p. 150-152, 2014.

ODERWALD, R. G.; HANS, R. P. Corroborating models with model properties. **Forest Ecology and Management, Amsterdam**, v.62, p.271-283, 1993.

OLIVEIRA, L. Z. et al. Morphological aspects of fruits, seeds, germination and seedlings of *Hymenolobium petraeum*. **Ciencia Rural**, Santa Maria, v. 40, n. 8, p. 1732 - 1740, 2010.

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.

OLIVEIRA, Y.M.M.; OLIVEIRA, E.B.; HAFLEY, W.L. SisPinus – Simulador de crescimento e produção de *Pinus elliottii* e *Pinus taeda* sob manejo no sul do Brasil. In: **1º Encontro Brasileiro de Planejamento Florestal**; 1989; Curitiba. Paraná: Embrapa; 1989. p. 107 - 118.

ORELLANA E. **Sucessão florestal, regimes de manejo e competição avaliados com modelos de árvore individual dependente e independente da distância em um fragmento de Floresta de Araucária no Sul do Brasil**. 154 f. Tese – (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

ORELLANA, E. et al. Predicting the dynamics of a native *Araucaria* forest using a distance-independent individual tree-growth model. **Forest Ecosystems**, v. 3, n. 1, p. 1-11, 2016.

PHILLIPS, P.D. et al. An individual based spatially explicit simulation model for strategic forest management planning in the eastern Amazon. **Ecological Modelling**, v. 173, n. 4, p. 335 – 354, 2004.

PHILLIPS, P.D. et al. A individual based spatially explicit tree growth model for forests in East Kalimantan (Indonesian Borneo). **Ecological Modelling**, v. 159, n. 1, p. 1 – 26, 2003.

PICARD, N. et al. Should tree biomass allometry be restricted to power models? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.353, p. 156-163, 2015.

PIMENTEL-GOMES, F. O índice de variação, um substituto vantajoso do coeficiente de variação. **IPEF**, Piracicaba, Circular Técnica n. 178, 1991, 5 p.

PIMENTEL-GOMES, F.; GARCIA, C. H. **Estatística aplicada a experimentos agrônômicos e florestais**. Piracicaba, FEALQ: 2002, 309 p.

PIÑEIRO, G. et al. How to evaluate models: observed vs predicted or predicted vs observed? **Ecological Modelling**, Amsterdam, v.216, p. 316-322, 2008.

PINHEIRO, K. A. O. et al. Phytosociology of a permanent preservation area in east of Amazon: indication of species for recovering altered areas. **Floresta**, Curitiba, v. 37, n. 2, p. 175 - 187, 2007.

PORTÉ, A.; BARTELINK, H.H. Modelling mixed Forest growth: a review of models for management. **Ecological Modelling**, v. 150, n. 1, p. 141 – 188, 2002.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and Yield: from measurement to model**. Berlin: Springer. 2009, 671 p.

PRETZSCH, H.; BIBER, P.; DURSKEY, J. The single tree-based stand simulator SILVA: Construction, application and evaluation. **Forest Ecology and Management**, v. 162, n. 1, p. 3 – 21, 2002.

PRODAN, M. **Zuwachs-und Ertragsuntersuchungen im Plenterwald**. 1944. 127 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de Freiburg, Freiburg.

PUKKALA, T. Predicting diameter growth in even-aged Scots pine stands as a function of spatial pattern of trees. **Silva Fennica**, v. 23, p. 101 – 116, 1989.

PULZ, F.A. et al. Acuracidade da predição da distribuição diamétrica de uma floresta ineqüiânea com a matriz de transição. **Cerne**, v. 5, n. 1, p. 1 – 14, 1999.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. 2015. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
<http://www.R-project.org/>

RAMOS, A.A. et al. Tabelas de volume de madeira das essências florestais do Distrito Agropecuário da Zona Franca de Manaus. **Floresta**, v. 4, n. 2, p. 72 – 79, 1972.

RAYNER, M. E.; TURNER, B. J. Growth and yield modelling of Australian eucalypt forests II. Future trends. **Australian Forestry**, v. 53, n. 4, p. 238-247, 1990.

REINHARDT, E. D. **Influence of site quality on the height-diameter relationship of western larch**. 44 f. Dissertação (Mestre em Ciencias) – University of Montana, Missoula, 1982.

REINHARDT, E. **Using height/diameter curves to estimate site index in old-growth western larch stands**. University of Montana, Montana Forest and Conservation Experiment Station, n. 20, 1983, 3 p.

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. et al. 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.

REZENDE, J. L. P. de; OLIVEIRA, A. D. de. **Análise econômica e social de projetos florestais**. 3ªed. Editora UFV, 2013, 385 p.

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 Ciencias Florestais e Ambientais) - Faculdade de Engenharia Florestal, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiaba, 2013.

RIBEIRO, R. B. da S. et al. Estrutura florestal em projeto de assentamento, comunidade São Mateus, município de Placas, Pará, Brasil. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 60, n.5, p. 610-620, 2013.

RIBEIRO, S. C. et al. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 33, n. 5, p. 917-926, 2009.

RITCHIE, M. W., HANN, D. W. Evaluation of individual-tree and disaggregative prediction methods for Douglas-fir stands in western Oregon. **Canadian journal of forest research**, v. 27, n. 2, p. 207-216, 1997.

ROBINSON, A. P.; FROESE, R. E. Model validation using equivalence tests. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v.176, p. 349-358, 2004.

ROBINSON, A.P.; HAMANN, J.D. **Forest Analytics with R: an introduction**. Baltimore, MD, Springer, 2011, 355 p.

ROITMAN, I. **Modelagem especial e temporal na mata de galeria do Gama, DF**. 143 f. Tese – (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade de Brasília, Brasília, 2011.

ROLIM, S. G.; COUTO, H. T. Z.; JESUS, R. M. Tree mortality and recruitment in the Atlantic at Linhares (ES). **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 55, p. 49 - 69, 1999.

ROSSI, L. M. B.; KOEHLER, H. S.; SANQUETTA, C. R. ARCE, J. E. Modelagem de mortalidade em florestas naturais. Curitiba. **Floresta**, v. 37, n. 2, p. 275 – 291 mai/ago. 2007.

ROSSI, L.M.B.; KOEHLER, H.S.; SANQUETTA, C.R. Simulação da dinâmica de Araucária angustifolia em floresta natural com o processo de difusão. In: **4º Simpósio Latino Americano sobre Manejo Florestal**; 2008; Santa Maria. Rio Grande do Sul: Universidade Federal de Santa Maria; 2008. p. 376 – 382.

RUTISHAUSER, E. et al. Generic allometric models including height best estimate forest biomass and carbon stocks in Indonesia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.307, p.219-225, 2013.

SANQUETTA, C.R. ARAUSIS: Sistema de simulação para manejo sustentável de florestas de Araucária. **Floresta**, v. 29, n.1, p. 115 – 121, 1999.

SANQUETTA, C.R.; et al. Matriz de transição para simulação da dinâmica de florestas naturais sob diferentes intensidades de corte. **Ciência Florestal**, v. 6, n. 1, p. 65 – 78, 1996.

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.

SARQUIS, R. do S. F. R.; SECCO, R. de S. Parkia, Pseudopiptadenia and Stryphnodendron species ("faveiras") from Embrapa trial field in Moju, Para. **Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi**, Belem, v. 1, n. 3, p. 67 - 86, 2005.

SATO H. Simulation of the vegetation structure and function in a Malaysian tropical rain forest using the individual based dynamic vegetation model SEIB-DGVM. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 11, p. 2277 – 2286, 2009.

SCHNEIDER, P. R.; FINGER, C. A. G. **Manejo sustentado de florestas inequidistantes heterogêneas**. Santa Maria, Rio Grande do Sul. UFSM, 2000, 195 p.

SCHOMOLDT, D.L.; MARTIN, G.L.; BOCKHEIM, J.P. Yield based measures of northern hardwood site quality and their correlation with soil-site factors. **Forest Science**, v. 31, n.1, p. 209-219, 1985.

SCOLFORO, J.R.S.; MACHADO, S. do A. Um sistema de crescimento e produção com simulador de desbaste. **Scientia Forestalis**, v. 50, p. 51 – 64, 1996.

SCOLFORO, J.R.S. et al. Modelo de produção para floresta nativa como base para manejo sustentado. **Cerne**, v. 2, n. 1, p. 112 – 137, 1996.

SHARMA, M.; PARTON, J. Height-diameter equations for boreal tree species in Ontario using a mixed-effects modelling approach. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 249, p.187-198, 2007.

SILESHI, G. W. A critical review of forest biomass estimation models, common mistakes and corrective measures. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.329, p.237-254, 2014.

SILVA, J.N.M. **The behaviour of the tropical rain forest of the Brazilian Amazon after logging**. 302 f. Tese – (Doutorado em Filosofia) - Oxford Forestry Institute – Oxford University, Oxford, 1989.

SILVA, R. P. da. **Alometria, estoque e dinâmica da biomassa de florestas primárias e secundárias na região de Manaus (AM)**. 2007. 147 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais Tropicais) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus.

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.

SIQUEIRA, J.D.P. Tabela de volume para povoamentos nativos de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. ktze, no Sul do Brasil. **Floresta**, v. 8, n. 1, p. 7 – 12, 1977.

SKOVSGAARD, J.P.; VANCLAY, J.K. Forest site productivity: review of the evolution of dendrometric concepts for even – aged stands. **Forestry**, v. 81, n. 1, p. 13 – 31, 2008.

SMITH, E.P.; ROSE, K. A. Model goodness-of-fit analysis using regression and related techniques. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v.77, n.1, p. 49-64, 1995.

SMITH, E.P.; ROSE, K. A. Model goodness-of-fit analysis using regression and related techniques. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v.77, n.1, p. 49-64, 1995.

SMITH, F. P.; HOLZWORTH, D. P.; ROBERTSON, M. J. Linking icon-based models to code-based models: a case study with the agricultural production systems simulator. **Agricultural Systems**, v. 83, n. 2, p. 135-151, 2005.

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, Cuiaba, 2009.

SOLOMON, D.S.; HERMAN, D.A.; LEAK, W.B. FIBER 3.0: **An ecological growth model for northeastern forest types**. Washington: General Technical Report NE – 204 by USDA, 1995.

SOMERS, G. L., NEPAL, S. K. Linking individual-tree and stand-level growth models. **Forest ecology and management**, v. 69, n. 1, p. 233-243, 1994.

SOUZA, R.F. et al. Modelagem do carbono orgânico total e da lenha por unidade de área para bracatingais nativos. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 1, p. 117 – 127, 2013.

STAGE, A.R.; WYKOFF, W.R. Adapting distance independent forest growth models to represent spatial variability: Effects of sampling design on model coefficients. **Forest Science**, v. 44, n. 2, p. 224 – 238, 1998.

STEPKA, T.F. et al. Prognose da estrutura diamétrica de uma Floresta Ombrófila Mista com os métodos razão de movimentos e matriz de transição. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 64, p. 327 – 335, 2011.

STOFFELS, A.; VAN SOEST, J. Principiele vraagstukken bij proefperken 3. Hoogtere regressie. **Nederlands bosbouw tijdschrift**, Groningen, v.25, p. 190-199, 1953.

SUBEDI, N.; SHARMA, M. Individual tree diameter growth models for black spruce and jack pine plantation in northern Ontario. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 11, p. 2140 – 2148, 2011.

SWAINE, M.D., WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 75, n. 1 e 2, p. 81-86, 1988.

TAYLOR, A.R.; CHEN, H.Y.H.; van DAMME, L. A review of forest succession models and their suitability for forest management planning. **Forest Science**, v. 55, n. 1, p. 23 – 26, 2009.

TÉO, S. J. et al. Índice de densidade do povoamento para bracatingais nativos da região Metropolitana de Curitiba, PR. **Cerne**, v. 14, n. 1, 54-61, 2008.

TOIGO, M. et al. Overyielding in mixed forests decreases with site productivity. **Journal of Ecology**, v. 103, n.2, p. 502-512, 2015.

TROREY, L. G. A mathematical method for the construction of diameter height curves based on site. **The Forestry Chronicle**, Mattawa, v.8, n.2, p. 121-132, 1932.

TROSOBARES, A.; PUKKALA, T. Using past growth to improve individual-tree diameter growth models for uneven-aged mixtures of *Pinus sylvestris* L. and *Pinus nigra* arn. in Catalonia, northeast Spain. **Annals of Forest Science**, v. 61, p. 409-417. 2004.

TURNBULL, K.J. **Population dynamics in mixed Forest stands: A system of mathematical models of mixed stand growth and structure**. 186 f. Tese – (Doutorado em Filosofia) - University of Washington, Washington, 1963.

USHER, M.B. A matrix approach to the management of renewable resources, with special reference to selection forests. **Journal of Applied Ecology**, v. 3, p. 355 – 367, 1966.

van GARDINGEN P.R. et al. Financial and ecological analysis of management options for logged-over Dipterocarp forests in Indonesian Borneo. **Forest Ecology and Management**, v. 183, p. 1 – 29, 2003.

VANCLAY, J. K. Assessing site productivity in tropical moist forests: a review. **Forest Ecology and Management**, v. 54, n. 1-4, p. 257-287, 1992.

VANCLAY, J. K.. Modelling regeneration and recruitment in a tropical rain forest. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 22, n. 9, p. 1235-1248, 1992.

VANCLAY, J. K. **Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forests**. Waallingford: CAB International, 1994, 312 p.

VANCLAY, J. K. Site productivity assessment in rainforests: an objective approach using indicator species. In **Seminar on Growth and Yield in Tropical Mixed/Moist Forests**. 1989, Kuala Lumpur. Anais... Kuala Lumpur: Forest Research Institute Malaysia, 1989. p. 225-241.

VANCLAY, J. K. Unsuspected implications arising from assumptions in simulations: Insights from recasting a forest growth model in system dynamics. **Forest Ecosystems**, v. 1, n. 1, p. 1-10, 2014.

VANCLAY, J. K., GILLISON, A. N., KEENAN, R. J. Using plant functional attributes to quantify site productivity and growth patterns in mixed forests. **Forest Ecology and Management**, v. 94, n. 1, p. 149-163, 1997.

VANCLAY, J. K.; HENRY, N. B. Assessing site productivity of indigenous cypress pine forest in southern Queensland. **The Commonwealth Forestry Review**, v. 67, p. 53-64, 1988.

VANCLAY, J.K. A growth model for north Queensland rainforests. **Forest Ecology and Management**, v. 27, p. 245 – 271, 1989.

VANCLAY, J.K. Assessing site productivity in tropical moist forests: a review. **Forest Ecology and Management**, v. 54, p. 257 – 287, 1992.

VANCLAY, J.K. **Techniques for modelling timber yield from Indigenous Forests with special reference to Queensland**. 206 f. Dissertação – (Mestrado em Ciências) - Oxford University, Oxford, 1983.

VASCONCELOS NETO, E. L. **Agrupamento ecologico e funcional de especies florestais na Amazonia Sul Ocidental**. 85 f. Dissertacao (Mestrado em Ciencias Florestais e Ambientais) - Faculdade de Ciencias Agrarias, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2012.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. **A. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, p. 124, 1991.

VIBRANS, A. C. et al. Height-diameter models for three subtropical forest types in Southern Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.39, n.3, p. 205-215, 2015.

WAGNIÈRE, S. **Forest valuation: a knowledge-based view**. 326 f. Tese (Doutorado em Administração) – University of St. Gallen, Zurich, 2011.

WANG, G. G. Is height of dominant trees at a reference diameter an adequate measure of site quality?. **Forest Ecology and Management**, v. 112, n. 1, p. 49-54, 1998.

WARD, P.J. Prediction intervals: placing real bounds on regression-based allometric estimates of biomass. **Biometrical Journal**, Torino, v.57, n.4, p. 695-711, 2015.

WEISKITTEL, A.R. et al. **Forest Growth and Yield Modeling**. Chichester: John Wiley e Sons Ltda: 2011, 415 p.

WIANT, H.V.; R.K. KNIGHT; J.E. BAUMGRASS. **Relation of biomass to basal area and site index on an Appalachian watershed**. USDA Res. Note. NE-315, 1984, 4 pp.

WILLMOTT, C. et al. Modelling height-diameter relationships of *Pinus radiata* plantations in Canterbury, New Zealand. **New Zealand Journal of Forestry**, Wellington, v.51, p. 23-27, 2006.

WITTMANN, F. et al. **Manual of tree species from Central Amazonian white-water floodplains: Taxonomy, Ecology and Use**. Manaus: Editora INPA, 2010.

WOODALL, C.W. **Evaluating the growth basal area method as a tool for estimating site productivity in uneven-aged ponderosa pine stands**. 60 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – University of Montana, Montana, 1997.

YARED, J.A.G. (Ed.). **A silvicultura na Amazônia Oriental: Contribuições do projeto Embrapa-DFID**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental: DFID, 2001. p.203-226.

YOUNG, A.C.; MUETZELFELDT, R.I. The SYMFOR tropical Forest modelling framework. **Commonwealth Forestry Review**, v. 77, p. 11 – 18, 1998.

ZAMIN, N.T. et al. Effect of climate variables on monthly growth in modeling biological yield of *Araucaria angustifolia* and *Pinus taeda* in juvenile phase. **International Journal of Forestry Research**, p. 1 – 8, 2013.

ZHANG, L., MOORE, J. A., & NEWBERRY, J. D. Disaggregating stand volume growth to individual trees. **Forest Science**, v. 39, n. 2, p. 295-308, 1993.

ZHANG, S., AMATEIS, R. L., BURKHART, H. E. Constraining individual tree diameter increment and survival models for loblolly pine plantations. **Forest Science**, v. 43, n. 3, p. 414-423, 1997.

APENDICE 1 – LISTA DE ESPÉCIES, COM DIÂMETRO A ALTURA DO PEITO ACIMA DE 5 CENTIMETROS, PRESENTES NA ÁREA EXPERIMENTAL DA JARI. TODAS AS ESPÉCIES ESTÃO DISTRIBUIDAS EM GRUPOS ECOLÓGICOS (EL), ECONÔMICOS (EC) E DE RITMO DE CRESCIMENTO (RT), CONFORME DESCRIÇÃO BIBLIOGRÁFICA (BIBLIO) E CONSULTA A ESPECIALISTAS E ORGÃOS ESPECIALIZADOS.

NOME CIENTÍFICO	CÓDIGOS		FAMÍLIA BOTÂNICA	GRUPOS			BIBLIO
	INICIAIS	MFT		EL	EN	RC	
Lindackeria paraensis Kuhl.	LIPA	2440	Achariaceae	NP	UM	II	I
Anacardium giganteum W.Hancock ex Engl.	ANGI	1775	Anacardiaceae	NP	M	V	XVII
Anacardium spruceanum Benth. ex Engl.	ANAS	1779	Anacardiaceae	NP	M	V	XII
Astronium graveolens Jacq.	ASGR	5254	Anacardiaceae	NP	M	V	XXXI
Tapirira guianensis Aubl.	TAGU	15	Anacardiaceae	P	M	IV	XXXI, XIII
Thyrsodium guianense Sagot ex Marchand	THGU	1252	Anacardiaceae	NP	UM	II	XXVII
Thyrsodium spruceanum Benth.	THSP	1249	Anacardiaceae	NP	M	II	I
Anaxagorea dolichocarpa Sprague & Sandwith	ANDO	2362	Annonaceae	NP	UM	II	XXVIII
Annona hypoglauca Mart.	ANHY	1433	Annonaceae	NP	M	III	XLII
Annonaceae sp	ANNS	5223	Annonaceae	I	I	II	XLIII
Bocageopsis multiflora (Mart.) R.E.Fr.	BOMU	2321	Annonaceae	NP	M	II	XIX, XXXII
Duguetia cauliflora R.E.Fr.	DUMU	2358	Annonaceae	P	UM	II	IV
Guatteria poeppigiana Mart.	GUPO	2335	Annonaceae	P	P	II	XV
Guatteria spp	GUSP	22	Annonaceae	NP	I	II	XLIII
Onychopetalum amazonicum R.E.Fr.	ONAM	2337	Annonaceae	NP	M	V	IX, XIII
Xylopia nitida Dunal	XYNI	2326	Annonaceae	NP	P	IV	I
Aspidosperma album (Vahl) Benoist ex Pichon	ASAL	1404	Apocynaceae	NP	M	V	XII, XXXII
Aspidosperma carapanauba Pichon	ASCA	1952	Apocynaceae	NP	M	III	I
Aspidosperma desmanthum Benth. ex Müll.Arg.	ASDE	29	Apocynaceae	NP	M	V	XXXI
Aspidosperma excelsum Benth.	ASEX	31	Apocynaceae	NP	M	IV	I, XXXII
Aspidosperma spp	ASSP	44	Apocynaceae	NP	I	V	XL
Couma guianensis Aubl.	CODU	4506	Apocynaceae	NP	M	IV	I
Geissospermum sericeum Miers	GESE	1190	Apocynaceae	NP	M	V	IV, XXIII
Himatanthus articulatus (Vahl) Woodson	HIAR	59	Apocynaceae	P	M	IV	I
Lacmellea gracilis (Müll.Arg.) Markgr.	LAGR	4062	Apocynaceae	NP	UM	II	XLIII
Macoubea guianensis Aubl.	MAGU	1241	Apocynaceae	NP	M	I	I
Tabernaemontana rupicola Benth.	TARU	3587	Apocynaceae	NP	UM	II	XVI
Schefflera morototoni (Aubl.) Maguire et al.	SCMO	87	Araliaceae	P	M	IV	XXXI
Handroanthus serratifolius (Vahl) S.Grose	HASE	214	Bignoniaceae	NP	M	V	XL
Jacaranda copaia (Aubl.) D.Don	JACO	1999	Bignoniaceae	P	M	IV	XX
Cochlospermum orinocense (Kunth) Steud.	COOR	5405	Bixaceae	P	P	IV	XLI
Cordia bicolor A.DC.	COBI	2614	Boraginaceae	P	M	II	XXXI
Cordia exaltata Lam.	COEX	2622	Boraginaceae	P	M	IV	I
Cordia goeldiana Huber	COGO	2616	Boraginaceae	P	M	V	XXXI
Cordia nodosa Lam.	CONO	2631	Boraginaceae	NP	M	II	IV
Cordia scabrifolia A.DC.	COSC	2627	Boraginaceae	NP	M	II	I
Burseraceae spp	BUSP	5329	Burseraceae	I	I	II	XLIII
Protium altsonii Sandwith	PRAL	1643	Burseraceae	NP	P	V	XV
Protium decandrum (Aubl.) Marchand	PRDE	241	Burseraceae	NP	P	II	I
Protium guianense (Aubl.) Marchand	PRGU	1614	Burseraceae	NP	P	II	I
Protium opacum Swart	PROP	1654	Burseraceae	NP	P	II	XXXI
Protium pallidum Cuatrec.	PRPA	1617	Burseraceae	NP	P	V	I
Protium pilosum (Cuatrec.) Daly	PRPI	1636	Burseraceae	NP	UM	V	I
Protium robustum (Swart) D.M.Porter	PRRO	1592	Burseraceae	NP	P	II	IV
Protium sagotianum Marchand	PRSA	1593	Burseraceae	NP	M	II	I, XLIII
Protium trifoliolatum Engl.	PRTR	1621	Burseraceae	NP	M	II	I
Tetragastris altissima (Aubl.) Swart	TEAL	1640	Burseraceae	NP	M	V	I
Tetragastris panamensis (Engl.) Kuntze	TEPA	5315	Burseraceae	NP	M	II	I, XI
Trattinnickia rhoifolia Willd.	TRRH	1602	Burseraceae	P	M	V	XX
Calophyllum brasiliense Cambess.	CABR	2795	Calophyllaceae	NP	M	V	I
Dendrobangia boliviana Rusby	DEBO	1739	Cardiopteridaceae	NP	P	II	I
Caryocar glabrum (Aubl.) Pers.	CAGL	4214	Caryocaraceae	P	M	I	XXXI
Cheiloclinium cognatum (Miers) A.C.Sm.	CHCO	4988	Celastraceae	NP	P	II	I

NOME CIENTÍFICO	CODIGOS		FAMILIA BOTANICA	GRUPOS			BIBLIO
	INICIAIS	MFT		EL	EN	RC	
Goupia glabra Aubl.	GUGL	2273	Celastraceae	P	M	III	XX
Maytenus floribunda Reissek	MAFL	4937	Celastraceae	NP	P	II	I
Maytenus myrsinoides Reiss.	MAMY	4986	Celastraceae	NP	UM	II	I
Caesalpiniaceae spp	CAES	5231	Cesalpiniaceae	I	I	II	XLIII
Chrysobalanaceae sp	CHSP	5317	Chrysobalanaceae	I	I	V	XLIII
Couepia robusta Huber	CORO	1110	Chrysobalanaceae	NP	UM	II	I
Licania heteromorpha Benth.	LIHE	1931	Chrysobalanaceae	NP	UM	II	XX
Licania kunthiana Hook.f.	LIKU	1978	Chrysobalanaceae	NP	P	II	I
Licania latifolia Benth. ex Hook.f.	LILT	3507	Chrysobalanaceae	NP	UM	II	I
Licania laxiflora Fritsch	LILX	1934	Chrysobalanaceae	NP	P	II	I
Licania paraensis Prance	LICP	1970	Chrysobalanaceae	NP	P	V	I
Licania robusta Sagot	LIRO	5303	Chrysobalanaceae	NP	P	II	IV
Licania spp	LINS	258	Chrysobalanaceae	NP	I	V	I, XII
Parinari montana Aubl.	PAMO	3972	Chrysobalanaceae	NP	UM	V	I
Garcinia macrophylla Mart.	GAMA	278	Clusiaceae	NP	P	V	I
Symphonia globulifera L.f.	SYGL	279	Clusiaceae	P	M	V	XXXI
Tovomitia fructipendula (Ruiz & Pav.) Cambess.	TOFR	281	Clusiaceae	NP	UM	II	I
Buchenavia guianensis (Aubl.) Alwan & Stace	BUGU	284	Combretaceae	NP	P	III	XLI
Buchenavia parvifolia Ducke	BUPA	4632	Combretaceae	P	M	III	IV
Terminalia amazonia (J.F.Gmel.) Exell	TEAM	2141	Combretaceae	P	M	I	XXXI
Terminalia argentea Mart.	TEAR	5278	Combretaceae	NP	M	III	XXVII, XLIII
Connarus perrottetii (DC.) Planch.	COPE	3813	Connaraceae	P	UM	II	I
Tapura amazonica Poepp. & Endl.	TAAM	5262	Dichapetalaceae	NP	UM	II	I
Diospyros carbonaria Benoist	DICA	2303	Ebenaceae	NP	P	II	I
Diospyros santaremnensis Sandwith	DISA	5267	Ebenaceae	NP	P	II	IV
Diospyros spp	DISP	1921	Ebenaceae	NP	I	II	XXXI
Diospyros vestita Benoist	DIVE	1920	Ebenaceae	NP	P	II	I
Sloanea garckeana K.Schum.	SLGA	314	Elaeocarpaceae	NP	UM	V	I
Sloanea grandis Ducke	SLGR	4897	Elaeocarpaceae	NP	UM	V	XXVII
Sloanea guianensis (Aubl.) Benth.	SLGU	5025	Elaeocarpaceae	NP	UM	V	XXVIII
Sloanea obtusa (Splitg.) Schum.	SLOB	5297	Elaeocarpaceae	NP	UM	II	I
Alchorneopsis floribunda (Benth.) Müll.Arg.	ALFL	4645	Euphorbiaceae	NP	P	V	I
Conceveiba guianensis Aubl.	COGU	1464	Euphorbiaceae	NP	UM	II	I
Conceveiba martiana Baill.	COMA	1466	Euphorbiaceae	NP	UM	II	XVII
Glycydendron amazonicum Ducke	GLAM	2707	Euphorbiaceae	NP	M	V	XIII
Joannesia heveoides Ducke	JOHE	2041	Euphorbiaceae	NP	M	V	XLIII
Mabea speciosa Müll. Arg.	MABS	4650	Euphorbiaceae	P	UM	II	I
Maprounea guianensis Aubl.	MAPG	4653	Euphorbiaceae	NP	UM	V	XXXI
Sagotia racemosa Baill.	SARA	1429	Euphorbiaceae	NP	P	II	I
Abarema cochleata (Willd.) Barneby & J.W.Grimes	ABCO	522	Fabaceae	P	P	IV	I
Abarema jupunba (Willd.) Britton & Killip	ABJU	5412	Fabaceae	P	M	IV	XXXI
Albizia decandra (Ducke) Barneby & J.W.Grimes	ALDE	5286	Fabaceae	NP	P	I	IV
Alexa grandiflora Ducke	ALGR	3721	Fabaceae	NP	M	II	XV
Amphiodon effusus Huber	AMEF	2201	Fabaceae	NP	P	III	XIX
Batesia floribunda Benth.	BAFL	1181	Fabaceae	NP	P	V	I
Bowdichia nitida Spruce ex Benth.	BONI	4521	Fabaceae	NP	M	III	XXXI
Candolleodendron brachystachyum (DC.) R.S.Cowan	CANB	3461	Fabaceae	NP	M	V	XLI
Cassia spruceana Benth.	CAIS	1160	Fabaceae	NP	UM	I	IV
Chamaecrista bahiae (H.S.Irwin) H.S.Irwin & Barneby	CHBA	2209	Fabaceae	NP	P	V	IV
Copaifera spp	COSP	488	Fabaceae	NP	M	III	XVII
Cynometra spruceana Benth.	CYSP	3299	Fabaceae	NP	P	II	IV
Dalbergia spruceana Benth.	DASP	3150	Fabaceae	NP	M	V	IV
Dialium guianense (Aubl.) Sandwith	DIGU	489	Fabaceae	P	M	V	XL
Dimorphandra gardneriana Tul.	DIGA	2494	Fabaceae	NP	M	I	XX
Diploptropis purpurea (Rich.) Amshoff	DIPU	4524	Fabaceae	NP	M	V	XXXI
Dipteryx magnifica (Ducke) Ducke	DIMA	2256	Fabaceae	NP	M	V	XII
Dipteryx odorata (Aubl.) Willd.	DIOD	581	Fabaceae	P	M	III	XXXI
Dussia discolor (Benth.) Amshoff	DUDI	3927	Fabaceae	NP	P	II	IV
Elizabetha bicolor Ducke	ELBI	5280	Fabaceae	NP	UM	V	IV
Enterolobium schomburgkii (Benth.) Benth.	ENSC	2490	Fabaceae	P	M	III	XXXI
Hymenaea courbaril L.	HYCO	498	Fabaceae	NP	M	III	XXXI
Hymenaea intermedia Ducke	HYIN	3215	Fabaceae	NP	M	V	XX
Hymenolobium excelsum Ducke	HYEX	1316	Fabaceae	NP	M	III	XX
Hymenolobium petraeum Ducke	HYPE	1333	Fabaceae	NP	M	V	XI
Hymenolobium sericeum Ducke	HYSE	1309	Fabaceae	NP	M	V	I
Inga alba (Sw.) Willd.	INAL	2903	Fabaceae	NP	M	I	XXXI, XIII
Inga capitata Desv.	INCP	2909	Fabaceae	NP	UM	IV	XIV

NOME CIÊNTIFICO	CODIGOS		FAMILIA BOTANICA	GRUPOS			BIBLIO
	INICIAIS	MFT		EL	EN	RC	
Inga cayennensis Sagot ex Benth.	INCY	2967	Fabaceae	NP	UM	IV	I
Inga edulis Mart.	INED	2978	Fabaceae	NP	M	IV	I, XIII
Inga gracilifolia Ducke	INGR	2917	Fabaceae	NP	UM	IV	I
Inga paraensis Ducke	INPA	2940	Fabaceae	NP	M	IV	XXXI
Inga rubiginosa (Rich.) DC.	INRU	3000	Fabaceae	NP	UM	II	I
Inga sp	INSP	543	Fabaceae	NP	I	IV	XX, XLIII
Leptolobium nitens Vogel	LENI	3121	Fabaceae	NP	P	II	XLII
Macrolobium campestre Huber	MACA	186	Fabaceae	NP	UM	V	XLIII
Martiodendron parviflorum (Amshoff) R.C.Koeppen	MARP	3806	Fabaceae	P	P	III	IV
Ormosia flava (Ducke) Rudd	ORFL	598	Fabaceae	P	P	III	XXXI
Ormosia paraensis Ducke	ORPA	4725	Fabaceae	NP	M	II	I
Parkia decussata Ducke	PADE	2473	Fabaceae	NP	P	I	XXXVIII
Parkia gigantocarpa Ducke	PAGI	2482	Fabaceae	P	M	IV	XXXI
Parkia multijuga Benth.	PAMU	2453	Fabaceae	P	M	IV	XXXI
Parkia nitida Miq.	PANI	2544	Fabaceae	P	M	IV	XXXI
Parkia pendula (Willd.) Benth. ex Walp.	PAPE	1340	Fabaceae	P	M	V	XXXI
Parkia ulei (Harms) Kuhlm.	PAUL	2410	Fabaceae	NP	M	I	I, X
Peltogyne paradoxa Ducke	PEPA	2155	Fabaceae	P	M	III	IV
Platymiscium pinnatum (Jacq.) Dugand	PLPI	3463	Fabaceae	NP	M	V	XLII
Pseudopiptadenia psilostachya (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	PSPS	2505	Fabaceae	NP	M	III	I, XLIII
Staminodianthus racemosus (Hoehne) D.B.O.S.Cardoso & H.C.Lima	STRA	4527	Fabaceae	NP	M	II	I
Stryphnodendron paniculatum Poepp. & Endl.	STPA	4589	Fabaceae	NP	M	IV	I
Stryphnodendron pulcherrimum (Willd.) Hochr.	STPU	1550	Fabaceae	P	P	I	XXXI, VII
Swartzia arborescens (Aubl.) Pittier	SWAR	3926	Fabaceae	NP	M	II	I
Swartzia brachyrachis Harms	SWBR	3960	Fabaceae	NP	P	V	XX
Swartzia panacoco (Aubl.) R.S.Cowan	SWPA	2217	Fabaceae	NP	P	II	I
Swartzia polyphylla DC.	SWPO	4269	Fabaceae	NP	M	III	XV
Swartzia racemosa Benth.	SWRA	2029	Fabaceae	NP	M	III	I
Tachigali glauca Tul.	TAGL	5034	Fabaceae	NP	M	I	I, V
Tachigali melanocarpa (Ducke) van der Werff	TAME	4578	Fabaceae	NP	M	I	IV
Tachigali melinonii (Harms) Zarucchi & Herend.	TAMI	4580	Fabaceae	NP	P	II	IV
Tachigali paniculata Aubl.	TAPA	5411	Fabaceae	NP	M	IV	XXXI
Tachigali paraensis (Huber) Barneby	TAPR	4572	Fabaceae	P	P	IV	XXXI
Tachigali sp	TASP	4149	Fabaceae	P	M	IV	XLIII
Tachigali tinctoria (Benth.) Zarucchi & Herend.	TATI	5229	Fabaceae	NP	P	I	IV
Trischidium alternum (Benth.) H.E.Ireland	TRAL	2738	Fabaceae	NP	P	II	IV
Vatairea paraensis Ducke	VAPA	2468	Fabaceae	NP	M	IV	XXVII
Vatairea spp	VASP	2492	Fabaceae	NP	P	V	IV
Vataireopsis speciosa Ducke	VASE	2471	Fabaceae	P	M	V	XXXI, XLIII
Vouacapoua americana Aubl.	VOAM	1173	Fabaceae	NP	M	II	XX
Zygia latifolia (L.) Fawc. & Rendle	ZYLA	563	Fabaceae	NP	UM	II	I
Zygia racemosa (Ducke) Barneby & J.W.Grimes	ZYRA	5302	Fabaceae	NP	M	II	I
Flacourtiaceae sp	FLSP	5319	Flacourtiaceae	I	I	IV	XLIII
Endopleura uchi (Huber) Cuatrec.	ENUC	352	Humiriaceae	NP	M	III	XXXI
Sacoglottis amazonica Mart.	SAAM	4798	Humiriaceae	NP	UM	II	XX
Vantanea guianensis Aubl.	VAGU	1491	Humiriaceae	NP	M	II	I, XIII
Vismia cayennensis (Jacq.) Pers.	VICA	3310	Hypericaceae	P	UM	II	XXII
Vismia sp	VISS	1214	Hypericaceae	P	UM	IV	XX
Emmotum fagifolium Desv. ex Ham.	EMFA	3778	Icacinaeae	NP	P	IV	I
Poraqueiba guianensis Aubl.	POQG	4863	Icacinaeae	NP	UM	II	I
A IDENTIFICAR	NONE	5219	Indefinido	I	I	II	XLIII
Lacistema aggregatum (P.J.Bergius) Rusby	LAAG	3306	Lacistemataceae	NP	UM	V	XX
Vitex triflora Vahl	VITR	4660	Lamiaceae	NP	P	III	XX
Aniba canelilla (Kunth) Mez	ANCA	2032	Lauraceae	NP	M	III	XXXI
Aniba hostmanniana (Nees) Mez	ANHO	3420	Lauraceae	NP	M	II	XVII
Aniba megaphylla Mez	ANME	3368	Lauraceae	NP	M	II	XXIV
Aniba parviflora (Meisn.) Mez	ANPA	5235	Lauraceae	NP	M	V	I
Aniba spp	ANSP	5263	Lauraceae	I	P	IV	XLIII
Lauraceae sp	LASP	5211	Lauraceae	I	I	IV	XLIII
Licaria spp.	LICS	1839	Lauraceae	NP	M	IV	XXXI
Mezilaurus lindaviana Schwacke & Mez	MELI	3114	Lauraceae	NP	M	V	IV
Nectandra spp	NESP	5209	Lauraceae	NP	M	V	XXVI
Ocotea amazonica (Meisn.) Mez	OCAM	3375	Lauraceae	NP	M	III	XXVII
Ocotea longifolia Kunth	OCLO	1842	Lauraceae	NP	M	III	I
Ocotea petalanthra (Meisn.) Mez	OCPE	5063	Lauraceae	NP	M	IV	I
Ocotea splendens (Meisn.) Baill.	OCSP	2115	Lauraceae	NP	M	II	I
Ocotea spp	OSP1	399	Lauraceae	NP	I	IV	XLII

NOME CIENTÍFICO	CODIGOS		FAMILIA BOTANICA	GRUPOS			BIBLIO
	INICIAIS	MFT		EL	EN	RC	
Ocotea spp	OSP2	3438	Lauraceae	NP	I	II	IV
Persea jariensis Vattimo-Gil	PEJA	3397	Lauraceae	NP	M	V	II, IV
Bertholletia excelsa Bonpl.	BEEX	2049	Lecythidaceae	NP	M	V	XV
Cariniana spp	CARS	429	Lecythidaceae	NP	I	II	VI
Corythophora rimosa W.A.Rodrigues	CORI	2053	Lecythidaceae	NP	P	V	XII
Couratari guianensis Aubl.	COGI	431	Lecythidaceae	NP	M	V	I
Couratari oblongifolia Ducke & Kunth	COOB	4679	Lecythidaceae	NP	M	V	XXXI, XIII
Eschweilera amazonica R.Knuth	ESAM	3204	Lecythidaceae	NP	UM	II	XXXI
Eschweilera coriacea (DC.) S.A.Mori	ESCO	5091	Lecythidaceae	NP	M	II	XLIII
Eschweilera grandiflora (Aubl.) Sandwith	ESGR	442	Lecythidaceae	NP	M	II	I
Eschweilera paniculata (O.Berg) Miers	ESPA	3687	Lecythidaceae	NP	M	III	I, XXV
Eschweilera pedicellata (Rich.) S.A.Mori	ESPE	5314	Lecythidaceae	NP	P	II	I
Eschweilera spp	ESP1	3703	Lecythidaceae	NP	I	V	IV, XLIII
Eschweilera spp	ESP2	3688	Lecythidaceae	NP	I	II	IV, XLIII
Gustavia augusta L.	GUAU	455	Lecythidaceae	NP	UM	II	I
Lecythis lurida (Miers) S.A.Mori	LELU	456	Lecythidaceae	NP	P	III	XIV
Lecythis pisonis Cambess.	LEPI	467	Lecythidaceae	NP	M	IV	I
Lecythis poiteaui O.Berg	LEPO	3183	Lecythidaceae	NP	M	V	IV, XXXIX
Byrsonima densa (Poir.) DC.	BYDE	3859	Malpighiaceae	NP	M	I	I, XXXIV
Byrsonima stipulacea A.Juss.	BYST	3861	Malpighiaceae	P	UM	IV	XIV
Apeiba glabra Aubl.	APGL	4195	Malvaceae	NP	M	IV	XX
Eriotheca longipedicellata (Ducke) A.Robyns	ERLO	3556	Malvaceae	P	M	IV	I, XXX
Luehea grandiflora Mart. & Zucc.	LUGR	1197	Malvaceae	NP	M	V	I
Pachira aquatica Aubl.	PAAQ	227	Malvaceae	NP	M	II	XIII
Quararibea guianensis Aubl.	QUGU	2811	Malvaceae	NP	UM	II	I
Sterculia excelsa Mart.	STEX	5290	Malvaceae	P	P	II	XXXI
Sterculia spp	STSP	1031	Malvaceae	NP	I	V	I, XXXVII
Theobroma sylvestre Mart.	THSY	1729	Malvaceae	NP	M	II	I, XIII
Bellucia dichotoma Cogn.	BEDI	2713	Melastomataceae	P	UM	I	XXXI
Bellucia grossularioides (L.) Triana	BEGR	1390	Melastomataceae	NP	UM	V	I
Bellucia spp	BESP	3929	Melastomataceae	NP	I	V	XVII, XLIII
Miconia mirabilis (Aubl.) L.O.Williams	MIMI	1849	Melastomataceae	NP	UM	IV	XX
Miconia poeppigii Triana	MIPO	5237	Melastomataceae	NP	UM	IV	I
Miconia sp	MISP	627	Melastomataceae	P	I	IV	XX, XLIII
Mouriri brachyanthera Ducke	MOBR	629	Melastomataceae	NP	UM	II	XX
Mouriri collocarpa Ducke	MOCO	632	Melastomataceae	NP	UM	V	I
Mouriri spp	MOUS	637	Melastomataceae	I	I	II	XLIII
Carapa guianensis Aubl.	CAGU	1295	Meliaceae	NP	M	V	XXXI
Guarea grandifolia DC.	GUGR	3255	Meliaceae	NP	M	IV	IV, VIII
Guarea spp	GUAS	681	Meliaceae	NP	I	II	XX
Meliaceae sp	MESP	5321	Meliaceae	I	I	II	XLIII
Trichilia lecointei Ducke	TRLE	3195	Meliaceae	NP	M	II	XX, XLIII
Trichilia septentrionalis C.DC.	TRSE	3200	Meliaceae	NP	P	II	I
Trichilia spp	TRSP	692	Meliaceae	NP	M	II	XLIII
Brosimum acutifolium Huber	BRAC	695	Moraceae	NP	M	V	I, XXX
Brosimum guianense (Aubl.) Huber	BRGU	697	Moraceae	P	M	II	XXXI
Brosimum lactescens (S.Moore) C.C.Berg	BRLA	698	Moraceae	NP	M	II	XXXI, XXV
Brosimum parinarioides Ducke	BRPA	1238	Moraceae	NP	M	V	XXXI
Brosimum rubescens Taub.	BRRU	699	Moraceae	NP	M	V	XXXI, XIII
Brosimum spp	BRSP	700	Moraceae	NP	I	II	XXVII
Clarisia ilicifolia (Spreng.) Lanj. & Rossberg	CLIL	5092	Moraceae	NP	M	II	XV
Clarisia racemosa Ruiz & Pav.	CLRA	2819	Moraceae	NP	M	V	XX
Helicostylis spp	HESP	3062	Moraceae	NP	I	II	I, XLIII
Maquira spp	MASP	5240	Moraceae	I	I	II	I, XLIII
Moraceae sp	MORS	5213	Moraceae	I	I	V	XLIII
Naucleopsis caloneura (Huber) Ducke	NACA	3829	Moraceae	P	M	II	XII, XXXVII
Trymatococcus amazonicus Poepp. & Endl.	TRAM	3909	Moraceae	NP	M	II	IV, XLIII
Iryanthera juruensis Warb.	IRJU	4317	Myristicaceae	NP	P	II	XX
Osteophloeum platyspermum (Spruce ex A.DC.) Warb.	OSPL	4835	Myristicaceae	NP	M	I	I
Virola michelii Heckel	VIMI	4821	Myristicaceae	NP	M	IV	XXXI
Virola multicostata Ducke	VIMU	4822	Myristicaceae	NP	M	V	XX
Virola spp	VIRS	4823	Myristicaceae	P	I	IV	I, XLIII
Eugenia moschata (Aubl.) Nied. ex T.Durand & B.D.Jacks.	EUMO	778	Myrtaceae	NP	UM	V	XXXI
Eugenia patrisii Vahl	EUPA	1396	Myrtaceae	P	P	II	I
Myrcia amapensis McVaugh	MYAM	3883	Myrtaceae	NP	M	II	XLIII, XXI
Myrcia clusiifolia (Kunth) DC.	MYCL	3881	Myrtaceae	NP	P	V	IV
Myrcia splendens (Sw.) DC.	MYRS	3874	Myrtaceae	P	UM	II	I

NOME CIENTÍFICO	CODIGOS		FAMILIA BOTANICA	GRUPOS			BIBLIO
	INICIAIS	MFT		EL	EN	RC	
Myrciaria floribunda (H.West ex Willd.) O.Berg	MYFL	2725	Myrtaceae	NP	UM	II	XXXVI
Myrtaceae sp	MYSF	5215	Myrtaceae	I	I	II	XLIII
Neea floribunda Poepp. & Endl.	NEFL	3262	Nyctaginaceae	NP	UM	II	XXXI
Neea oppositifolia Ruiz & Pav.	NEOP	3264	Nyctaginaceae	P	P	V	I
Ouratea polygyna Engl.	OUPU	4061	Ochnaceae	NP	UM	IV	XX
Chaunochiton kappleri (Sagot ex Engl.) Ducke	CHKA	4184	Olacaceae	NP	UM	V	I
Dulacia guianensis (Engl.) Kuntze	DUGU	3811	Olacaceae	NP	UM	V	IV
Minquartia guianensis Aubl.	MING	1176	Olacaceae	NP	M	V	XXXI
Olacaceae sp	OLSP	5252	Olacaceae	I	I	II	XLIII
Pogonophora schomburgkiana Miers ex Benth.	POSC	1395	Peraceae	P	UM	V	I
Coccoloba latifolia Lam.	COLA	4567	Polygonaceae	P	UM	IV	I
Clavija lancifolia Desf.	CLLA	3638	Primulaceae	NP	UM	V	IX
Drypetes variabilis Uttien	DRVA	3618	Putranjivaceae	NP	M	II	I, XIII
Lacunaria crenata (Tul.) A.C.Sm.	LACR	5423	Quinaceae	NP	UM	II	XX
Rhamnaceae sp	RHSP	5414	Rhamnaceae	I	I	II	XLIII
Prunus spp	PRSP	5413	Rosaceae	NP	I	II	XLIII
Alibertia sorbilis Ducke	ALSO	838	Rubiaceae	NP	M	V	III, IV
Chimarrhis turbinata DC.	CHTU	4094	Rubiaceae	NP	M	V	XXXI, XLIII
Coussarea spp	COUS	5417	Rubiaceae	NP	I	IV	XX, XLIII
Duroia spp	DUSP	4332	Rubiaceae	NP	I	II	IV, XLIII
Ferdinandusa elliptica (Pohl) Pohl	FEEL	1510	Rubiaceae	NP	UM	V	I
Ferdinandusa paraensis Ducke	FEPA	1512	Rubiaceae	NP	UM	IV	I
Palicourea guianensis Aubl.	PAGU	850	Rubiaceae	NP	UM	II	XLI
Posoqueria latifolia (Rudge) Schult.	POLA	4299	Rubiaceae	P	UM	IV	I
Psychotria mapourioides DC.	PSMA	1055	Rubiaceae	NP	UM	II	XXVIII
Randia armata (Sw.) DC.	RAAR	3347	Rubiaceae	NP	UM	II	XXXVI
Rubiaceae sp	RUSP	5216	Rubiaceae	I	I	II	XLIII
Metrodorea flavida K.Krause	MEFL	1470	Rutaceae	NP	UM	II	XLIII
Zanthoxylum spp	ZASP	2164	Rutaceae	P	P	V	XXVII
Casearia javitensis Kunth	CAJA	1736	Salicaceae	NP	UM	II	XXXI
Casearia pitumba Sleumer	CAPI	2036	Salicaceae	P	UM	IV	IV
Casearia spp	CASS	348	Salicaceae	NP	UM	V	XXVII
Casearia sylvestris Sw.	CASY	1745	Salicaceae	P	UM	IV	I
Homalium racemosum Jacq.	HORA	4469	Salicaceae	NP	UM	II	IV
Laetia procera (Poepp.) Eichler	LAPR	4119	Salicaceae	P	M	IV	XX
Cupania hirsuta Radlk.	CUHI	2403	Sapindaceae	NP	UM	II	IV
Toulicia bullata Radlk.	TOBU	1880	Sapindaceae	P	UM	II	IV
Chrysophyllum lucentifolium Cronquist	CHLU	913	Sapotaceae	NP	M	V	I, XXX
Chrysophyllum prieurii A.DC.	CHPR	915	Sapotaceae	NP	M	V	I
Chrysophyllum sanguinolentum (Pierre) Baehni	CHSA	916	Sapotaceae	NP	M	III	XIII
Ecclinusa guianensis Eyma	ECGU	926	Sapotaceae	NP	M	V	XX, XXXIII
Manilkara elata (Allemão ex Miq.) Monach.	MAEL	3477	Sapotaceae	NP	M	III	XXXI
Manilkara paraensis (Huber) Standl.	MANP	935	Sapotaceae	NP	M	III	I
Micropholis egensis (A.DC.) Pierre	MIEG	5402	Sapotaceae	NP	M	V	I, XXXIII
Micropholis guyanensis (A.DC.) Pierre	MICG	948	Sapotaceae	NP	M	V	I
Micropholis venulosa (Mart. & Eichler) Pierre	MIVE	1088	Sapotaceae	NP	M	V	XXXI
Pouteria anomala (Pires) T.D.Penn.	POAN	960	Sapotaceae	NP	M	V	I, XXXIII
Pouteria bilocularis (H.K.A.Winkl.) Baehni	POBI	1066	Sapotaceae	NP	M	V	XXXI
Pouteria caimito (Ruiz & Pav.) Radlk.	POCA	1063	Sapotaceae	NP	M	II	I, XIII
Pouteria cladantha Sandwith	POCL	1093	Sapotaceae	NP	M	V	I, XXXIII
Pouteria decorticans T.D.Penn.	POCO	5064	Sapotaceae	NP	P	II	I
Pouteria decussata (Ducke) Baehni	POCU	1067	Sapotaceae	NP	P	II	IV
Pouteria elegans (A.DC.) Baehni	POEL	2782	Sapotaceae	NP	M	V	XLIII
Pouteria guianensis Aubl.	POTG	1072	Sapotaceae	NP	M	V	XX
Pouteria multiflora (A.DC.) Eyma	POMU	969	Sapotaceae	NP	P	V	I
Pouteria oblanceolata Pires	POOB	974	Sapotaceae	NP	M	II	I, XVIII
Pouteria oppositifolia (Ducke) Baehni	POOP	977	Sapotaceae	NP	M	III	XXXI, XLIII
Pouteria pariry (Ducke) Baehni	POPA	978	Sapotaceae	P	M	V	IV
Pouteria reticulata (Engl.) Eyma	PORE	1071	Sapotaceae	NP	P	II	I
Pouteria rodriguesiana Pires & T.D.Penn.	PORO	1070	Sapotaceae	NP	P	V	XLI
Pouteria spp	POTS	1147	Sapotaceae	NP	P	II	I
Sapotaceae sp	SASP	5217	Sapotaceae	I	I	V	XLIII
Simaba cedron Planch.	SICE	4141	Simaroubaceae	NP	UM	IV	XX
Simarouba amara Aubl.	SIAM	1024	Simaroubaceae	P	M	IV	XL
Siparuna decipiens (Tul.) A.DC.	SIDE	1901	Siparunaceae	NP	UM	II	XX
Siparuna guianensis Aubl.	SIGU	1902	Siparunaceae	NP	UM	II	XXVIII

NOME CIÊNTIFICO	CODIGOS		FAMILIA BOTANICA	GRUPOS			BIBLIO
	INICIAIS	MFT		EL	EN	RC	
Ampelocera edentula Kuhl.	AMED	4775	Ulmaceae	NP	P	II	I
Cecropia obtusa Trécul	CEOB	2310	Urticaceae	P	M	IV	I
Cecropia sciadophylla Mart.	CESC	1265	Urticaceae	P	UM	I	XX, XXIII
Pourouma guianensis Aubl.	PORG	2309	Urticaceae	P	M	IV	XIV, XXI
Pourouma minor Benoist	POMI	3616	Urticaceae	P	M	IV	I, II
Pourouma spp	PORS	3620	Urticaceae	P	I	IV	I, XII
Paypayrola grandiflora Tul.	PAGR	3557	Violaceae	NP	UM	II	XX
Rinorea flavescens (Aubl.) Kuntze	RIFL	1846	Violaceae	NP	UM	II	XXXI
Rinorea guianensis Aubl.	RIGU	1191	Violaceae	NP	UM	II	XXXI
Rinorea neglecta Sandwith	RINE	5418	Violaceae	P	UM	IV	I
Erismia spp	ERSP	3136	Vochysiaceae	NP	M	V	XLIII
Erismia uncinatum Warm.	ERUN	3132	Vochysiaceae	NP	M	III	XX
Qualea paraensis Ducke	QUPA	3563	Vochysiaceae	NP	M	I	XXVII
Ruizterania albiflora (Warm.) Marc.-Berti	RUAL	5206	Vochysiaceae	NP	M	V	I
Vochysia guianensis Aubl.	VOGU	4345	Vochysiaceae	NP	M	I	XX
Vochysia obscura Warm.	VOOB	4362	Vochysiaceae	P	M	IV	IV
Vochysia vismiifolia Spruce ex Warm.	VOVI	4352	Vochysiaceae	NP	M	V	I

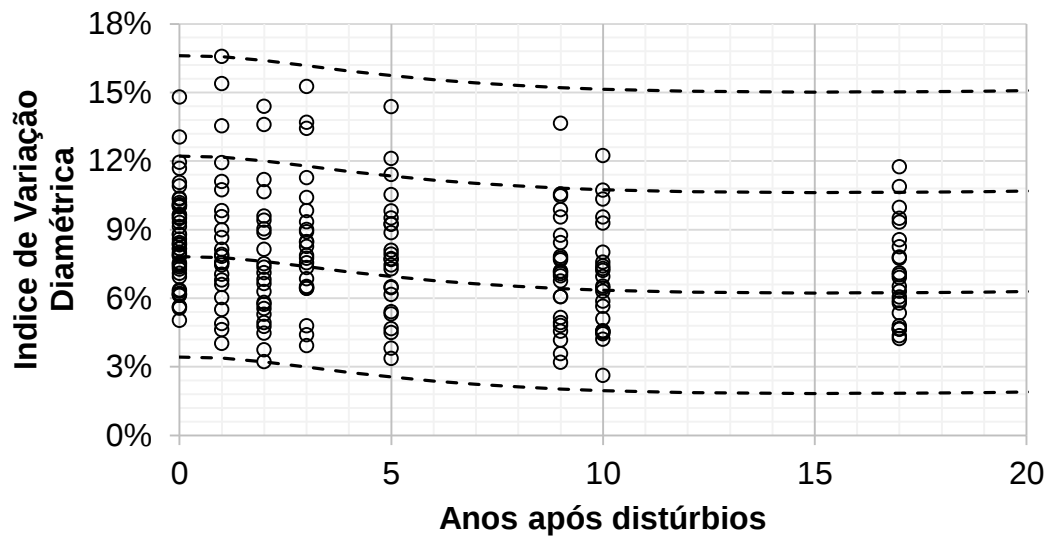
Legenda: MFT = código de identificação de espécies do software MFT; EL= agrupamento ecológico; EM= agrupamento econômico; RC = agrupamento por ritmo de crescimento; BIBLIO = bibliografias utilizadas para a classificação das espécies nos diferentes grupos abordados; I =AMARAL et al. (2009); II =APARÍCIO (2013); III =ARAUJO e SILVA (2000); IV =AZEVEDO et al. (2008); V =BRAGA et al. (2013); VI =CAMARGO et al. (2008); VII =CARRERO et al. (2014); VIII =CASTILHO e CUETO (1996); IX =COELHO et al. (2012); X =CRUZ et al. (2001); XI =DIAS et al. (2009); XII =FERRAZ et al. (2004); XIII =FONSECA et al 2005; XIV =GARAY e RIZZINI (2004); XV =GOUVEIA et al. (2011); XVI =JUNK (1997); XVII =LIMA et al. (2011); XVIII =LIRA et al. (2009); XIX =LIRA (2011); XX =LOPES et al. (2001); XXI =LORENZI (2013); XXII =MARINHO-FILHO e VASCONCELOS-NETO (1994); XXIII =MARTINS DA SILVA et al. (2012); XXIV =MATOS e AMARAL (199); XXV =MAZZEI e RUSCHEL (2014); XXVI =MCGINTY (2012); XXVII =NEMER (2014); XXVIII =NUNES (2010); XXIX =OLIVEIRA et al. (2010); XXX =OLIVEIRA (2011); XXXI =PINHEIRO et al. (2007); XXXII =REIS (2015); XXXIII =REIS et al (2013); XXXIV =RIBEIRO (2013); XXXV =RIBEIRO et al. (2013); XXXVI =ROLIM et al. (1999); XXXVII =SANTOS (1988); XXXVIII =SARQUIS e SECCO (2005); XXXIX =SILVEIRA et al. (2013); XL =SOARES (2009); XLI =VASCONCELOS-NETO (2012); XLII =WITTMANN et al. (2010); XLIII =ESPECIALISTAS;

APENDICE 2 – EQUAÇÕES VOLUMÉTRICAS E HIPSSOMÉTRICAS UTILIZADAS BEM COMO SEUS COEFICIENTES E ESPECIFICAÇÕES DE USO

ESPÉCIES	EQUAÇÕES
TODA	$v = ff.(DAP^2)h/40000$
TODA_D	$v = b_0 + b_1 * DAP^2$
TODA_DH	$v = b_0 + b_1 * DAP + b_2 *(DAP^2)h$
DIEX	$v = b_0 + b_1 * DAP^3 + b_2 *(DAP^2)h + b_3 *(DAP^3)h$
DIOD	$v = b_0 + b_1 * DAP + b_2 * DAP^2 + b_3 *(DAP^2)h$
HYCO	$v = b_0 + b_1 * DAP^2 + b_2 *(DAP^2)h$
HYSE	$v = b_0 + b_1 * DAP + b_2 * DAP^2 + b_3 *(DAP^2)h$
MAHU	$v = b_0 + b_1 * DAP^3 + b_2 *(DAP^2)h + b_3 *(DAP^3)h$
ROMO	$v = b_0 + b_1 * DAP + b_2 * DAP^2 + b_3 *(DAP^2)h$
HIPSOMÉTRICAS	$h = b_0 + b_1 * \ln(DAP)$

MODELO	ESPÉCIES	b_0	b_1	b_2	b_3	ESPECIFICAÇÕES DE USO
Fator de forma	TODA_D	0,7252				D < 44,6 cm; todas as espécies
Volumétricos	TODA_D	-0,368	1,3E-03			D >= 44,6 cm; todas as espécies
	TODA_DH	-1,122	3,3E-02	4,9E-05		D >= 44,6 cm; todas as espécies
	DIEX	-1,0280	3,0E-06	1,06E-04	-4,3E-07	D >= 44,6 cm; DIEX
	DIOD	-4,7945	1,4E-01	-6,0E-04	3,9E-05	D >= 44,6 cm; DIOD
	HYCO	1,3532	2,6E-04	3,9E-05		D >= 44,6 cm; HYCO
	HYSE	-9,7055	2,5E-01	-1,3E-03	6,1E-05	D >= 44,6 cm; HYSE
	MAHU	-0,1823	2,9E-06	7,8E-05	-3,7E-07	D >= 44,6 cm; MAHU
	ROMO	-6,0988	1,8E-01	-9,6E-04	4,8E-05	D >= 44,6 cm; ROMO
Hipsométricos	TODA	3,5668	4,2033			Todas as espécies
	BAGU	3,0471	4,4693			Bagassa guianensis Aubl.
	BONI	4,5774	4,6317			Bowdichia nitida Spruce ex Brenth.
	BUPA	3,2220	4,4236			Buchenavia parvifolia Ducke
	CAGL	9,1555	1,8443			Caryocar glabrum (Aubl.) Pers.
	CAVI	11,7314	1,1764			Caryocar villosum (Aubl.) Pers.
	DIEX	6,6772	3,5288			Dinizia excelsa Ducke
	DIOD	7,8286	2,5566			Dipteryx odorata (Aubl.) Willd.
	ERSP	2,3432	4,5030			Erisma uncinatum Warm.
	ESCO	-1,5715	5,8813			Eschweilera coriacea (DC.) S.A.Mori
	GOGL	-2,2857	4,9778			Goupia glabra Aubl.
	HASE	7,7206	4,3341			Tabebuia serratifolia (Vahl) Nichols.
	HYCO	8,1698	4,2277			Hymenaea courbaril L.
	HYSE	0,3076	4,9506			Hymenolobium petraeum Ducke
	MAHU	-0,3359	5,3248			Manilkara huberi (Ducke) Cheval
	MELI	0,0160	4,4992			Mezilaurus lindaviana Schwacke & Mez
	POEL	4,4533	3,7662			Pouteria elegans (A.DC.) Baehni
	PSPS	-3,2458	5,9782			Piptadenia gonoacantha (Mart.) J.F.Macbr.
	QUPA	8,3207	2,9184			Qualea paraensis Ducke
	ROMO	6,6884	4,1285			Roupala montana Aubl. (Aubl.) Decne & Planch
	RUAL	6,1348	3,5367			Qualea albiflora Warm.
	STRA	2,7567	4,6541			Diplotropis purpurea (Rich.) Amshoff.
	TAME	-5,5852	5,9428			Sclerolobium melanocarpum Ducke (J.F.Gemel) Exell.
	TASP	7,4620	3,2048			Tachigali myrmecophila Ducke
	VOAM	-3,2084	5,3514			Vouacapoua americana Aubl.
	VOVI	4,7899	4,2709			Vochysia maxima Ducke

APENDICE 3 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO MODELO UTILIZADO PARA A CLASSIFICAÇÃO DA PRODUTIVIDADE POR MEIO DO ÍNDICE DE VARIAÇÃO DIÂMETRICA DAS ESPÉCIES PIONEIRAS (IV%), BEM COMO A ANÁLISE GRÁFICA DA CLASSIFICAÇÃO PARA TODAS AS PARCELAS DESTINADAS AO AJUSTE DE MODELOS EM TODOS OS TRATAMENTOS DO EXPERIMENTO NA FLORESTA DO JARI, ESTADO DO PARÁ-AMAPÁ, BRASIL.



COEFICIENTES			SOMA DE QUADRADOS		ESTATÍSTICAS DE AJUSTE	
b0	b1	b2	RESIDUOS	TOTAL	BIC	Syx%
0,0850	3,7205	1,0051	0,1392	0,1478	22,9322	32,65%

$$IV_{\%} = b_0 - \frac{e^{-\frac{[Ln(t)-b_1]^2}{2b_2^2}}}{tb_2\sqrt{2\pi}}$$

APENDICE 4 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO MODELO AJUSTADO PARA A PREDIÇÃO DO ÍNDICE DE CRESCIMENTO GI

Linear mixed-effects model fit by REML

Data: índice de crescimento

AIC	BIC	logLik
-5437.556	-5106.629	2762.778

Random effects:

Formula: ~1 + DAPn-1 + LnDAPn-1 + Sqrt(G-BAL) + G² | ESPÉCIES

Structure: General positive-definite, Log-Cholesky parametrization

	StdDev	Corr			
b0	4.2501446301		b0	DAPn-1	LnDAPn-1
DAPn-1	0.9921551524	-1.000			
LnDAPn-1	0.7515910262	0.998	-0.998		
sqrt(G-BAL)	0.3060534690	0.992	-0.994	0.996	
G ²	0.0002107853	0.758	-0.771	0.734	0.757
Residual	0.1928903923				

Fixed effects: DAPn ~ LnDAPn-1 * PARCELA - LnDAPn-1 - PARCELA

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
b0	3.383434	0.03682489	13625	91.87899	0
LnDAPn-1:PARCELA_1	1.486828	0.01824452	13625	81.49450	0
LnDAPn-1:PARCELA_2	1.494114	0.01873555	13625	79.74752	0
LnDAPn-1:PARCELA_4	1.508217	0.01829122	13625	82.45577	0
LnDAPn-1:PARCELA_101	1.487765	0.01865685	13625	79.74364	0
LnDAPn-1:PARCELA_102	1.503544	0.01873068	13625	80.27173	0
LnDAPn-1:PARCELA_105	1.506287	0.01900852	13625	79.24274	0
LnDAPn-1:PARCELA_106	1.522003	0.01868591	13625	81.45194	0
LnDAPn-1:PARCELA_107	1.482252	0.01880516	13625	78.82155	0
LnDAPn-1:PARCELA_109	1.465602	0.01848744	13625	79.27558	0
LnDAPn-1:PARCELA_110	1.513265	0.01860457	13625	81.33830	0
LnDAPn-1:PARCELA_112	1.487508	0.01828629	13625	81.34557	0
LnDAPn-1:PARCELA_201	1.507140	0.01824783	13625	82.59281	0
LnDAPn-1:PARCELA_203	1.511592	0.01873449	13625	80.68497	0
LnDAPn-1:PARCELA_204	1.507743	0.01859346	13625	81.08995	0
LnDAPn-1:PARCELA_205	1.533361	0.01864875	13625	82.22323	0
LnDAPn-1:PARCELA_207	1.550873	0.01940463	13625	79.92284	0
LnDAPn-1:PARCELA_208	1.539382	0.01905323	13625	80.79378	0
LnDAPn-1:PARCELA_209	1.504346	0.01876693	13625	80.15945	0
LnDAPn-1:PARCELA_211	1.499595	0.01900717	13625	78.89628	0
LnDAPn-1:PARCELA_302	1.483709	0.01905057	13625	77.88265	0
LnDAPn-1:PARCELA_303	1.519966	0.01925006	13625	78.95899	0
LnDAPn-1:PARCELA_304	1.492682	0.01913058	13625	78.02598	0
LnDAPn-1:PARCELA_305	1.495985	0.01897267	13625	78.84946	0
LnDAPn-1:PARCELA_307	1.461981	0.01883546	13625	77.61856	0
LnDAPn-1:PARCELA_309	1.499578	0.01889161	13625	79.37798	0
LnDAPn-1:PARCELA_310	1.528536	0.01911662	13625	79.95849	0
LnDAPn-1:PARCELA_312	1.478189	0.01904329	13625	77.62258	0

APENDICE 5 – COEFICIENTES DE EFEITO ALEATÓRIO DO MODELO DESENVOLVIDO PARA A PREDIÇÃO DO ÍNDICE DE CRESCIMENTO (GI) PARA TODO O EXPERIMENTO DA JARI, ESTADO DO PARÁ-AMAPÁ, BRASIL.

ESPÉCIES	b0i	DAP	LnDAP	sqrt(G-BAL)	G ²
ANDO	-0,7164662	-0,0156618	-0,7189264	-0,3169706	-0,00026716
BRGU	-0,9458285	-0,0098638	-0,7780775	-0,2966053	-6,00251E-05
CORI	-0,8742856	-0,0030602	-0,7918988	-0,330529	-9,48263E-05
ESAM	-0,9592118	-0,0083428	-0,7794668	-0,2970765	-5,10425E-05
ESCO	-0,8954069	-0,0065333	-0,7957417	-0,3214125	-7,75774E-05
GESE	-0,8722619	-0,004461	-0,8023664	-0,3331962	-5,80035E-05
GOGL	-0,8968598	-0,008463	-0,7416765	-0,2941958	-0,000138918
IRJU	-0,8236094	-0,0077603	-0,7696164	-0,3257992	-0,000147498
MAEL	-1,0995501	-0,007534	-0,7368001	-0,2393526	-6,82211E-05
MICG	-0,9382753	-0,0052464	-0,7724192	-0,3008434	-8,94668E-05
MING	-0,8108793	-0,004445	-0,7711125	-0,3294842	-0,000182745
MYRS	-0,8696605	-0,0184729	-0,7505056	-0,2947442	-0,000109804
OCPE	-0,7791848	-0,0070977	-0,7304393	-0,3187857	-0,000228228
POOP	-1,0901388	-0,0095234	-0,7493515	-0,248282	-3,40759E-05
PRDE	-0,8145437	-0,0118923	-0,7482456	-0,3123795	-0,000171798
PROP	-0,7419395	-0,0105457	-0,7408574	-0,3258705	-0,000241487
RIFL	-0,8353686	-0,0180784	-0,7578383	-0,3066081	-0,000125278
STEX	-0,7969795	-0,0068567	-0,7689844	-0,33198	-0,000168786
TATI	-0,6613376	-0,0140126	-0,5660386	-0,2455151	-0,000634054
VIMI	-0,7402144	-0,0076536	-0,7075738	-0,3120637	-0,000310941

Legenda: b0i = coeficiente b0 para cada espécie; DAP = coeficientes associados ao diâmetro a altura do peito para cada espécie; LnDAP = coeficientes associados ao logaritmo neperiano do diâmetro a altura do peito para cada espécie; sqrt(G-BAL) = coeficientes associados a raiz quadrada da diferença entre a área basal (G) e o índice de competição individual BAL ("Basal Area of Larger trees")

APENDICE 6 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO MODELO DE REGRESSÃO LINEAR UTILIZADO PARA A DETERMINAÇÃO DOS VALORES ATÍPICOS PRESENTES NO BANCO DE DADOS DA ÁREA EXPERIMENTAL DA JARI FLORESTAL/CPATU, ESTADO DO PARÁ, BRASIL.

VARIAVEIS	COEFICIENTES	ERRO PADRÃO	Valor de t	p valor
GRUPO_I_II	-0,9392208	0,0193039	-48,65	<2e-16***
GRUPO_I_IV	-0,7852579	0,0207984	-37,76	<2e-16***
GRUPO_I_V	-0,9109343	0,0183294	-49,7	<2e-16***
GRUPO_NP_I	-0,3566936	0,0194498	-18,34	<2e-16***
GRUPO_NP_II	-0,9110108	0,0174823	-52,11	<2e-16***
GRUPO_NP_III	-0,7979268	0,0184357	-43,28	<2e-16***
b_0 GRUPO_NP_IV	-0,7305933	0,0183959	-39,72	<2e-16***
GRUPO_NP_V	-0,8818241	0,0179342	-49,17	<2e-16***
GRUPO_P_I	-0,3893495	0,0214723	-18,13	<2e-16***
GRUPO_P_II	-0,9135843	0,0175336	-52,1	<2e-16***
GRUPO_P_III	-0,8844858	0,0195813	-45,17	<2e-16***
GRUPO_P_IV	-0,7068697	0,019459	-36,33	<2e-16***
GRUPO_P_V	-0,7845798	0,0210342	-37,3	<2e-16***
D_{n-1}	0,9972686	0,0001895	5261,36	<2e-16***
y_e	-0,013176	0,0006972	-18,9	<2e-16***
$\ln(D_{n-1})$	0,6504848	0,0113491	57,32	<2e-16***
$\sqrt{G - BAL}$	-0,3033455	0,0061482	-49,34	<2e-16***
$\sqrt{y_e}$	0,0622622	0,002911	21,39	<2e-16***

Legenda: Erro Padrão da estimativa = 0,28 cm; R^2 ajustado e corrigido = 0,9999; coeficientes altamente significativos ***; D_{n-1} = diâmetro presente um ano anterior a D_n (cm); b_{0i} = coeficiente b_0 do modelo para os diferentes grupos, onde i varia de 1 a 13; y_e = ano em que foi realizada a exploração florestal; G = área basal da parcela (m^2/ha), e ; BAL = índice de competição referente a área basal das árvores mais grossas (m^2/ha).

APENDICE 8 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO MODELO AJUSTADO PARA A
PREDIÇÃO DO DIAMETRO FUTURO E POSTERIORMENTE INCREMENTO
DIAMÉTRICO DE TREZE GRUPOS DE ESPÉCIES.

Linear mixed-effects model fit by REML

Data: dados

AIC	BIC	logLik
-12202.09	-11888.35	6137.045

Random effects:

Formula: ~ DAPn-1 + LnDAPn-1 + sqrt(G-BAL) + G² + Yd + SF | GRUPO

Structure: General positive-definite, Log-Cholesky parametrization

	StdDev	Corr				
(Intercept)	1.888866e-01	(Intr)	DAPn-1	LnDAPn-1	sqrt(G-BAL)	G ²
Yd						
DAPn-1	2.431955e-03	0.686				
LnDAPn-1	2.879959e-01	-0.990	-0.612			
sqrt(G-BAL)	1.322596e-01	0.926	0.419	-0.966		
G ²	3.533708e-05	0.137	-0.048	-0.198	0.211	
Yd	2.384648e-03	-0.842	-0.384	0.868	-0.862	-0.236
SF	9.757728e-03	0.968	0.796	-0.926	0.807	0.042
-0.756						
Residual	2.105470e-01					

Fixed effects: DAPn ~ DAPn-1 + LnDAPn-1 + sqrt(G-BAL) + G² + Yd + SF

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
b0	0.2821499	0.4064186	45011	0.6942	0.4875
DAPn-1	0.9960455	0.0007370	45011	1351.4356	0.0000
LnDAPn-1	0.6341035	0.0810226	45011	7.8263	0.0000
sqrt(G-BAL)	-0.2746418	0.0373266	45011	-7.3578	0.0000
G ²	-0.0000768	0.0000131	45011	-5.8844	0.0000
Yd	0.0029861	0.0007260	45011	4.1132	0.0000
SF	-0.0588635	0.0237895	45011	-2.4743	0.0134

Correlation:

	(Intr)	DAPn-1 + LnDAPn-1 + sqrt(G-BAL) + G ² + Yd			
DAPn-1	0.092				
LnDAPn-1	-0.133	-0.585			
Sqrt(G-BAL)	0.123	0.379	-0.963		
G ²	0.033	-0.047	-0.118	0.121	
Yd	-0.086	-0.317	0.786	-0.781	-0.151
SF	-0.969	0.084	-0.106	0.093	-0.036 -0.095

Standardized Within-Group Residuals:

	Min	Q1	Med	Q3	Max
	-4.3427309	-0.6074834	-0.1762693	0.4535974	6.9127310

Number of Observations: 45030

Number of Groups: 13

APENDICE 9 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO MODELO AJUSTADO PARA A PREDIÇÃO DA SOBREVIVÊNCIA E A MORTALIDADE DE TREZE GRUPOS DE ESPÉCIES.

```

Generalized linear mixed model fit by maximum likelihood (Laplace
Approximation) ['glmerMod']
Family: binomial ( logit )
Formula: S ~ DAP + LnDAP + BAL + Yd + DT - 1 + (DAP + LnDAP + BAL - 1 |
GRUPO)
Data: da

      AIC      BIC   logLik deviance df.resid
22560.8  22657.7 -11269.4  22538.8    49199

Scaled residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-9.8461  0.1551  0.2067  0.2871  1.4676

Random effects:
Groups Name   Variance Std.Dev. Corr
GRUPO  DAP    0.000000  0.00000
      LnDAP  0.027784  0.16669    NaN
      BAL    0.000724  0.02691    NaN -0.32
Number of obs: 49210, groups:  GRUPO, 13

Fixed effects:
      Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
DAP  -0.020771   0.003466  -5.992 2.07e-09 ***
LnDAP  1.126383   0.069479  16.212 < 2e-16 ***
BAL    0.040454   0.008501   4.759 1.95e-06 ***
Yd    -0.012430   0.003213  -3.869 0.000109 ***
DT    -0.250156   0.008534 -29.312 < 2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Correlation of Fixed Effects:
      DAP    LnDAP    BAL    Yd
LnDAP -0.704
BAL    0.366 -0.485
Yd     0.067 -0.058  0.027
DT    -0.056 -0.049 -0.099 -0.525

```

APENDICE 10 – ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO DO MODELO AJUSTADO PARA A
PREDIÇÃO DO RECRUTAMENTO DE 32 SUBGRUPOS DE ESPÉCIES.

Linear mixed-effects model fit by REML

Data: adjeco

AIC	BIC	logLik
16304.47	16552.61	-8115.234

Random effects:

Formula: ~LnGi + Gi + Yd + DT | ECO

Structure: General positive-definite, Log-Cholesky parametrization

	StdDev	Corr			
(Intercept)	1.534463e-01	(Intr)	LnGi	Gi	Yd
LnGi	1.581654e-04	0.694			
Gi	5.138769e-06	0.541	0.400		
Yd	4.488246e-03	-0.943	-0.726	-0.530	
DT	2.861993e-02	0.948	0.710	0.582	-0.954

Formula: ~LnGi + Gi + Yd + DT | GRUPO %in% ECO

Structure: General positive-definite, Log-Cholesky parametrization

	StdDev	Corr			
(Intercept)	0.28974170	(Intr)	LnGi	Gi	Yd
LnGi	0.47641066	-0.032			
Gi	0.14087077	-0.413	-0.881		
Yd	0.01640562	0.244	-0.908	0.671	
DT	0.11309161	-0.275	0.951	-0.726	-0.948
Residual	0.90892778				

Fixed effects: LRI ~ LnGi + Gi + DT + Yd + G

	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value
(Intercept)	1.0361095	0.15270186	6011	6.785179	0.0000
LnGi	0.4584722	0.16537401	6011	2.772335	0.0056
Gi	-0.1510057	0.06248804	6011	-2.416554	0.0157
DT	0.1052449	0.02680017	6011	3.927025	0.0001
Yd	-0.0131672	0.00468964	6011	-2.807713	0.0050
G	-0.0332706	0.00388023	6011	-8.574402	0.0000

Correlation:

	(Intr)	LnGi	Gi	DT	Yd
LnGi	-0.144				
Gi	0.082	-0.922			
DT	0.266	0.362	-0.217		
Yd	-0.287	-0.304	0.183	-0.860	
G	-0.702	0.005	-0.041	-0.028	0.064

Standardized within-Group Residuals:

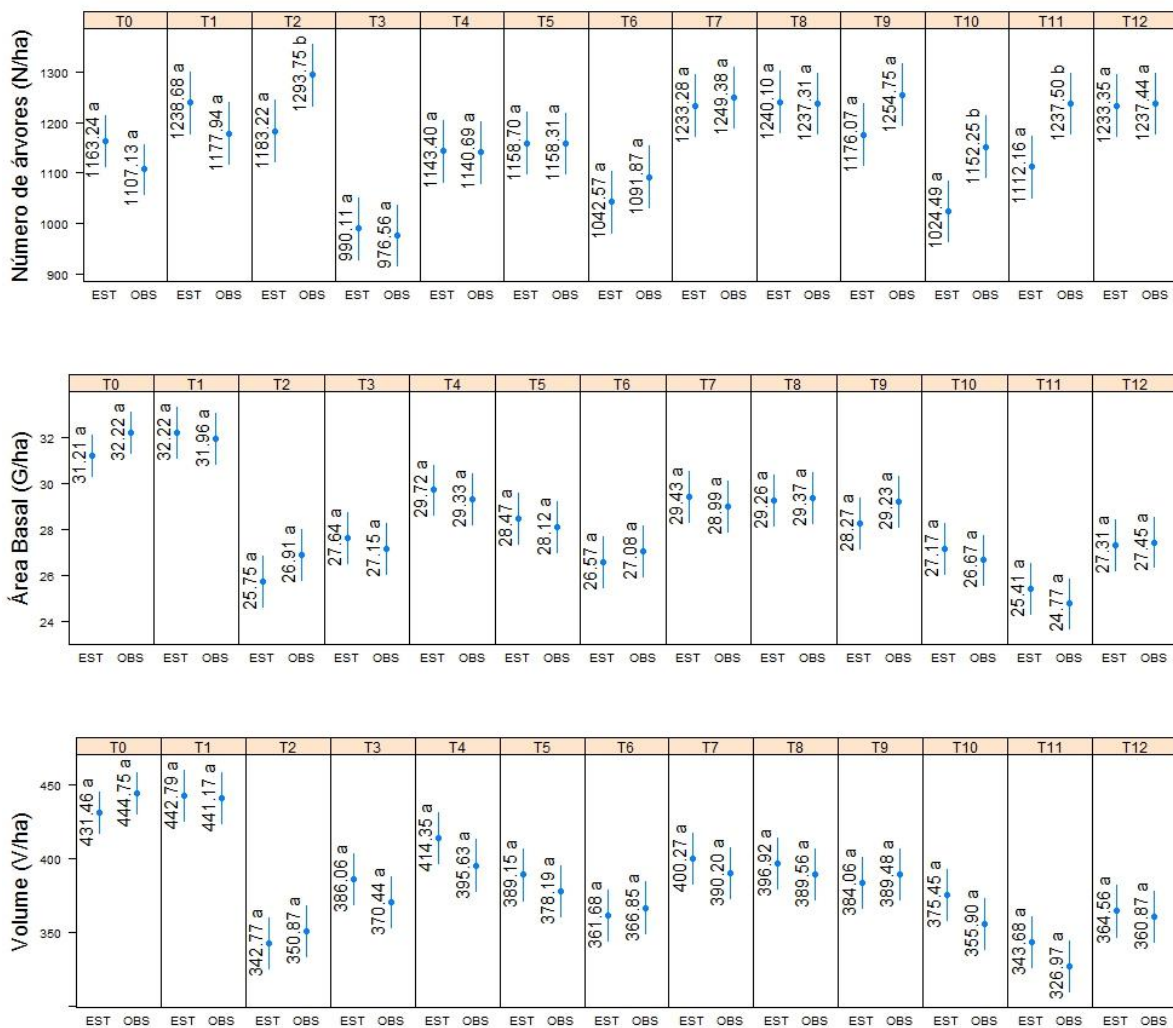
	Min	Q1	Med	Q3	Max
	-3.24594020	-0.53907843	-0.13188819	0.09004452	4.07690531

Number of Observations: 6048

Number of Groups:

ECO	GROUP	%in%	ECO
3			32

APENDICE 11 – TESTE DE MÉDIAS DE TUKEY PARA A COMPARAÇÃO DE TRATAMENTO PARA AS DIFERENTES VARIÁVEIS DO POVOAMENTO PARA OS DADOS DE VERIFICAÇÃO. TRATAMENTOS COM LETRAS DE MEDIA IGUAIS SÃO SIGNIFICATIVAMENTE COINCIDENTES AO NÍVEL DE $p = 0,05$.



APENDICE 12 – APARÊNCIA GERAL DE UMA SIMULAÇÃO REALIZADA NO SOFTWARE SIMILE.

