

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ENRIQUE ORELLANA

SUCCESSÃO FLORESTAL, REGIMES DE MANEJO E COMPETIÇÃO AVALIADOS
POR MODELOS DE ÁRVORE INDIVIDUAL EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA
DE ARAUCÁRIA

CURITIBA

2014

ENRIQUE ORELLANA

SUCESSÃO FLORESTAL, REGIMES DE MANEJO E COMPETIÇÃO AVALIADOS
POR MODELOS DE ÁRVORE INDIVIDUAL EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA
DE ARAUCÁRIA

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná como requisito parcial para obtenção do título de “Doutor em Engenharia Florestal”.

Orientador: Prof. Afonso Figueiredo Filho
Co-orientadores: Jerome Klaas Vanclay
Sylvio Péllico Netto

CURITIBA

2014

Ficha catalográfica elaborada por Deize C. Kryczyk Gonçalves – CRB 1269/PR

Orellana, Enrique

Sucessão florestal, regimes de manejo e competição avaliados por modelos de árvore individual em um fragmento de Floresta de Araucária / Enrique Orellana - 2014.

154 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Afonso Figueiredo Filho

Co-orientadores: Prof. Dr. Jerome Klaas Vanclay

Prof. Dr. Sylvio Péllico Netto

Tese (doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal.

Defesa: Curitiba, 03/02/2014.

Inclui bibliografia

Área de concentração: Manejo Florestal

1. Ecologia florestal. 2. Dinâmica florestal. 3. Comunidades vegetais. 4. Teses. I. Figueiredo Filho, Afonso. II. Vanclay, Jeronome Klaas. III. Péllico Netto, Sylvio. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. V. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.182.21

PARECER
Defesa n.º. 1007

A banca examinadora, instituída pelo colegiado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, do Setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná, após argüir o(a) doutorando(a) *Enrique Orellana* em relação ao seu trabalho de tese intitulado " **SUCESSÃO FLORESTAL, REGIMES DE MANEJO E COMPETIÇÃO AVALIADOS POR MODELOS DE ÁRVORE INDIVIDUAL EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA DE ARAUCÁRIA**", é de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do(a) acadêmico(a), habilitando-o(a) ao título de *Doutor* em Engenharia Florestal, área de concentração em MANEJO FLORESTAL.



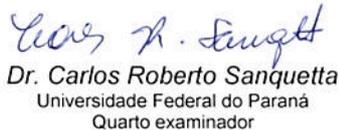
Dr. Jerome Klaas Vanclay
Southern Cross University, Lismore, Australia
Primeiro examinador



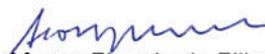
Dr. Edilson Batista de Oliveira
Embrapa/Florestas
Segundo examinador



Dr. Sebastião do Amaral Machado
Universidade Federal do Paraná
Terceiro examinador



Dr. Carlos Roberto Sanquetta
Universidade Federal do Paraná
Quarto examinador



Dr. Afonso Figueiredo Filho
Universidade Federal do Paraná
Orientador e presidente da banca examinadora



Curitiba, 03 de fevereiro de 2014.



Antonio Carlos Batista
Coordenador do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal
Jorge Luis Monteiro de Matos
Vice-coordenador do curso

Para meus pais: Enrique Jimenez e
Marcy,

Meus irmãos: Bruno e Marion e

Minha avó Edith Moro Aburdene (*in
memoriam*)

Meus sobrinhos: Bruno e Maitê

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Primeiro a Deus, que me guiou nessa longa caminhada e me ajudou a superar todas as etapas necessárias até concretização desta pesquisa. A Ele dirijo minha maior gratidão.

Muitos contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho:

Agradeço ao Laboratório de Manejo Florestal da UNICENTRO por haver me concedido os dados levantados nos primeiros inventários florestais realizados na área amostrada.

Ao professor e orientador Afonso Figueiredo Filho pela amizade e companheirismo, mas principalmente pelo apoio e incentivo dado desde o primeiro momento em que foi mencionada a possibilidade de um intercâmbio no exterior em instituição estrangeira.

Ao professor e co-orientador Sylvio Péllico Netto pela amizade, companheirismo e valiosas contribuições sugeridas para enriquecer o trabalho apresentado.

A todos os professores da Pós-Graduação pelos preciosos ensinamentos prestados.

Aos colegas de turma do doutorado e também àqueles colegas que ajudaram no árduo trabalho de coleta de dados realizado na área de estudo.

Ao REUNI pela bolsa durante o doutorado no Brasil e à CAPES pela bolsa-sanduíche ofertada no período de intercâmbio no exterior.

Não poderia deixar de agradecer às pessoas que conheci na Austrália e contribuíram de alguma maneira para elaboração desta tese:

Primeiramente eu gostaria de agradecer imensamente ao professor e co-orientador Jerome K. Vanclay, que me recebeu com extrema generosidade e transmitiu valiosos ensinamentos, estando sempre disposto a responder a todas as perguntas. A ajuda oferecida pelo prof. Jerry Vanclay foi fundamental para o desenvolvimento desta pesquisa.

À Southern Cross University (SCU) por haver me aceitado como aluno visitante.

Pessoas que indiretamente me ajudaram na conclusão desta pesquisa:

Professores do Departamento de Ciências Florestais da SCU: Phillip W. West, Doland Nichols e Douglas Sheil.

Aos companheiros de turma: Elphian, Tim Poter, Anastacia, Daniel, REXXON pela amizade e trabalhos realizados em conjunto.

À funcionária Debbie, por sua amizade, simpatia, e por sempre conseguir um “espaço” na agenda do prof. Vanclay.

Aos companheiros de moradia: Kerry, Lea, Emma, Ed, Darren pela amizade e apoio em todos os momentos desde a minha chegada na Austrália. Pessoas acolhedoras que fizeram me sentir em casa, mesmo estando no outro extremo do planeta.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

FIGURA 1 - COMPARAÇÃO ENTRE O GRÁFICO DE DOIS EIXOS (a) PROPOSTO POR ALDER *et al.*(2002) E O GRÁFICO CONSTRUÍDO COM AS ESPÉCIES DESTE ESTUDO (b). CADA COR INDICA A FORMAÇÃO DE UM GRUPO DIFERENTE (EST.INF.=ESTRATO INFERIOR; UMBR.DOSEL=UMBRÓFILAS DO DOSEL; HELI.DOSEL=HELIÓFILAS DO DOSEL)27

FIGURA 2 - GRÁFICO DE DISPERSÃO ENTRE O INCREMENTO DIAMÉTRICO, SOBREVIVÊNCIA E RECRUTAMENTO E AS VARIÁVEIS DE COMPETIÇÃO BAL E G, E CURVAS POLINOMIAIS DE SEGUNDO GRAU PARA INDICAR A INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS DE COMPETIÇÃO EM CADA GRUPO (G₁=ESTRATO INFERIOR; G₂=SUB-BOSQUE; G₃=UMBRÓFILAS DO DOSEL; G₄=HELIÓFILAS DO DOSEL; G₅=PIONEIRAS; G₆=EMERGENTES). BAL = *BASAL AREA IN LARGER TREES*; G = ÁREA BASAL; G_i = ÁREA BASAL DO GRUPO ECOLÓGICO; Δd = INCREMENTO DIAMÉTRICO.....33

FIGURA 3 - CURVAS MÉDIAS DOS SUBMODELOS AJUSTADOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO (a), SOBREVIVÊNCIA (b) E RECRUTAMENTO (c) PARA OS SEIS GRUPOS DE ESPÉCIES FORMADOS. (—) ESTRATO INFERIOR-G₁; (—) SUBDOSEL-G₂; (—) UMBRÓFILAS DO DOSEL-G₃; (—) HELIÓFILAS DO DOSEL-G₄; (—) PIONEIRAS-G₅; (—) EMERGENTES-G₆.36

FIGURA 4 - PROJEÇÕES DE 50 ANOS EM ÁREA BASAL PARA GRUPOS DE ESPÉCIES (a) E PARA A PARCELA DE MENOR ÁREA BASAL DA ÁREA AMOSTRADA (b). (—) ESTRATO INFERIOR-G₁; (—) SUBDOSEL-G₂; (—) UMBRÓFILAS DO DOSEL-G₃; (—) HELIÓFILAS DO DOSEL-G₄; (—) PIONEIRAS-G₅; (—) EMERGENTES-G₆.....40

CAPÍTULO II

FIGURA 1 - GRÁFICO DE DOIS EIXOS PROPOSTO POR ALDER *et al.* (2002) CONSTRUÍDO COM AS ESPÉCIES DESTE ESTUDO. CADA COR INDICA A FORMAÇÃO DE UM GRUPO DIFERENTE56

FIGURA 2 - CURVAS MÉDIAS DOS SUBMODELOS AJUSTADOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO (a), SOBREVIVÊNCIA (b) E RECRUTAMENTO (c) PARA OS SEIS GRUPOS DE ESPÉCIES FORMADOS. (—) ESTRATO INFERIOR-G₁; (—) SUBDOSEL-G₂; (—) UMBRÓFILAS DO DOSEL-G₃; (—) HELIÓFILAS DO DOSEL-G₄; (—) PIONEIRAS-G₅; (—) EMERGENTES-G₆. CURVAS DE FORMA DE SÍTIO (H-D) AJUSTADAS PARA A PARCELA (PAR.) DE MELHOR, MÉDIO E PIOR SÍTIO PARA ANGIOSPERMAS (d) E ARAUCÁRIAS (e).....63

FIGURA 3 - VOLUME MÉDIO CORTADO POR ANO (a) E VOLUME DOS GRUPOS REMANESCENTES (b) NO FINAL DE 120 ANOS DE SIMULAÇÃO, PARA CADA UMA DAS 25 PARCELAS DA ÁREA AMOSTRADA. VF₄= VOLUME FINAL DO

GRUPO HELIÓFILAS DO DOSSEL; VF6=VOLUME FINAL DE *Ocotea porosa*; VF7= VOLUME FINAL DE *Araucaria angustifolia*.....65

FIGURA 4 - VOLUME ABSOLUTO (a,b) E RELATIVO EM PERCENTAGEM (c,d) DOS GRUPOS OBSERVADOS NO INÍCIO (Vi) DA SIMULAÇÃO, EM 2011 (a,c) E PROJETADOS NO FINAL (Vf) DE 120 ANOS (b,d) DE SIMULAÇÃO PARA AS 25 PARCELAS DA ÁREA AMOSTRADA. A LINHA HORIZONTAL PRETA APRESENTADA EM (D) INDICA QUE A MAIORIA DAS PARCELAS APRESENTOU MAIS DE 50% DE PROPORÇÃO DE ARAUCÁRIAS NO FINAL DAS SIMULAÇÕES. V1 = ESTRATO INFERIOR; V2 = SUB-DOSSEL; V3 = UMBRÓFILAS DO DOSSEL; V4 = HELIÓFILAS DO DOSSEL; V5 = PIONEIRAS; V6 = VOLUME DE *Ocotea porosa*, V7= VOLUME DE *Araucaria angustifolia*.66

FIGURA 5 - VOLUME MÉDIO CORTADO POR ANO AO COMPARAR DIFERENTES CICLOS (FIG. 6a) E DIÂMETROS MÍNIMOS DE CORTE (FIG. 6b) NO FINAL DE 120 ANOS DE SIMULAÇÕES PARA AS 25 PARCELAS DA ÁREA AMOSTRADA.67

FIGURA 6 - PROJEÇÕES DO VOLUME PARA CICLOS DE CORTE DE 5 ANOS (a,b,c), 10 ANOS (d,e,f), 30 ANOS (g,h,i) EM VALORES ABSOLUTOS (a,d,g) E ACUMULADOS (b,e,h) PARA OS GRUPOS ECOLÓGICOS, ALÉM DO VOLUME CORTADO NO FINAL DE 120 ANOS DE SIMULAÇÃO (c,f,i). VOL ABS. = VOLUME ABSOLUTO.....69

FIGURA 7 - PROJEÇÕES DO VOLUME PARA CICLOS DE CORTE DE 5 ANOS (a,b,c), 10 ANOS (d,e,f), 30 ANOS (g,h,i) EM VALORES ABSOLUTOS (a,d,g) E ACUMULADOS (b,e,h) PARA OS GRUPOS ECOLÓGICOS, ALÉM DO VOLUME CORTADO NO FINAL DE 120 ANOS DE SIMULAÇÃO (c,f,i).....70

CAPÍTULO III

FIGURA 1 - ESPÉCIES AGRUPADAS DE ACORDO COM A METODOLOGIA PROPOSTA POR ALDER *et al.* (2002).....84

FIGURA 2 - TENDÊNCIA OBSERVADA PARA OS SUBMODELOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO (a), SOBREVIVÊNCIA (b) E RECRUTAMENTO (c) PARA OS TRÊS GRUPOS DE ESPÉCIES FORMADOS. G₁= ESPÉCIES UMBRÓFILAS; G₂= ESPÉCIES HELIÓFILAS; G₃= ARAUCÁRIAS90

FIGURA 3 - PROJEÇÕES DA ÁREA BASAL MÉDIA DA PARCELA 1 (a) E DOS GRUPOS (b), GERADAS EM 20 SIMULAÇÕES (*GRANULARITY*=0,2). GRÁFICO REPRESENTATIVO DO CRESCIMENTO EM DOIS ESTÁGIOS DIFERENTES DA FLORESTA: NO INÍCIO DA SIMULAÇÃO COM DADOS DE 2011(c) E NO FINAL DA SIMULAÇÃO, OU 50 ANOS DEPOIS DO INÍCIO DA SIMULAÇÃO (d), GERADOS NO SIMULADOR SIMILE.96

CAPÍTULO IV

FIGURA 1 - GRUPOS DE ESPÉCIES PARA OS MODELOS INDEPENDENTES (A) E DEPENDENTES (B) DA DISTÂNCIA DE ACORDO COM O MÉTODO DE AGRUPAMENTO DE ESPÉCIES PROPOSTO POR ALDER *et al.* (2002) 111

FIGURA 2- CURVAS MÉDIAS DOS SUBMODELOS NÃO DEPENDENTES DA DISTÂNCIA AJUSTADOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO (a), SOBREVIVÊNCIA (b) E RECRUTAMENTO (c) PARA OS SEIS GRUPOS DE ESPÉCIES FORMADOS: (—) ESTRATO INFERIOR-G₁; (—) SUBDOSSEL-G₂; (—) UMBRÓFILAS DO DOSSEL-G₃; (—) HELIÓFILAS DO DOSSEL-G₄; (—) PIONEIRAS-G₅; (—) EMERGENTES-G₆.TENDÊNCIA DOS SUBMODELOS AJUSTADOS PARA O INCREMENTO DIAMÉTRICO (d), SOBREVIVÊNCIA (e) E RECRUTAMENTO (f) PARA OS TRÊS GRUPOS DE ESPÉCIES UTILIZADOS NO MODELO DE CRESCIMENTO DEPENDENTE DA DISTÂNCIA: G₁ = GRUPO DAS ESPÉCIES UMBRÓFILAS; G₂= GRUPO DAS ESPÉCIES HELIÓFILAS; G₃= *Araucaria angustifolia*. CURVAS DE SÍTIO (SITE FORM) AJUSTADAS PARA A PARCELA (PAR.) DE MAIOR, MÉDIO E MENOR SÍTIO PARA ANGIOSPERMAS (g) E ARAUCÁRIAS (h)..... 118

FIGURA 3 - PROJEÇÕES EM ÁREA BASAL DA PARCELA (1 ha) REALIZADAS PELOS MODELOS DEPENDENTE E INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA (a). PROJEÇÕES PARA OS GRUPOS DE ESPÉCIES REALIZADOS PELO MODELO INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA (b) E DEPENDENTE DA DISTÂNCIA (c) PARA UM PERÍODO DE 50 ANOS. BARRAS VERTICAIS INDICAM UM DESVIO PADRÃO RESULTANTE DE 20 SIMULAÇÕES (GRANULARITY=0,2). PARA O MODELO INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA (b): G1 = ESTRATO INFERIOR; G2= SUBDOSSEL; G3= UMBRÓFILAS DO DOSSEL; G4= HELIÓFILAS DO DOSSEL; G5= PIONEIRAS; G6= EMERGENTES 120

FIGURA 4 - VOLUME TOTAL PROJETADO PELO MODELO DEPENDENTE E INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA PARA O REGIME DE MANEJO PROPOSTO (a). VOLUME DISPONÍVEL PARA CORTE PARA AMBOS OS MODELOS (b) AO LONGO DO HORIZONTE DE PLANEJAMENTO. PROJEÇÃO EM VOLUME DOS GRUPOS ECOLÓGICOS PARA O MODELO INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA (c):V1 = ESTRATO INFERIOR; V2 = SUBDOSSEL; V3 = UMBRÓFILAS DO DOSSEL; V4 = HELIÓFILAS DO DOSSEL; V5 = PIONEIRAS; V6 = VOLUME DE *Ocotea porosa*, V7= VOLUME DE *Araucaria angustifolia*. PROJEÇÃO EM VOLUME DOS GRUPOS ECOLÓGICOS PARA O MODELO DEPENDENTE DA DISTÂNCIA (d) 123

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

TABELA 1 - CARACTERÍSTICAS DE CADA GRUPO DE ESPÉCIES FORMADO E PRINCIPAIS ESPÉCIES DE CADA GRUPO FORMADO COM OS DADOS UTILIZADOS NESTE TRABALHO.....27

TABELA 2. COEFICIENTES DOS SUBMODELOS AJUSTADOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO, SOBREVIVÊNCIA E RECRUTAMENTO PARA OS SEIS GRUPOS.35

TABELA 3 - ÁREA BASAL OBSERVADA NO ÚLTIMO LEVANTAMENTO DE DADOS E PROJETADA ($m^2 \cdot ha^{-1}$) PELO MODELO DE CRESCIMENTO PARA OS GRUPOS DE ESPÉCIES (G_i) E ÁREA BASAL (G) NAS 26 PARCELAS UTILIZADAS PARA VALIDAÇÃO DO MODELO.....38

TABELA 4 - VIÉS, PRECISÃO E ACURÁCIA EM PERCENTAGEM CALCULADOS PARA OS GRUPOS DE ESPÉCIES (G_i) E PARA A ÁREA BASAL TOTAL (G).....38

CAPÍTULO II

TABELA 1 - RESUMO DOS 6 GRUPOS ECOLÓGICOS FORMADOS E AS PRINCIPAIS ESPÉCIES DE CADA GRUPO EM ORDEM DE ABUNDÂNCIA61

TABELA 2 - COEFICIENTES DOS SUBMODELOS AJUSTADOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO, SOBREVIVÊNCIA E RECRUTAMENTO PARA OS SEIS GRUPOS ECOLÓGICOS.62

TABELA 3 - VIÉS, PRECISÃO E ACURÁCIA CALCULADOS EM PERCENTAGEM PARA OS GRUPOS DE ESPÉCIES E PARA ÁREA BASAL TOTAL.64

TABELA 4 - CORRELAÇÃO DE PEARSON DO VOLUME DISPONÍVEL PARA CORTE NO INÍCIO DA SIMULAÇÃO (V_{ic}) COM VARIÁVEIS INERENTES AO REGIME DE MANEJO (CICLO E DAP MIN) E CONDIÇÕES DA FLORESTA NO INÍCIO DA SIMULAÇÃO (NÚMERO DE ÁRVORES INICIAL, VOLUME TOTAL E PARA OS GRUPOS INICIAIS).....67

CAPÍTULO III

TABELA 1 - CASOS EM QUE OCORRE A COMPETIÇÃO INTRA E INTERGRUPOS86

TABELA 2 - SUBMODELOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO, SOBREVIVÊNCIA E RECRUTAMENTO UTILIZADOS NO MODELO DE CRESCIMENTO DEPENDENTE DA DISTÂNCIA87

TABELA 3 - PRINCIPAIS ESPÉCIES REPRESENTANTES DOS DOIS GRUPOS FORMADOS DE ANGIOSPERMAS EM ORDEM DE ABUNDÂNCIA, ALÉM DA ARAUCÁRIA88

TABELA 4 - COEFICIENTES AJUSTADOS PARA OS SUBMODELOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO, SOBREVIVÊNCIA E RECRUTAMENTO PARA OS TRÊS GRUPOS FORMADOS..... 89

TABELA 5 - VALORES OBSERVADOS E PROJETADOS PELO MODELO PARA OS GRUPOS ECOLÓGICOS (G_i) E PARA A ÁREA BASAL DA PARCELA (G)91

TABELA 6 - VALORES EM PORCENTAGEM DE VIÉS, PRECISÃO E ACURÁCIA..92

CAPÍTULO IV

TABELA 15 - SUBMODELOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO (Δd), SOBREVIVÊNCIA (p) E RECRUTAMENTO (N) PARA AMBOS OS MODELOS DE CRESCIMENTO EM NÍVEL DE ÁRVORE INDIVIDUAL CONSTRUÍDOS.....112

TABELA 16 - CASOS EM QUE OCORRE A COMPETIÇÃO INTRA E INTERGRUPOS 115

TABELA 17 - GRUPOS FORMADOS E AS DUAS ESPÉCIES MAIS ABUNDANTES DE CADA GRUPO COM SUAS CARACTERÍSTICAS, PARA AMBOS OS MODELOS DE CRESCIMENTO CONSTRUÍDOS 117

TABELA 18 - VIÉS, PRECISÃO E ACURÁCIA EM PORCENTAGEM CALCULADOS PARA A ÁREA BASAL TOTAL (G_t) EM AMBOS OS MODELOS DE CRESCIMENTO CONSTRUÍDOS..... 119

SUMÁRIO

RESUMO GERAL	14
GENERAL ABSTRACT	15
1. INTRODUÇÃO GERAL	16
2. OBJETIVO GERAL	20
2.1.OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
3. REFERÊNCIAS	21
CAPÍTULO I - PROJEÇÃO DA DINÂMICA DE UM FRAGMENTO DE FLORESTA DE ARAUCÁRIA NO SUL DO BRASIL	22
RESUMO	23
1. INTRODUÇÃO.....	24
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	25
2.1.ÁREA DE ESTUDO	25
2.2.AGRUPAMENTO DE ESPÉCIES.....	26
2.3.AJUSTES DOS SUBMODELOS PARA PREDIZER A DINÂMICA FLORESTAL	28
2.4.SIMULADOR SIMILE PARA PROJETAR A DINÂMICA FLORESTAL	30
2.5.AVALIAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO	31
2.6.PROJEÇÕES DA DINÂMICA FLORESTAL.....	32
3. RESULTADOS.....	32
3.1.VALIDAÇÃO DO MODELO DE CRESCIMENTO E SIMULAÇÕES DA DINÂMICA FLORESTAL	37
3.2 SIMULAÇÃO DA DINÂMICA FLORESTAL	39
4. CONCLUSÕES.....	41
5. REFERÊNCIAS	42
APÊNDICE 1: LISTA DE ESPÉCIES CLASSIFICADAS EM ORDEM DE ABUNDÂNCIA EM CADA GRUPO	47
CAPÍTULO II - SIMULAÇÃO DE REGIMES DE MANEJO EM FLORESTA OMBRÓFILA MISTA COM O USO DE UM MODELO DE CRESCIMENTO INDIVIDUAL	50
RESUMO	51
1. INTRODUÇÃO.....	52

2. METODOLOGIA	55
2.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	55
2.2 AGRUPAMENTO DE ESPÉCIES	56
2.3. SUBMODELOS AJUSTADOS.....	57
2.4 SIMULAÇÕES DE MANEJO	59
2.4.1 Ciclos de Corte	59
2.4.2. Diâmetro Mínimo.....	60
2.4.3. Regimes de Manejo	60
3. RESULTADOS.....	61
3.1. SUBMODELOS AJUSTADOS PARA OS GRUPOS ECOLÓGICOS.....	61
3.2. SIMULAÇÕES DE CORTE	64
4. DISCUSSÃO	71
5. CONCLUSÃO	73
6. REFERÊNCIAS.....	73
CAPÍTULO III - AVALIAÇÃO DA COMPETIÇÃO ENTRE INDIVÍDUOS DE <i>Araucaria angustifolia</i>, ESPÉCIES HELIÓFILAS E ESPÉCIES UMBRÓFILAS EM FLORESTA DE ARAUCÁRIA USANDO UM MODELO DE CRESCIMENTO INDIVIDUAL DEPENDENTE DA DISTÂNCIA	79
RESUMO	80
1. INTRODUÇÃO	81
2. METODOLOGIA.....	83
2.1. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	83
2.2. AGRUPAMENTO DE ESPÉCIES	83
2.3. COMPETIÇÃO	84
2.4. CARACTERÍSTICAS DO MODELO	86
3. RESULTADOS.....	88
3.1. VALIDAÇÃO DO MODELO E SIMULAÇÕES REALIZADAS.....	91
3.2. COMPETIÇÃO	92
3.2.1. Incremento diamétrico	92
3.2.2. Sobrevivência	94
3.3. SIMULAÇÕES	95
3.4. MODELO DE LOZENGE	97

4. CONCLUSÃO	99
5. REFERÊNCIAS	100
CAPÍTULO IV - MODELO DE ÁRVORE INDIVIDUAL DEPENDENTE E INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA NA PROJEÇÃO DA DINÂMICA DE UM FRAGMENTO DE FLORESTA DE ARAUCÁRIA NO SUL DO BRASIL.....	105
RESUMO	106
1. INTRODUÇÃO.....	107
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	109
2.1. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	109
2.2. CONSTRUÇÃO DOS MODELOS.....	110
2.2.1. Agrupamento de espécies para desenvolvimento dos modelos.....	110
2.2.2. Componentes dos Modelos Construídos	111
2.2.3 Características de ambos os modelos de crescimento construídos	113
2.2.4. Índices de Competição utilizados nos modelos	114
2.2.3 Validação e simulações realizadas com os modelos desenvolvidos	116
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	116
3.1 GRUPOS FORMADOS	116
3.2 TENDÊNCIA DOS SUBMODELOS.....	117
3.3 VALIDAÇÃO DOS MODELOS	119
3.4 EXEMPLOS APLICATIVOS DOS MODELOS.....	120
3.4.1. Simulação da Dinâmica florestal.....	120
3.4.2. Subsídios ao Manejo Florestal.....	122
3.4.3 Assimilação de carbono florestal com aplicação de regime de manejo .	124
4. CONCLUSÃO	126
5. REFERÊNCIAS.....	127
APÊNDICE 1. COEFICIENTES DOS SUBMODELOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO, SOBREVIVÊNCIA E RECRUTAMENTO, AJUSTADOS PARA OS GRUPOS DE ESPÉCIES FORMADOS, EM AMBOS OS MODELOS DE CRESCIMENTO CONSTRUÍDOS.	131
CAPÍTULO V - CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES	132
REFERÊNCIAS.....	135

APÊNDICE 1 – MODELO DE CRESCIMENTO EM NÍVEL DE ÁRVORE INDIVIDUAL INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA CONSTRUÍDO NO SOFTWARE DE SIMULAÇÃO SIMILE.....	137
APÊNDICE 2 - MODELO DE CRESCIMENTO EM NÍVEL DE ÁRVORE INDIVIDUAL DEPENDENTE DA DISTÂNCIA CONSTRUÍDO NO SOFTWARE DE SIMULAÇÃO SIMILE.....	138

RESUMO GERAL

Modelos de crescimento em nível de árvore individual têm provado ser importantes ferramentas para avaliar a sucessão florestal e amparar tomadas de decisão na implementação de um plano de manejo florestal. Nesta pesquisa foram construídos dois modelos de crescimento em nível de árvore individual: um dependente da distância e outro independente da distância. A área de estudo onde foram desenvolvidos os modelos está inserida em um extenso fragmento florestal (1273 ha) não perturbado há pelo menos 70 anos. As parcelas permanentes foram instaladas em 2002 e remeidas a cada 3 anos (2005, 2008 e 2011). Compreendem uma área amostrada de 25 ha dispostas em 25 parcelas contiguas de 1 ha (100 m x 100 m), em que árvores acima de 10 cm foram identificadas quanto à espécie, mensuradas e mapeadas em um plano cartesiano X,Y (m). Submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento foram parametrizados para grupos ecológicos de espécies formados para os dois modelos de crescimento desenvolvidos (dependente e independente da distância). Projeções em longo prazo realizados com o modelo independente da distância visando avaliar a dinâmica sucessional dos grupos ecológicos, indicaram que as espécies emergentes (*Araucaria angustifolia* e *Ocotea porosa*) tendem a crescer acentuadamente, enquanto que espécies tolerantes à sombra tendem a reduzir em área basal, ao longo do período simulado. Por outro lado, o modelo dependente da distância indicou tendência de crescimento no grupo de espécies tolerantes à sombra até o fim do período simulado. O grupo das espécies heliófilas do dossel (independente da distância) e heliófilas (dependente da distância) apresentaram pequeno declínio em área basal até o fim das simulações. Ao comparar projeções em área basal, volume e biomassa para a parcela simulada, o modelo dependente da distância indicou maior crescimento nessas três variáveis. Quanto aos regimes de manejo simulados, os resultados indicaram que ambos os modelos projetaram volumes similares de madeira disponível para corte até o fim do horizonte de planejamento. Mesmo aplicando-se cortes de baixa intensidade, espécies emergentes como a *Araucaria angustifolia* e *Ocotea porosa* apresentaram crescimento volumétrico até o fim do período simulado. A análise da competição entre os grupos realizada com o modelo dependente da distância indicou que *Araucaria angustifolia* sofre severa competição intraespecífica, mas ainda assim tende a prevalecer-se sobre os demais grupos de espécies angiospermas e predominar na floresta em projeções de longo prazo.

Palavras-chave: dinâmica florestal; modelos de crescimento; grupos de espécies.

GENERAL ABSTRACT

Individual tree-based growth models have proven to be important tools for predicting forest succession and support decision-making in a forest management plan implementation. In this research, two individual tree-based growth models were constructed: a Distance-Dependent growth model and a Distance-Independent growth model. Data came from a study area located in an extensive forest fragment (1273 ha) undisturbed for at least 70 years. Permanent plots were established in 2002 and have been remeasured every 3 years (2005, 2008 and 2011). They cover a sampled area of 25 ha arranged in twenty-five 1 ha contiguous plots (100 m x 100 m) where trees with dbh above 10 cm were identified as to species, measured and mapped on a Cartesian plane X,Y (m). Submodels of diameter increment, survival and recruitment were parameterized for ecological species groups formed for the two growth models developed (distance-dependent and distance-independent growth models). Long-term projections performed with the distance-independent growth model in order to evaluate the successional dynamics of ecological species groups indicated that the emergent species (*Araucaria angustifolia* and *Ocotea porosa*) tend to grow strongly, while shade tolerant species tend to reduce in basal area, along the simulated period. Conversely, the distance-dependent growth model indicated an increasing growth for the shade-tolerant species group until the end of the simulation period. The Upper Canopy Light Demanding species group (distance-dependent growth model) and Light Demanding group (distance dependent growth model) showed a slight reduction in basal area until the end of the simulations. When comparing projections for stand basal area, volume and biomass of the simulated plot, the distance-dependent model indicated higher increasing growth in all these three variables. Regarding simulated management regimes, the results indicated that both growth models projected similar harvestable volume until the end of the planning horizon. Even applying low intensity thinning, emergent species such as *Araucaria angustifolia* and *Ocotea porosa* presented increasing growth in volume until the end of the simulated period. The competition analysis among species groups performed by the distance-dependent growth model indicated that *Araucaria angustifolia* suffers severe intraspecific competition, but still tends to prevail over the other two angiosperm species groups and dominate the forest in long-term projections.

Keywords: Forest dynamics, growth models, species groups.

1. INTRODUÇÃO GERAL

Florestas têm uma vida relativamente longa e sua estrutura e composição variam com o tempo (SHAO e REYNOLDS, 2006). Ao contrário do que ocorrem em culturas anuais, em pesquisas florestais os resultados experimentais podem demorar vários anos para que se chegue à um resultado conclusivo ou satisfatório e, em muitos casos, os resultados desses experimentos já não têm a mesma importância que tinham à época em que foram instalados (PRETZSCH, 2009).

A longevidade das florestas, dentre outros fatores, levou técnicos florestais a criar ferramentas confiáveis, capazes de prognosticar os recursos florestais futuros, utilizando-se de modelos matemáticos. Com a tecnologia computacional disponível atualmente, os modelos de crescimento florestal são capazes de prever a dinâmica da floresta com uma notável riqueza de detalhes, considerando a relação entre árvore e o ambiente em que ela vive (PENG, 2000). Quando utilizados como ferramenta de pesquisa, podem substituir experimentos e, deste modo, prever o desenvolvimento da floresta em diferentes sítios, tratamentos silviculturais ou alteração na intensidade e frequência dos distúrbios; isto seria impraticável em experimentos instalados em campo (PRETZSCH, 2009).

Os modelos de crescimento podem ser desenvolvidos para diferentes finalidades, como investigar a sucessão e a ecologia florestal ao longo dos anos, avaliar possíveis regimes de manejo, quantificar o estoque de carbono assimilado pela floresta, avaliar a recuperação da floresta que tenha sofrido distúrbios como pragas, incêndios, furacões ou outras intempéries. Deste modo, o objetivo e propósito do modelo, bem como o estado do conhecimento da floresta, determina o grau de complexidade necessário ou alcançável, e a resolução temporal e espacial do modelo (PRETZSCH, 2009).

Nos modelos de crescimento para florestas equiâneas, como o modelo global ou de povoamento total de Clutter, amplamente empregado em florestas brasileiras, são preditos a área basal e o volume por unidade de área. Em florestas tropicais não basta apenas considerar o crescimento da floresta ou das árvores que a compõem, mas a mortalidade e o ingresso de árvores também são importantes processos que ocorrem nessas complexas florestas, não devendo ser negligenciados. Neste caso,

um modelo de crescimento para florestas ricas em espécies deveria englobar esses três componentes: incremento, mortalidade (ou sobrevivência) e recrutamento.

Algumas metodologias para construção de modelos em florestas mono-específicas são de uso limitado em florestas mistas ou tropicais (PHILLIPS *et al.*, 2003; ZHAO *et al.*, 2004).

Um modelo de crescimento completo para florestas tropicais requer que todas as espécies sejam representadas, a fim de avaliar os processos competitivos e de sucessão na dinâmica da floresta (ALDER e SILVA, 2000). É impraticável desenvolver modelos para cada espécie e o agrupamento dessas com características comuns, faz-se necessário.

Modelos de crescimento são fundamentais como ferramenta de auxílio no manejo florestal (VANCLAY, 1994). Após o delineamento de estratos homogêneos na floresta, o gestor florestal pode prognosticar o desenvolvimento nesses estratos e planejar a época de corte com a finalidade de se impor o melhor tratamento silvicultural a ser adotado sob condições de regime sustentado (WEISKETTEL *et al.*, 2011).

Porém, com a recente preocupação relativa a questões ambientais e rápido crescimento tecnológico para coleta e processamento dos dados, os modelos não somente provêm informações sobre o suprimento sustentável de madeira, mas também sobre produtos não-madeireiros, conservação da fauna e flora, quantidade e qualidade da água, sequestro de carbono e outros serviços ambientais (PENG, 2000; VANCLAY, 2003).

Os modelos por classe diamétrica, como a Matriz de Transição e Razão de Movimento, que vêm sendo aplicados em florestas naturais para projeções futuras, apresentam bons resultados em curto prazo. Prova disso é a comparação entre valores observados e estimados que vêm sendo demonstrados nos trabalhos publicados sobre o tema. No entanto, modelos matriciais apresentam limitações, porém não identificadas nos modelos de árvore individual (VANCLAY, 1994).

Em comparação com modelos matriciais, assim como outros modelos por classe diamétrica, modelos de crescimento em nível de árvore individual garantem previsões confiáveis sobre todos os tamanhos de árvores, sítios, e condições da floresta, provendo, portanto, maior riqueza de detalhes em florestas mistas (ZHAO *et al.*, 2004).

Modelos de árvore individual são melhores para avaliar o comportamento do crescimento da árvore, pois consideram variáveis próprias da árvore (tamanho,

espécie, etc.), das árvores vizinhas (com o uso de índices de competição), da floresta como um todo e de fatores ambientais (STOYAN e PENTTINEN, 2000).

No entanto, a aplicação dessa técnica em florestas mistas ainda é incipiente em estudos realizados no Brasil. Mesmo em floresta equiâneas e monoespecíficas, essa metodologia ainda foi pouco explorada.

Desta forma, com a finalidade de explorar e expor esta importante tecnologia para projeção da dinâmica florestal, na presente pesquisa foram construídos dois modelos em nível de árvore individual: um dependente e o outro independente da distância. O estudo foi desenvolvido com dados de parcelas permanentes estabelecidas em um remanescente extenso (1.272,9 ha) de Floresta Ombrófila Mista, conservado há mais de 70 anos, monitorado durante 9 anos, com 4 medições realizadas a cada 3 anos, envolvendo uma extensa área amostral (25 ha). Essa tipologia florestal é a mais importante do sul do Brasil, mas atualmente se apresenta fragmentada e empobrecida, notadamente em pequenas propriedades rurais. Estudos na Floresta de Araucária são necessários e urgentes visando seu manejo e consequente conservação.

A construção dos dois modelos de crescimento de árvore individual foi a base para o desenvolvimento desta tese apresentada em forma de artigos, em quatro capítulos.

No Capítulo 2 foram realizadas projeções em área basal para os grupos ecológicos formados no modelo independente da distância, em simulações de longo prazo, considerando um enfoque ecológico.

No Capítulo 3 comparam-se diferentes regimes de manejo, que poderiam ser adotados em planos de manejo para pequenas propriedades rurais, ao alterar ciclos de corte e DAP mínimo de corte, utilizando-se, para isso, o modelo independente da distância.

No Capítulo 4 avalia-se a competição entre indivíduos de *Araucaria angustifolia*, espécies heliófilas e umbrófilas, e realizam-se projeções em área basal com o objetivo de avaliar qual grupo ecológico formado prevalece sobre os demais, considerando os efeitos da competição.

No Capítulo 5 comparam-se projeções em área basal, volume e biomassa entre os modelos dependente e independente da distância, incluindo algumas simulações de manejo.

Por último, são efetuadas considerações finais pertinentes à pesquisa desenvolvida.

2. OBJETIVO GERAL

Avaliar a sucessão florestal de grupos ecológicos, o resultado de diferentes regimes de manejo e a competição existente entre grupos de espécies a partir da construção de um modelo de árvore individual dependente e um independente da distância em um fragmento de Floresta de Araucária no Sul do Brasil.

2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Simular a sucessão florestal para grupos de espécies, em projeções de longo prazo, sob um enfoque ecológico;
- Simular possíveis regimes de manejo, alterando ciclos de corte e DAP mínimo de corte, com a finalidade de averiguar qual regime de manejo resulta em maior volume disponível para corte até o fim do horizonte de planejamento;
- Avaliar a competição existente entre indivíduos de araucárias, espécies heliófilas e espécies umbrófilas e determinar qual grupo prevalece sobre os demais em projeções de longo prazo;
- Comparar projeções em área basal, volume e biomassa entre o modelo de crescimento dependente da distância e o independente da distância, incluindo simulações de manejo.

3. REFERÊNCIAS

ALDER, D., SILVA, J.N.M. An empirical cohort model for management of *Terra Firme* forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecol. Manage.**, v.130, p. 141-157, 2000.

PENG, C. Growth and yield models for uneven-aged stands: past, present and future. **For. Ecol. Manage.**, v.132, p. 259-279, 2000a.

PHILLIPS, P.D., BRASH, T.E., YASMAN, I., SUBAGYO, P., van GARDINGEN, P.R. An individual-based spatially explicit tree growth model for forests in East Kalimantan (Indonesian Borneo). **Ecol. Model.**, v.159, p. 1–26, 2003.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield: from measurement to model.** Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 664 p., 2009.

SHAO, G., REYNOLDS, K.M. **Computer Applications in Sustainable Forest Management. Including Perspectives on Collaboration and Integration.** Ed. Springer. Dordrecht, The Netherlands, 276p, 2006.

STOYAN, D.; PENTTINEN, A. Recent applications of point process methods in Forestry Statistics. **Statistical Science**, v. 15, n. 1, p. 61-78, 2000.

VANCLAY, J.K. **Modelling Forest Growth and Yield: Applications to Mixed Tropical Forests.** CAB International, Wallingford, U.K. 312p, 1994.

VANCLAY, J.K. Growth modelling and yield prediction for sustainable forest management. **The Malaysian Forester**, v.66, n.1, p. 58-69, 2003.

WEISKITTEL, A.R., HANN, D.W., KERSHAW Jr, J.A., VANCLAY, J.K., 2011. **Forest Growth and Yield Modeling**, Wiley-Blackwell, Chichester.

ZHAO, D., BORDERS, B., WILSON, M. Individual-tree diameter growth and mortality models for bottomland mixed-species hardwood stands in the lower Mississippi alluvial valley. **For. Ecol. Manage.**, v. 199, p. 307-322, 2004.

CAPÍTULO I - PROJEÇÃO DA DINÂMICA DE UM FRAGMENTO DE FLORESTA DE ARAUCÁRIA NO SUL DO BRASIL

PROJEÇÃO DA DINÂMICA DE UM FRAGMENTO DE FLORESTA DE ARAUCÁRIA NO SUL DO BRASIL

RESUMO

A intensa exploração da Floresta com Araucária no Brasil levou os remanescentes florestais dessa tipologia florestal a se fragmentarem. A sucessão nessas florestas é pouco conhecida e deveria ser mais bem estudada para impedir a extinção de espécies. O objetivo desta pesquisa foi desenvolver um modelo de crescimento em nível de árvore individual independente da distância para projetar a dinâmica de Florestas de Araucária em estágio avançado de sucessão, presentes principalmente no sul do Brasil. Os dados para construção do modelo são provenientes de uma área protegida que não sofreu qualquer distúrbio nos últimos 70 anos. Foram ajustados submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento para seis grupos ecológicos e implementados no simulador SIMILE para projetar a dinâmica florestal. O modelo de crescimento construído foi validado com dados independentes, provenientes de outra área de estudo. Após a validação, projeções em área basal foram realizadas para os grupos de espécies (G_i) e para a área basal total (G) em três parcelas: a parcela com menor área basal (baixa densidade), uma parcela com área basal próxima à média (densidade média) e a parcela com maior área basal (alta densidade) da área de estudo, observadas no último levantamento de dados. Os resultados das projeções indicaram que o grupo das espécies emergentes tende a crescer acentuadamente, enquanto que os grupos de espécies tolerantes à sombra tendem a diminuir em área basal nas três projeções realizadas, sendo essa redução mais relevante na parcela de maior densidade. Para a parcela de menor densidade foi observada tendência no crescimento da área basal total (G) até o fim do período simulado, enquanto que para a parcela de maior densidade houve redução em área basal total. A parcela com área basal próxima à média apresentou estabilidade no crescimento em um período próximo a 30 anos após o início das projeções.

Palavras-chave: sucessão florestal; modelos de crescimento; grupos de espécies.

ABSTRACT

The intensive logging of Araucaria forests in Brazil has led to the fragmentation of this type of forest. Succession in these forests is not well understood and should be further studied if extinction of species is to be avoided. This study aims to develop an individual-based growth model to project forest dynamics of Araucaria forests in advanced stage of succession, mainly present in southern Brazil. The data to construct the model are derived from a protected area that has not been disturbed for the past 70 years. Sub-models of diameter increment, survival, and recruitment were fitted for six ecological species groups and implemented in a forest simulator (SIMILE) to predict forest dynamics. The growth model constructed was validated with independent data, collected from a different study area. After validation, projections in basal area were

performed for the species groups (G_i) and for the stand basal area (G) in three sample plots: the plot with the lowest basal area (low density), a plot with basal area next to average (average density) and the plot with the highest basal area (high density) of the sampled area, observed in the last survey. The results of the projections indicated that the Emergent Group tends to grow sharply, while the Shade Tolerant groups tend to decrease in basal area in all three projections performed, and this reduction was more pronounced in the plot of greater density. For the plot of lower density, growth trend in total basal area (G) was observed until the end of the simulated period, while for the plot of greater density, the model showed reduction in total basal area. The plot with basal area next to average presented stability in growth in a period close to 30 years after the beginning of the projections.

Keywords: forest succession; growth models; species groups.

1. INTRODUÇÃO

As florestas subtropicais úmidas na América do Sul apresentam a mesma estrutura que florestas tropicais, mas com menor número de espécies e densidade de árvores (SANDS, 2005). As Florestas de Araucária, predominantes na sua maior parte no sul do Brasil, são compostas por centenas de espécies arbóreas, sendo que *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze é a espécie mais importante dessa tipologia florestal, constituindo-se na principal conífera nativa do Brasil. Como a maioria das espécies desse gênero é longeva, apresenta madeira densa e sua extensiva exploração comercial levou a floresta a se reduzir a fragmentos rodeados por culturas agrícolas, áreas de pastagem e campos naturais (IPEF, 2000; SANDS, 2005; KOCH e CORRÊA, 2002).

Entre 1915 e 1960 o Brasil exportou 18,5 bilhões de m³ de madeira, em quase toda sua totalidade proveniente de Florestas de Araucária e, entre 1960 e 1970, foram derrubados mais de 200.000 ha de floresta de araucária (MENDES, 2004).

Atualmente, esse ecossistema é considerado um dos mais ameaçados do Brasil (CARLUCCI *et al.*, 2011) e a araucária está presente na lista de espécies ameaçadas de extinção da IUCN (FARJON, 2006), o que enseja um melhor entendimento sobre a sucessão florestal nesses fragmentos a fim de minimizar o contínuo desmatamento nos remanescentes florestais.

Para uma melhor avaliação da dinâmica florestal, modelos matemáticos têm sido utilizados com o objetivo de avaliar a estrutura e composição da floresta ao longo do tempo, sendo essa uma ferramenta poderosa capaz de prospectar como a floresta se alterará em resposta às adversidades (NEWTON, 2007). Com o avanço da tecnologia computacional, técnicas como matrizes de transição e tabelas de projeção deixaram de ser utilizadas, devido ao seu uso limitado, o que levou os modeladores a preferir o uso da modelagem de árvore individual (VANCLAY, 2012). Muitos modelos, em nível de árvore individual, foram desenvolvidos para prever a dinâmica de florestas, principalmente nas duas últimas décadas (BOTKIN, 1993; LIU e ASHTON, 1998; CHAVE, 1999; HUTH e DITZER, 2000; KÖHLER *et al.*, 2001; TIETJEN e HUTH, 2006; SATO, 2009; PÜTZ *et al.*, 2011). Alguns desses modelos de árvore individual foram aplicados para avaliar a dinâmica em florestas tropicais, mas poucos foram construídos para investigar a sucessão em florestas subtropicais, nas quais ocorrem angiospermas e gimnospermas.

Especificamente para Florestas de Araucária brasileiras, ainda não foi desenvolvido um modelo de árvore individual para representar a dinâmica ou sucessão para grupos ecológicos em fragmentos florestais.

É importante ressaltar que diversos fragmentos florestais dessa tipologia florestal em avançado estágio de sucessão estão localizados em áreas protegidas no sul do Brasil e o modelo construído, após validado, pode ser utilizado para simular a dinâmica florestal nessas florestas.

Nesta pesquisa, o objetivo foi desenvolver um modelo de árvore individual para projetar a dinâmica florestal de grupos ecológicos em Florestas de Araucária localizadas principalmente no sul do Brasil, utilizando-se de dados provenientes em um fragmento de floresta de araucária no sul do Brasil, em avançado estágio de sucessão.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo faz parte da Floresta Nacional (FLONA) de Irati, uma Unidade de Conservação protegida por mais de 70 anos, com o objetivo de incentivar

a pesquisa em florestas no sul do Brasil. Antes da criação da FLONA, a área sofreu exploração seletiva, mas desde então foi conservada e protegida.

O clima da região é “Cfb”, segundo a classificação de Köppen, com precipitação média anual de 1.442 mm e sem estação seca. A temperatura média em Janeiro é de 22°C e a de Julho se concentra em torno de 10°C, com mais de cinco geadas por ano. O relevo local é considerado de ondulado a plano.

O estudo foi conduzido em uma área de 25 ha dividida em parcelas de 1 ha (100 m x 100 m), subdivididas em quatro parcelas de 2.500 m² (50 m x 50 m) cada. Essas parcelas permanentes foram medidas em 2002, 2005, 2008 e 2011 e todas as árvores com diâmetros (DAP) igual ou maior a 10 cm tiveram medidos o DAP e foram identificadas quanto à espécie (FIGUEIREDO FILHO *et al.*, 2010).

2.2. AGRUPAMENTO DE ESPÉCIES

Em florestas com grande diversidade é impraticável o ajuste de modelos matemáticos para cada espécie e, para reduzir o número de parâmetros, as espécies devem ser agrupadas com características em comum (VANCLAY, 1991a; PURVES e PACALA, 2008), sendo este um processo-chave no desenvolvimento de modelos para florestas naturais (ALDER e SILVA, 2000).

Diversos autores têm discutido a melhor forma de agrupamento das espécies para modelagem da dinâmica em florestas naturais (VANCLAY, 1991a; KÖHLER e HUTH, 1998; PHILIPS *et al.*, 2002; GOURLET-FLEURY *et al.*, 2005; PICARD *et al.*, 2010; PICARD *et al.*, 2012).

Alder *et al.* (2002) utilizaram um método de agrupamento baseado em duas variáveis: incremento diamétrico médio e o diâmetro percentil 0,95, considerado esse o diâmetro típico de uma árvore adulta (ALDER, 2002; KING *et al.*, 2006). Esses autores construíram um gráfico de dois eixos relacionando essas duas variáveis, que define estratégias ecológicas dos grupos formados (Fig. 1a). Essa metodologia foi utilizada para agrupamento de espécies neste trabalho. Alder *et al.* (2002) utilizaram a análise de cluster para definir os grupos; todavia, nesta pesquisa, o agrupamento foi realizado visualmente, comparando a Figura1(a) com os dados plotados de incremento médio e DAP percentil 0,95 (Fig. 1b) para 107 espécies presentes na área amostral (25 ha) com mais de 10 observações.

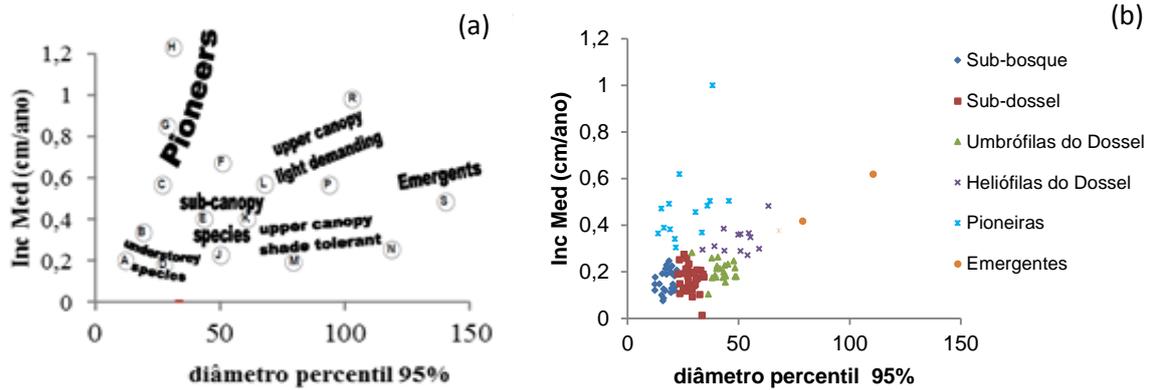


FIGURA 1 - COMPARAÇÃO ENTRE O GRÁFICO DE DOIS EIXOS (a) PROPOSTO POR ALDER *et al.*(2002) E O GRÁFICO CONSTRUÍDO COM AS ESPÉCIES DESTA ESTUDO (b). CADA COR INDICA A FORMAÇÃO DE UM GRUPO DIFERENTE

Na Tabela 1 estão apresentadas as características de cada grupo de espécies de acordo com o gráfico proposto por Alder *et al.*(2002) (Fig.1a) e as principais espécies de cada grupo agrupadas com os dados desta pesquisa. A lista completa das 120 espécies amostradas no último levantamento de dados realizado (2011), número de árvores, DAP máximo e grupo ecológico pertencente de todas as espécies estão listados no Apêndice 1.

TABELA 1 - CARACTERÍSTICAS DE CADA GRUPO DE ESPÉCIES E PRINCIPAIS ESPÉCIES DE CADA GRUPO FORMADO COM OS DADOS UTILIZADOS NESTE TRABALHO

Grupo de Espécie	Taxa de Incremento Diamétrico	Atingem grandes diâmetros	Principais Espécies*
Estrato Inferior (G1) (Understorey)	Baixa	Não	<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg. <i>Myrcia hebeptala</i> DC.
Sub-Bosque (G2) (Subcanopy)	Baixa	Não	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer <i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil
Umbrófilas do Dossel (G3) (Upper Canopy Shade Tolerant)	Baixa	Sim	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees <i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez
Heliófilas do Dossel (G4) (Upper Canopy Light Demanding)	Alta	Sim	<i>Cedrela fissilis</i> Vell <i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees
Pioneiras (G5) (Pioneers)	Alta	Não	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth <i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob
Emergentes (G6) (Emergents)	Alta	Sim	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze <i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso

*Em ordem de dominância

A classificação de dois eixos proposta por Alder *et al.* (2002) para agrupamento de espécies, de maneira geral, condiz com as características das principais espécies de cada grupo (Tabela 1), conhecidas da Floresta Ombrófila Mista. No entanto, a classificação de algumas espécies com poucas observações ($n < 10$) não correspondeu aos grupos ecológicos já conhecidos para a floresta de araucária. Para fins de projeção, as espécies raras ($n < 10$) foram, portanto, incluídas em um dos seis grupos que mais se aproximaram às descrições ecológicas da espécie, baseando-se na literatura.

2.3. AJUSTES DOS SUBMODELOS PARA PREDIZER A DINÂMICA FLORESTAL

Foram ajustados submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento para os seis grupos formados.

Em florestas mistas a competição presente é de um lado (*one-sided competition*) e dois lados (*two-sided competition*) (ZHAO *et al.*, 2004). Na competição de um lado, as árvores maiores não são afetadas por árvores menores, enquanto que na competição de dois lados, todos os recursos são divididos igualmente, ou proporcionais ao tamanho (WEISKITTEL *et al.*, 2011). A competição de um lado é bem representada pela variável BAL (*basal area in larger trees*), que indica um "ranqueamento sociológico" das árvores dentro da floresta (LEDERMANN e ECKMÜLLNER, 2004), sendo essa, portanto, uma variável indicativa de competição entre árvores por luz, enquanto que a área basal (G) é uma variável de competição de dois lados, que representa a competição por água e nutrientes (VANCLAY, 1994; WEISKITTEL *et al.*, 2011).

Assim, para o incremento diamétrico foi ajustado o submodelo:

$$\ln(\Delta d + 0,2) = \beta_0 + \beta_1 \cdot DAP + \beta_2 \cdot \ln DAP + \beta_3 \cdot BAL + \beta_4 \cdot G$$

em que: \ln é o logaritmo neperiano; Δd é o incremento diamétrico (cm/ano); DAP é o diâmetro com casca (cm) calculado para a metade do intervalo (VANCLAY, 1994); BAL é *basal area in larger trees* (m²/ha); G é a área basal da parcela (m²/ha) e β_i são os coeficientes a estimar. Este é um modelo robusto, fácil de ajustar e apresenta uma linha de tendência bem semelhante a outros modelos que representam comportamento biológico (VANCLAY, 2012).

Para determinar o índice BAL foram utilizadas parcelas de 2.500 m² (50 m x 50 m) e para G, parcelas de 1 ha (100 m x 100 m), pois, em uma análise prévia, esses foram os tamanhos que apresentaram significância ($p < 0,05$) no ajuste. A competição por luz é mais evidente em parcelas menores do que a competição por água e nutrientes, o que pode justificar a significância encontrada para o BAL em parcelas de menor tamanho, quando comparada às parcelas maiores utilizadas com a área basal (G).

O valor 0,2 foi acrescido ao incremento para permitir a transformação logarítmica e, assim, incluir na análise os incrementos negativos ou nulos, comuns em florestas tropicais. Ao desconsiderar essas observações, introduz-se viés no modelo e existe a tendência de superestimar o incremento diamétrico (VANCLAY, 1991a). Foram encontrados trabalhos em que se utilizou um valor menor (VANCLAY, 1991a) ou maior (KARIUKI *et al.*, 2006; EASDALE *et al.*, 2012) do que 0,2, visto que, incrementos negativos e nulos estão relacionados a vários fatores e isso varia muito entre diferentes levantamentos de dados. Uma análise gráfica dos dados ajuda a definir qual o melhor valor a ser utilizado.

A regressão logística parece ser o melhor meio para a modelagem da sobrevivência (ou mortalidade) de árvores individuais (VANCLAY 1991b, 1995; ZHAO *et al.*, 2004) e tem sido empregada em vários estudos (NAMAALWA *et al.*, 2005; BRAVO-OVIEDO *et al.*, 2006; RITCHIE *et al.*, 2007; WERNSDÖRFER *et al.*, 2008; ZHANG *et al.*, 2009; HURST *et al.*, 2012). Assim como no submodelo de incremento diamétrico, foram incluídas no submodelo de sobrevivência, as variáveis de competição BAL e G, que têm estreita relação com a mortalidade das árvores. Para as duas primeiras variáveis independentes inseridas no submodelo (X_1 e X_2) foram testadas transformações da variável DAP ($DAP^{0,5}$, DAP^2 , DAP^{-1} , $\ln DAP$) e o próprio DAP, a fim de englobar árvores de grande e pequeno porte (HAMILTON, 1986). Portanto, o submodelo utilizado foi:

$$p = [1 + \exp^{-(\beta_0 + \beta_1.X_1 + \beta_2.X_2 + \beta_3.BAL + \beta_4.G)}]^{-1}$$

em que: p é a probabilidade de sobrevivência em 3 anos e DAP, BAL e G já foram nominados.

Os modelos de crescimento podem incluir alguma variabilidade em seus componentes para representar a variação natural existente na floresta, pois, caso contrário, as projeções podem resultar em estimativas errôneas (ex. todas as árvores

são idênticas), e nesse caso, poderia ser incluído um processo estocástico (VANCLAY, 1995).

No ajuste da regressão logística, cada árvore recebe o valor 1 (árvore viva) e 0 (árvore morta). Assim, todas as árvores presentes na parcela iniciam as simulações com o valor 1, e, com o passar dos anos na simulação, algumas árvores tendem a morrer antes do que outras dependendo da competição sofrida pela árvore. Ao atingir um valor próximo de 0 (quase morta) o processo estocástico define se a árvore morrerá ou sobreviverá naquele ano de simulação. Se a sobrevivência calculada for maior que o número sorteado, então a árvore permanece na simulação (VANCLAY, 1991c; EID e TUHUS, 2001). Esta aleatoriedade do modelo de crescimento pode ser definida pelo usuário do simulador, em um valor entre 0 e 1 (*granularity*) (VANCLAY, 1991c).

Para a estimativa do número de árvores recrutadas foi utilizado o submodelo:

$$\ln(N+1) = \beta_0 + \beta_1.Gi + \beta_2.Gi^2 + \beta_3.G$$

em que \ln é o logaritmo neperiano; N é o número de recrutamentos por parcela; G_i é a área basal do grupo na parcela e G é a área basal da parcela.

Os submodelos de incremento diamétrico, recrutamento e sobrevivência foram ajustados utilizando-se dados de todas as remediações. A análise de dados e os coeficientes foram estimados no software estatístico ARC (*Applied Regression and Computing*), um software gratuito desenvolvido pela Universidade de Minnesota (COOK e WEISBERG, 1999). ARC é um poderoso programa estatístico que oferece diversas ferramentas e permite análise detalhada dos dados (VANCLAY, 2003).

2.4. SIMULADOR SIMILE PARA PROJETAR A DINÂMICA FLORESTAL

O modelo de crescimento foi construído no SIMILE, um software de simulação desenvolvido por pesquisadores do Instituto de Ecologia e Manejo dos Recursos Naturais da Universidade de Edimburgo.

O SIMILE é uma importante ferramenta para simulação da dinâmica florestal, e apresenta diversas vantagens quando comparado a outros softwares de simulação (VANCLAY, 2003). O *software* gera automaticamente códigos em linguagem C++, porém sua interface visual torna acessível para quem não tem familiaridade com programação computacional (MUETZELFELDT e MASSHEDER, 2003). No Apêndice

1 desta pesquisa está apresentado o modelo de crescimento ao nível de árvore individual construído no software SIMILE.

2.5. AVALIAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO

No processo de construção do modelo de crescimento, foram analisadas a coerência biológica dos submodelos ajustados e análise gráfica dos resíduos. A estatística R^2 apresenta algumas desvantagens ao ser empregada para testar a performance de modelos de incremento diamétrico, pois esse índice estatístico não aponta diferença entre a variação natural da variável (“erro puro”) de uma real falta de ajuste do modelo (VANCLAY, 1994).

Em um teste rigoroso para avaliar a performance de modelos de crescimento deve ser utilizado dados independentes daqueles empregados nos ajustes, e ainda, o teste será mais convincente se forem utilizados dados oriundos de outra população (com mesma tipologia florestal, distantes geograficamente ou coletados por outra agência) (VANCLAY, 1994). Neste estudo, a validação do modelo de crescimento construído foi realizada com dados provenientes de outra área de pesquisa, distante à aproximadamente 100 km da área de estudo e localizada na FLONA de Três Barras (SC), onde foram instaladas e medidas 26 parcelas permanentes (1 ha) em 2004 e remedidas em 2009.

Para validação, os dados observados em campo foram comparados com os dados projetados pelo modelo, utilizando-se como *input*, dados do primeiro levantamento conduzido na área amostrada, e as comparações entre valores projetados e observados foram realizadas no último ano de levantamento.

As estatísticas viés, precisão e acurácia também foram calculadas (PRETZSCH, 2009). Essas três estatísticas incluem em suas fórmulas, diferenças entre valores observados e estimados, como demonstrado a seguir:

$$\text{Viés} \quad \bar{e} = \frac{\sum_{i=1}^n e_i}{n} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - X_i)}{n} \quad \overline{e\%} = \frac{\bar{e}}{\bar{X}} \times 100$$

$$\text{Precisão} \quad s_e = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{e} - X_i)^2}{n-1}} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (e_i - \bar{e})^2}{n-1}} \quad s_{e\%} = \frac{s_e}{\bar{X}} \times 100$$

Acurácia $m_x = \sqrt{(s_e)^2 + (\bar{e})^2}$ $m_{x\%} = \frac{m_x}{\bar{X}} \times 100$

em que i= parcela; x = valor projetado; X = valor observado; n= número de parcelas

Segundo Pretzsch (2009), viés indica a diferença entre valores observados e estimados e precisão representa a concentração de valores projetados em torno da média aritmética. Acurácia indica o grau em que as estimativas se aproximam da realidade, podendo ser insatisfatória de acordo com o valor do viés, e tende a aumentar à medida que a precisão é baixa. Os maiores valores de acurácia são encontrados quando o viés é nulo e a precisão é alta (PRETZSCH, 2009).

2.6. PROJEÇÕES DA DINÂMICA FLORESTAL

O modelo construído realiza projeções para parcelas de 1 ha. Assim, foram selecionadas três parcelas que apresentam diferentes características quanto à densidade. Foram selecionadas: a parcela com menor área basal, uma parcela com área basal próxima a média da área amostrada, e a parcela com maior área basal observada no último levantamento de dados, conduzido em 2011.

As projeções foram feitas em área basal para grupos de espécies (G_i) e área basal da parcela (G) para um período de 50 anos.

3. RESULTADOS

A primeira etapa constituiu-se da análise gráfica dos dados para avaliar o comportamento dos grupos ecológicos para o incremento diamétrico e sobrevivência em relação às variáveis de competição BAL e área basal da parcela (G) (Fig. 2a, 2b, 2c, 2d). Foi observada também a tendência dos grupos ecológicos para o recrutamento em relação à área basal dos grupos (G_i) e área basal da parcela (competição) (Fig. 2e, 2f).

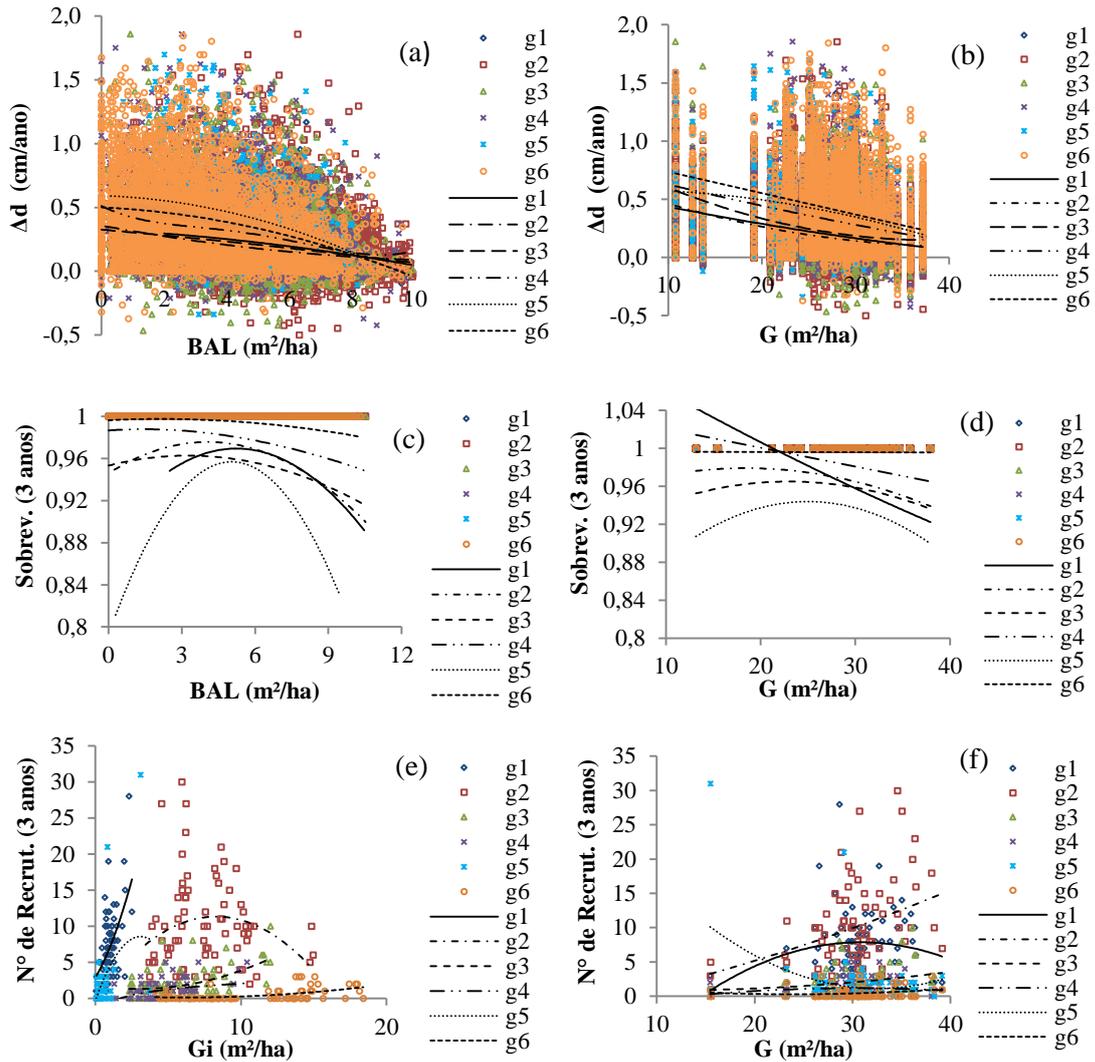


FIGURA 2. GRÁFICO DE DISPERSÃO ENTRE O INCREMENTO DIAMÉTRICO, SOBREVIVÊNCIA E RECRUTAMENTO E AS VARIÁVEIS DE COMPETIÇÃO BAL E G, E CURVAS POLINOMIAIS DE SEGUNDO GRAU PARA INDICAR A INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS DE COMPETIÇÃO EM CADA GRUPO (G₁=ESTRATO INFERIOR; G₂=SUB-BOSQUE; G₃=UMBRÓFILAS DO DOSSEL; G₄=HELIÓFILAS DO DOSSEL; G₅=PIONEIRAS; G₆=EMERGENTES). BAL = *BASAL AREA IN LARGER TREES*; G = *ÁREA BASAL*; Gi = *ÁREA BASAL DO GRUPO ECOLÓGICO*; Δd = *INCREMENTO DIAMÉTRICO*.

A Figura 2(a) indica como o incremento diamétrico é afetado pela competição por luz, representada pela variável BAL. Em todos os grupos verifica-se uma descendência das curvas, sendo essa mais expressiva para as pioneiras e emergentes e menos acentuada para os grupos que se encontram no sub-bosque, corroborando com a natureza ecológica dos grupos em que espécies do sub-bosque, umbrófilas, habituadas à sombra, não são tão afetadas pela luz, apresentando linhas menos acentuadas, enquanto que as pioneiras e emergentes exigem maior demanda por luz para o crescimento.

A Figura 2(b) indica como o incremento diamétrico entre os grupos é afetado pela área basal. As linhas decrescentes mostram que todos os grupos apresentam tendência semelhante no decréscimo do crescimento em diâmetro com o aumento da densidade.

A sobrevivência das espécies emergentes pouco foi afetada pelo índice BAL. Por outro lado, a sobrevivência das espécies tolerantes à sombra e das pioneiras tende a diminuir a partir de 7 m²/ha (Figura 2c). Para a variável G, verifica-se que o grupo das espécies emergentes praticamente independe da densidade, mantendo uma linha quase paralela ao eixo das abcissas, enquanto que os demais grupos são afetados, sendo, porém, o grupo do estrato inferior, o mais comprometido (Figura 2d).

Observou-se que a tendência do recrutamento difere entre grupos (Figura 2e), sendo que, para os três grupos de espécies tolerantes à sombra (principalmente espécies dos Grupos 1 e 2), verificou-se um aumento no recrutamento à medida que a densidade da floresta é maior (Figura 2f). Em contrapartida, nas pioneiras há uma tendência em diminuir o recrutamento, enquanto que as emergentes e heliófilas do dossel são pouco afetadas (Figura 2f), corroborando com a natureza ecológica dos grupos, em que espécies tolerantes à sombra necessitam de pouca luz (alta densidade) na regeneração de plântulas, enquanto que a regeneração de espécies que demandam luz é afetada pela alta densidade.

No geral, observa-se que os grupos de espécies classificados pela metodologia da comparação visual de dois eixos corroboraram com a natureza ecológica dos grupos de espécies já conhecidos, indicando que essa metodologia simples é eficaz para o agrupamento de espécies em florestas tropicais e subtropicais.

Após a análise dos dados, foram realizados os ajustes dos submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento para os grupos, cujos coeficientes estão apresentados na Tabela 2.

Para os submodelos de incremento diamétrico, apenas as variáveis independentes do grupo das espécies pioneiras (Grupo 5) não apresentaram significância, mas mesmo assim não deixaram de ser incluídas no modelo de crescimento, visto que os sinais dos coeficientes apresentaram coerência biológica. Uma hipótese para a não significância dessas variáveis ao grupo das pioneiras, é que esse é um grupo com pouco número de observações, por se tratar de uma floresta em estágio avançado de sucessão.

TABELA 2. COEFICIENTES DOS SUBMODELOS AJUSTADOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO, SOBREVIVÊNCIA E RECRUTAMENTO PARA OS SEIS GRUPOS.

Sub modelo	Var.	Grupos					
		1 (n=3489)	2 (n=17421)	3 (n=7175)	4 (n=3777)	5 (n=717)	6 (n=4504)
Δd	β_0	-1.3612**	-1.0942**	-1.1720**	-0.9004**	-2.0994*	-1.6610**
	DBH	-0.0349*	-0.0128**	-0.0140**	-0.0058**	-0.0241	-0.0162**
	\ln DBH	0.6303**	0.3183**	0.3927**	0.3132**	0.7665	0.6934**
	BAL	-0.0249**	-0.0137**	-0.0230**	-0.0215*	-0.0208†	-0.0404**
	G	-0.0239**	-0.0215**	-0.0212**	-0.0239**	-0.0092	-0.0242**
p	β_0	8.0148**	12.9567**	4.9827**	1.9897*	-7.4890*	4.0419**
	DBH	-0.1018**		-0.0314**		-0.2569**	0.0597*
	DBH ^{0.5}		-1.3177**		0.4638*		
	DBH ²				-0.0004*		-0.0004*
	DBH ⁻¹						
	\ln DBH		39.9112**			5.2228**	
	BAL	-0.2225*	-0.2755**	-0.2145**			
G	-0.0629						
$N_{(Recr)}$	β_0	1.0602**	1.0212*	0.3648	0.1235	0.2594	0.1941
	G_i	1.1478**	0.3098*	0.1133**	0.1382**	1.7941	0.0589**
	G_i^2	-0.2132	-0.0174			-1.1528	
	G			-0.0034	-0.0071		-0.0180

1=Estrato inferior; 2=Subdossel; 3=Umbrófilas do Dossel; 4=Heliófilas do Dossel; 5=Pioneiras; 6=Emergentes. †Grupo 5 foi utilizado o \ln (BAL). ** significante a $p \leq 0,01$, *significante a $p \leq 0,05$. Δd =incremento diamétrico; p = probabilidade de sobrevivência; $N_{(recr)}$ = número de recrutamentos; n = número de observações usadas no ajuste.

Para a sobrevivência, a significância ($p < 0,05$) da variável BAL encontrada apenas nos três grupos posicionados nos estratos inferiores da floresta (Tabela 2), indica que esses sofrem supressão por árvores de maior porte, como representantes do grupo das emergentes e árvores do dossel, causando a mortalidade naqueles três grupos. A variável área basal (G) foi significativa apenas para o estrato inferior, indicando que esse grupo é o mais afetado pela densidade (Figura 2d).

Para o recrutamento, verificou-se que a variável G não foi significativa nos submodelos ajustados, mas como apresentaram coerência biológica nos sinais dos coeficientes, esta variável permaneceu no modelo.

Os submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento ajustados geraram as curvas apresentadas na Figura 3.

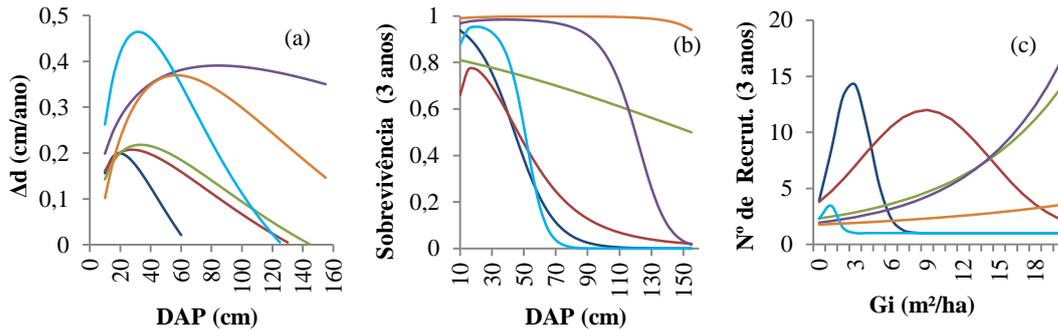


FIGURA 3. CURVAS MÉDIAS DOS SUBMODELOS AJUSTADOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO (A), SOBREVIVÊNCIA (B) E RECRUTAMENTO (C) PARA OS SEIS GRUPOS DE ESPÉCIES FORMADOS. (—) ESTRATO INFERIOR-G₁; (—) SUBDOSSSEL-G₂; (—) UMBRÓFILAS DO DOSSSEL-G₃; (—) HELIÓFILAS DO DOSSSEL-G₄; (—) PIONEIRAS-G₅; (—) EMERGENTES-G₆.

A Figura 3(a) indica que o maior incremento diamétrico por ano (0,45 cm/ano) foi observado no submodelo ajustado para espécies pioneiras, quando as árvores atingem aproximadamente 30 cm de diâmetro e esse decresce acentuadamente à medida que aumenta o DAP. O segundo maior incremento foi verificado para espécies que demandam luz e abrangem o dossel superior da floresta em que o incremento se mantém relativamente constante ao longo de toda amplitude diamétrica, atingindo um máximo incremento em torno de 80 cm de DAP. As espécies emergentes apresentaram um incremento máximo similar ao grupo 4 (entre 0,35 e 0,40 cm), porém isso ocorre em árvores com diâmetros próximos a 60 cm e tendem a decrescer a partir desse tamanho.

Os menores crescimentos em diâmetro foram observados nas espécies tolerantes à sombra pertencentes aos grupos: estrato inferior, subdossel e umbrófilas do dossel, cujo incremento máximo apresentou valores próximos a 0,2 cm/ano. Os grupos sub-bosque e umbrófilas do dossel apresentaram tendências bem semelhantes de crescimento ao longo de toda amplitude diamétrica, porém as espécies do estrato inferior atingem um valor máximo de 0,2 cm/ano aos 20 cm de DAP e a partir deste tamanho decrescem até atingir cerca de 60 cm, quando o incremento é próximo de zero.

A Figura 3(b) mostra que as espécies que pertencem ao grupo das emergentes têm a maior probabilidade de sobrevivência mantendo-se assim em toda a amplitude diamétrica. A segunda maior probabilidade foi encontrada para as heliófilas do dossel, porém essa probabilidade tende a cair a partir dos 70 cm. As menores probabilidades foram observadas nos grupos que se apresentam em um estrato inferior na floresta em decorrência de estarem sofrendo competição pela

dominância dos grupos dos estratos superiores (WEISKITTEL *et al.*, 2011). Os dois grupos de espécies que apresentaram grandes incrementos e atingem grandes diâmetros (heliófilas do dossel e emergentes) apresentaram as maiores taxas de sobrevivência.

Quanto ao recrutamento, verificou-se que as maiores taxas foram observadas para os grupos do estrato inferior e tolerantes à sombra, cujas plântulas estão adaptadas a locais sombreados em decorrência do avançado grau de sucessão em que se encontra a floresta (Figura 3c). Porém, de modo geral, os dados revelaram um número limitado de recrutamento em todos os grupos e a mortalidade do grupo das pioneiras e tolerantes à sombra foi maior do que o recrutamento. A baixa taxa de recrutamento poderia ser justificada pelo estágio avançado de sucessão em que se encontra a floresta, restringindo a disponibilidade de luz para o desenvolvimento de plântulas (CHAZDON, 2008), ou pela presença abundante de samambaias na área, que dificultam a regeneração (COOMES *et al.*, 2005).

3.1. VALIDAÇÃO DO MODELO DE CRESCIMENTO E SIMULAÇÕES DA DINÂMICA FLORESTAL

Na Tabela 3 estão apresentados os valores observados no último levantamento de dados utilizados para validação do modelo (2009), e projetados pelo modelo construído, ao utilizar dados do primeiro levantamento de dados (2004) para inicializar o modelo.

TABELA 3 - ÁREA BASAL OBSERVADA NO ÚLTIMO LEVANTAMENTO DE DADOS E PROJETADA ($m^2 \cdot ha^{-1}$) PELO MODELO DE CRESCIMENTO PARA OS GRUPOS DE ESPÉCIES (Gi) E ÁREA BASAL (G) NAS 26 PARCELAS UTILIZADAS PARA VALIDAÇÃO DO MODELO

Par.	G1 obs	G1 proj	G2 obs	G2 proj	G3 obs	G3 proj	G4 obs	G4 proj	G5 obs	G5 proj	G6 obs	G6 proj	G obs	G proj
1	0,07	0,12	9,46	8,22	3,19	2,52	5,17	5,63	0,81	0,69	17,18	16,74	35,88	33,91
2	0,10	0,14	7,47	6,59	2,75	2,59	6,29	6,20	0,41	0,42	18,36	17,89	35,38	33,81
3	0,05	0,10	5,87	5,6	2,14	1,79	6,10	5,98	0,14	0,30	23,02	22,31	37,32	36,08
4	0,19	0,18	4,81	4,90	3,48	3,04	4,02	3,93	0,22	0,25	26,63	25,77	39,36	38,06
5	0,23	0,24	3,33	3,19	2,31	2,05	7,34	7,27	0,45	0,51	24,39	23,79	38,05	37,05
6	0,27	0,28	3,87	4,16	2,00	1,77	9,57	9,82	0,54	1,09	19,30	18,20	35,54	35,32
7	0,20	0,24	5,13	4,70	2,01	1,65	6,49	6,66	0,59	0,98	20,60	19,58	35,01	33,80
8	0,35	0,36	5,53	4,90	2,12	1,69	9,26	9,95	1,46	2,16	16,16	15,16	34,88	34,23
9	0,32	0,32	5,91	5,31	1,87	1,66	9,22	9,88	2,12	2,50	11,59	11,14	31,03	31,01
10	0,09	0,18	3,39	2,92	2,44	1,93	3,65	3,58	1,26	1,30	14,90	16,11	25,74	26,02
11	0,50	0,56	6,15	5,45	2,59	2,40	2,47	2,31	3,13	4,90	13,40	12,69	28,24	28,31
12	0,19	0,24	5,48	5,54	3,51	3,40	3,68	3,75	1,23	1,83	16,81	16,90	30,92	31,67
13	0,23	0,23	8,29	6,92	1,17	1,10	2,10	1,92	2,62	3,03	16,25	15,59	30,68	28,79
14	1,35	1,40	7,12	6,34	2,46	2,08	2,55	2,24	4,28	4,98	10,78	10,39	28,54	27,42
15	0,08	0,12	8,20	7,35	1,44	1,23	2,24	2,46	1,39	1,60	22,90	22,93	36,25	35,69
16	0,19	0,26	9,52	8,66	1,30	1,17	2,39	2,49	2,41	2,43	17,30	17,16	33,12	32,17
17	0,45	0,26	9,23	8,66	4,42	1,17	1,33	2,49	3,52	2,43	13,93	17,16	32,89	32,17
18	0,22	0,24	7,62	6,76	3,57	3,34	2,39	2,31	1,93	2,23	17,65	17,37	33,38	32,26
19	0,57	0,61	9,29	8,49	1,28	1,15	1,69	1,70	4,04	4,48	12,44	12,27	29,31	28,70
20	0,67	0,69	6,92	6,22	4,16	3,59	3,81	3,72	2,99	3,53	15,43	15,22	33,97	32,97
21	0,33	0,34	6,03	5,18	1,94	1,63	6,19	6,72	1,62	1,68	21,5	20,78	37,61	36,32
22	0,02	0,10	5,91	5,53	2,17	2,13	3,12	3,12	1,26	1,66	16,49	16,68	28,97	29,23
23	0,12	0,18	8,84	8,01	1,28	1,22	3,57	3,50	0,88	1,12	17,36	17,66	32,05	31,69
24	0,08	0,15	7,37	6,61	3,10	2,88	3,63	3,47	0,69	0,97	17,17	17,41	32,04	31,48
25	0,04	0,12	8,68	7,89	4,04	4,11	3,48	3,16	1,23	1,41	14,35	14,72	31,83	31,41
26	0,11	0,17	5,79	5,24	4,05	4,24	4,18	3,92	1,29	1,39	17,8	17,76	33,21	32,72

Par.= parcela; obs = observado no último levantamento realizado; proj = projetado pelo modelo; G1= área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) do Grupo 1- Estrato Inferior; G2= área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) do Grupo 2- Subdossel; G3 = área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) do Grupo 3 – Umbrófilas do Dossel; G4= área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) do Grupo 4 – Heliófilas do Dossel; G5= área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) do Grupo 5 – Pioneiras; G6 = área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) do Grupo 6 - Emergentes

A área basal dos grupos ecológicos e do total projetada pelo modelo apresentou valores próximos aos valores medidos em 2009 em todas as parcelas (Tabela 3). Os valores das estatísticas viés, precisão e acurácia calculados em percentagem (PRETZSCH, 2009) estão apresentados na Tabela. 4.

TABELA 4 - VIÉS, PRECISÃO E ACURÁCIA EM PERCENTAGEM CALCULADOS PARA OS GRUPOS DE ESPÉCIES (Gi) E PARA A ÁREA BASAL TOTAL (G).

	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G
Viés (%)	11,2	-9,1	-13,9	2,1	17,4	-0,9	-2,2
Precisão (%)	19,7	5,7	24,2	8,3	28,3	5,0	2,0
Acurácia (%)	22,68	10,72	27,93	8,54	33,19	5,05	2,98

G1=Estrato Inferior; G2= Subdossel; G3 = Umbrófilas do Dossel; G4= Heliófilas do Dossel; G5= Pioneiras; G6 = Emergentes

Erros acima de 10% em viés, precisão e acurácia foram observados nos grupos: Estrato Inferior; Umbrófilas do Dossel e Pioneiras. No entanto, o erro não passou de 3% nessas três estatísticas, para a área basal total (G) (Tabela 4).

3.2 SIMULAÇÃO DA DINÂMICA FLORESTAL

Após a validação, o modelo foi utilizado para realizar projeções para a área basal dos grupos de espécies separadamente e para a área basal total da parcela (1ha) (Fig.4), em três parcelas com diferentes densidades: a de menor área basal (Fig.4 a,b), uma parcela com área basal próximo a média (Fig.4 c,d) e a parcela com maior área basal (Fig. 4 e,f). As curvas apresentadas na Figura 4 são curvas médias provenientes de 20 simulações (*granularity* = 0,2) e as barras verticais indicam um desvio padrão acima e abaixo da linha média.

Nas três parcelas analisadas, as projeções indicaram crescimento em área basal das espécies emergentes e declínio dos grupos de espécies tolerantes à sombra (Estrato Inferior, Subdossel e Umbrófilas do Dossel) (Fig. 4 a,c,e). Não houve grande alteração em área basal do grupo das espécies heliófilas do dossel durante o período simulado.

O crescimento das espécies emergentes não é indefinido, e ocorre até um período próximo a 200 anos após o início das simulações, quando então ocorre a estabilidade no crescimento. Esta estimativa condiz com a realidade observada em campo, considerando que esse grupo é composto unicamente por *Araucaria angustifolia* e *Ocotea porosa*, duas das principais espécies dessa tipologia florestal, com características de longevidade. *Ocotea porosa* possivelmente seja a espécie mais longa da Floresta de Araucária podendo ultrapassar 500 anos de vida (CARVALHO, 1994). Estudos baseados em contagem de anéis apontaram que *Araucaria angustifolia* cresce até cerca de 300 anos de idade (CARVALHO, 2003).

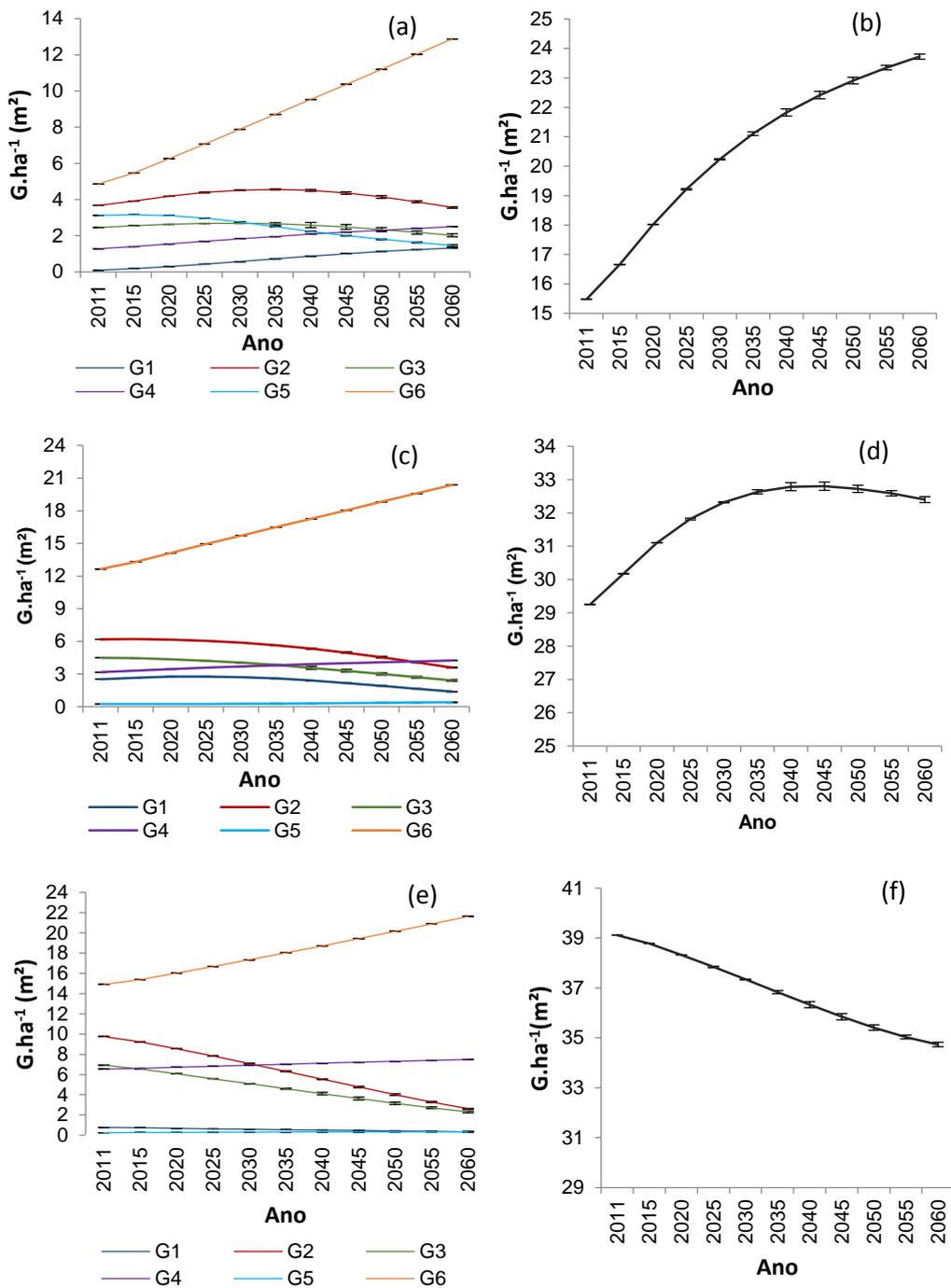


FIGURA 4. PROJEÇÕES DE 50 ANOS EM ÁREA BASAL PARA GRUPOS DE ESPÉCIES (a) E PARA A PARCELA DE MENOR ÁREA BASAL DA ÁREA AMOSTRADA (b). (—) ESTRATO INFERIOR-G₁; (—) SUBDOSEL-G₂; (—) UMBRÓFILAS DO DOSEL-G₃; (—) HELIÓFILAS DO DOSEL- G₄; (—) PIONEIRAS-G₅; (—) EMERGENTES-G₆.

Na parcela com menor densidade foi observada tendência de crescimento em área basal total (Fig.4b) durante os 50 anos de simulação, e a estabilidade do crescimento ocorre em um período próximo ao das espécies emergentes, ou seja, 200 anos após o início das simulações.

Na parcela com densidade média, o modelo indicou tendência de crescimento até um período próximo a 30 anos após o início das simulações (Fig. 4d), quando então o crescimento estabilizou.

Para a parcela de maior densidade, o modelo indicou declínio em área basal total desde o início das simulações (Fig. 4f), justificado pelo decréscimo acentuado em área basal dos grupos de espécies tolerantes à sombra Subdossel e Umbrófilas do Dossel (Fig. 4e). Como demonstrando na Fig. 2d, a sobrevivência desses grupos é afetado quando a densidade da floresta é alta. A redução em área basal total da parcela de maior densidade sugere que, provavelmente, essa parcela já atingiu seu estoque máximo.

Outros métodos de projeção já haviam sido investigados em florestas de araucária para avaliar a dinâmica florestal. Rossi (2007) desenvolveu um método de projeção da dinâmica de Floresta de Araucária por meio de processo de difusão utilizando a linguagem de programação Visual Basic. O autor ajustou modelos de incremento diamétrico (por classe diamétrica incluindo índice de competição de Kohyama), mortalidade e recrutamento (modelo gráfico). O uso do sistema de simulação e processo de difusão, revelou-se prático e eficiente na projeção da dinâmica florestal.

Sanquetta (1999) construiu um simulador (ARAUSIS) para projetar a dinâmica florestal em um fragmento de Floresta de Araucária utilizando a Matriz de Transição. Esta metodologia foi empregada em dezenas de outros trabalhos para avaliar a dinâmica florestal em diversas tipologias florestais no Brasil.

A metodologia utilizada nesta pesquisa para projeção da dinâmica florestal utilizando-se de um modelo de crescimento de árvore individual independente da distância construído para Floresta de Araucária demonstrou ser um meio eficaz para avaliar a dinâmica da floresta para grupos de espécies e para a floresta.

4. CONCLUSÕES

O método de agrupamento de espécies proposto por Alder *et al.* (2002) mostrou-se eficiente, e condizente com as características ecológicas das principais espécies da Floresta Ombrófila Mista, de acordo com a literatura.

A validação do modelo construído, utilizando-se de dados independentes e provenientes de outra área de pesquisa, indicou consistência do modelo para projetar

o crescimento da floresta como um todo e para os grupos ecológicos de espécies características da Florestas de Araucária.

As projeções realizadas para um período de 50 anos nas três parcelas da área de estudo revelaram que o grupo das espécies emergentes tende a crescer em área basal, independentemente da densidade da floresta. Por outro lado, o modelo indicou que os grupos de espécies tolerantes à sombra tendem a diminuir em área basal ao longo do tempo, sendo esta redução mais pronunciada na parcela de maior densidade.

Quanto às projeções em área basal total, o modelo indicou crescimento na parcela com menor densidade ao longo do período simulado e redução da área basal na parcela com maior densidade, sugerindo que esta parcela já atingiu o seu estoque máximo e tende a reduzir em área basal total devido à mortalidade ocorrida das espécies tolerantes à sombra.

5. REFERÊNCIAS

ALDER, D., SILVA, J.N.M. An empirical cohort model for management of *Terra Firme* forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecol. Manage.**, v. 130, p. 141-157, 2000.

ALDER, D. **Development of growth models for applications in Guyana.** Technical Report: Guyana Forestry Commission Support Project, 41p, 2002.

ALDER, D. OAVIKA, F., SANCHEZ, M., SILVA, J.N.M., van der HOUT, P., WRIGHT, H.L. A comparison of species growth rates from four moist tropical forest regions using increment-size ordination. **International Forestry Review**, v.4, n. 3, p. 196-205, 2002.

AMARANTE, C.V.T., MOTA, C.S., MEGGUER, C.A., IDE, G.M. Conservação pós-colheita de pinhões [sementes de *Araucaria angustifolia* (Bert.) Otto Kuntze] armazenados em diferentes temperaturas. **Ciência Rural**, v.37, n.2, 346-351, 2007.

BOTKIN, D.B. **Forest Dynamics: An ecological model.** Oxford University Press. 309 p, 1993.

BRAVO-OVIEDO, A., STERBA, H., RIO, M., BRAVO, F. Competition-induced mortality for Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. and *P. sylvestris* L. **Forest Ecol. Manage.**, v. 222, p. 88-98, 2006

CARLUCCI, M.B., JARENKOW, J.A., DUARTE, L.S., PILLAR, V.P. Conservação da Floresta com Araucária no extremo sul do Brasil. **Natureza & Conservação**, v.9, n.1, p. 111-114, 2011.

CARVALHO, P.E.R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira.** Colombo: EMBRAPA – CNPF; Brasília: EMBRAPA – SPI, 640 p, 1994.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras.** Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, v.1, 1039p, 2003.

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

CHAZDON, R.L. **Chance and determinism in tropical forest succession.** In: Carson, W.P., Schnitzer, S.A. Tropical Forest Community Ecology, Ed. Wiley-Blackwell, p. 384-408, 2008.

COOK R.D., WEISBERG, S. **Applied regression including computing and graphics** (Vol. 488), Wiley-Interscience, New York, 1999.

EASDALE, T.A., ALLEN, R.B., PELTZER, D.A., HURST, J.M. Size-dependent growth response to competition and environment in *Nothofagus menziesii*. **Forest Ecol. Manage.**, v. 270, p. 223-231, 2012.

EID, T., TUHUS, E. Models for individual tree mortality in Norway. **For. Ecol. Manage.**, v. 154, p. 69-84, 2001.

FARJON, A. **Araucaria angustifolia.** In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 05 May 2013, 2006.

FERRAZ, G., RUSSEL, G.J., STOUFFER, P.C., BIERREGAARD, R.O., PIMM, S.L., LOVEJOY, T.E. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. **PNAS**, v. 100, n. 24, p. 14069-14073, 2003.

FIGUEIREDO FILHO, A., DIAS, A.N., STEPKA, T.F., SAWCZUK, A.R. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em floresta ombrófila mista. **Floresta**, v. 40, n. 4, p. 763-776, 2010.

GOURLET-FLEURY S., BLANC L., PICARD N., SIST P., DICK J., NASI R., SWAINE M.D., Forni E.. Grouping species for predicting mixed tropical forest dynamics: looking for a strategy. **Ann. For. Sci.**, v. 62, p. 785-796, 2005.

HALPERN, B.C., SPIES A.T. Plant species diversity in a natural and managed forest of the Pacific Northwest. **Ecological Applications**, v. 5, n. 4, p. 913-934, 1995.

HAMILTON, D.A. A logistic model of mortality in thinned and unthinned mixed conifer stands of northern Idaho. **For. Sci.**, v. 32, p. 989-1000, 1986.

HURST, J.M., STEWART, G.H., PERRY, G.L.W., WISER, S.K., NORTON, D.A. Determinants of tree mortality in mixed old growth *Nothofagus* forest. **For. Ecol. Manage.**, v. 270, p. 189-199, 2012.

HUTH, A., DITZER, T. Simulation of the growth of a lowland Dipterocarp rain forest with FORMIX3. **Ecological Modelling**, v.134, p. 1-25, 2000.

IPEF - Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais. **A floresta e o homem**. EDUS, São Paulo, 448p, 2000.

KARIUKI, M., ROLFE, M., SIMTH, R.G.B., VANCLAY, J.K., KOOYMAN, R.M. Diameter growth performance varies with species functional-group and habitat characteristics in subtropical rainforests. **For. Ecol. Manage.**, v. 225, p. 1-14, 2006

KING, D.A., DAVIES, S.J., NOOR, N.S.Md. Growth and mortality are related to adult tree size in a Malaysian mixed dipterocarp forest. **For. Ecol. Manage.**, v. 223, p. 152-158, 2006.

KÖHLER, P., HUTH, A. The effects of tree species grouping in tropical rainforest modelling: Simulations with individual-based model FORMIND. **Ecological Modelling**, v. 109, p. 301-321, 1998.

KÖHLER, P., DITZER, T., Ong, R.C., HUTH, A. Comparison of measured and modelled growth on permanent plots in Sabahs rain forests. **For. Ecol. Manage.**, v. 144, p. 101-111, 2001.

KOCH, Z., CORRÊA, M.C. **Araucária: a floresta do Brasil meridional**. Ed. Olhar Brasileiro. 148p, 2002.

LEDERMANN, T., ECKMÜLLNER, O. A method to attain uniform resolution of the competition variable Basal-Area-in-Larger Trees (BAL) during forest growth projections of small plots. **Ecological Modelling**, v. 171, p. 195-206, 2004.

LIU, J., ASHTON, P.S. FORMOSAIC: an individual-based spatially explicit model for simulating forest dynamics in landscape mosaics. **Ecological Modelling**, v. 106, p.177-200, 1998.

MENDES, J.B. **Incentivos e mecanismos financeiros para o manejo florestal sustentável na região sul do Brasil**. Relatório da FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nation), 136 p, 2004.

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

NAMAALWA, J., Eid, T., SANKHAYAN, P. A multi-species density-dependent matrix growth model for the dry woodlands of Uganda. **For. Ecol. Manage.**, v. 213, p. 312-327, 2005.

NEWTON, A.C. **Forest ecology and conservation: a Handbook of techniques.** Oxford University Press, USA, 1st Ed., 454 p, 2007.

PHILIPS, P.D., YASMAN, I., BRASH, T.E., van GARDINGEN, P.R. Grouping tree species for analysis of forest data in Kalimantan (Indonesian Boreo). **For. Ecol. Manage.**, v.157, p. 205-216, 2002.

PICARD, N., MORTIER, F., ROSSI, V., GOURLET-FLEURY, S. Clustering species using a model of population dynamics and aggregation theory. **Ecological Modelling**, v. 221, p. 152-160, 2010.

PICARD, N., KOHLER, P., MORTIER, F., GOURLET-FLEURY, S. A comparison of five classifications of species into functional groups in forests of French Guiana. **Ecological Complexity**, v. 11, p. 75-83, 2012.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield: from measurement to model.** Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2009.

PURVES, D., PACALA, S. Predictive Models of Forest Dynamics. **Science**, v. 320, p. 1452-1453, 2008.

PÜTZ, S., GROENEVELD, J., ALVES, L.F., METZGER, J.P., HUTH, A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, v. 222, p. 1986-1997, 2011.

RITCHIE, M.W., SKINNER, C.N., HAMILTON, T.A. Probability of tree survival after wildfire in an interior pine forest of northern California: Effects of thinning and prescribed fire. **For. Ecol. Manage.**, v. 247, p. 200-208, 2007.

ROSSI, L.M.B. **Processo de difusão para simulação da dinâmica de floresta natural.** 148 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, 2007.

SANDS, R. **Forestry in a Global Context.** Cabi Publishing, 269p, 2005.

SANQUETTA, C.R. ARAUSIS: Sistema de simulação para manejo sustentável de florestas de Araucária. **Revista Floresta**, v. 29, p.115-121.

SATO, H. Simulation of the vegetation structure and function in a Malaysian tropical rain forest using the individual-based dynamic vegetation model SEIB-DGVM. **For. Ecol. Manage.**, v. 257, p. 2277-2286, 2009.

TIETJEN, B., HUTH, A. Modelling dynamics of managed tropical rainforests-An aggregated approach. **Ecological Modelling**, v. 199, p. 421-432, 2006.

VANCLAY, J.K. Aggregating tree species to develop diameter increment equations for tropical rainforests. **For. Ecol. Manage.**, v. 42, p. 143-168, 1991a.

VANCLAY, J.K. Mortality functions for north Queensland rainforests. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 4, p. 15-36, 1991b.

VANCLAY, J.K. Compatible deterministic and stochastic predictions by probabilistic modeling of individual trees. **For. Sci.**, v. 37, n. 6, p. 1656-1663, 1991c.

VANCLAY, J.K. **Modelling Forest Growth and Yield: Applications to Mixed Tropical Forests**. CAB International, Wallingford, U.K. 312p, 1994.

VANCLAY, J.K. Growth models for tropical forests: a synthesis of models and methods. **For. Sci.**, v. 41, p. 7-42, 1995.

VANCLAY, J.K. Growth modelling and yield prediction for sustainable forest management. **The Malaysian Forester**, v. 66, n.1, p. 58-69, 2003.

VANCLAY, J.K. **Modelling Continuous Cover Forests**. In: .PUKKALA, T., VON GADOW, K. *Continuous Cover Forestry*, Managing Forest Ecosystems, 2nd Ed., Springer, 296p, 2012.

WEISKITTEL, A.R., HANN, D.W., KERSHAW Jr, J.A., VANCLAY, J.K. **Forest Growth and Yield Modeling**. Wiley-Blackwell, 415p, 2011.

WERNSDÖRFER, H., ROSSI, V., CORNU, G., ODDOU-MURATORIO, S., GOURLET-FLEURY, S. Impact of uncertainty in tree mortality on the predictions of a tropical forest dynamics model. **Ecological Modelling**, v. 218, p. 290-306, 2008.

ZHANG, J., HAO, Z, SUN, I.F., SONG, B., YE, J., LI, B., WANG, X. Density dependence on tree survival in an old-growth temperate forest in northeastern China. **Ann. For. Sci.**, v. 66, n. 2, (204), 2009.

ZHAO, D., BORDERS, B., WILSON, M. Individual-tree diameter growth and mortality models for bottomland mixed-species hardwood stands in the lower Mississippi alluvial valley. **For. Ecol. Manage.**, v.199, p. 307-322, 2004.

APÊNDICE 1: LISTA DE ESPÉCIES CLASSIFICADAS EM ORDEM DE ABUNDÂNCIA EM CADA GRUPO.

Nome científico	Família	Inc. Med	Dap* max.	N.ha ^{-1*}
GRUPO 1 –ESTRATO INFERIOR				
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	Rubiaceae	0,215	30,56	16,6
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	Myrtaceae	0,199	31,26	8,52
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrtaceae	0,133	25,78	6,12
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Sapindaceae	0,146	24,67	4,56
<i>Curitiba prismatica</i> (D.Legrand) Salywon & Landrum	Myrtaceae	0,192	31,19	3,88
<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Eichler	Simaroubaceae	0,224	29,06	2,08
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	Salicaceae	0,182	23,11	1,24
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg	Myrtaceae	0,207	31,67	1,20
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	Sapindaceae	0,189	19,10	0,96
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	Salicaceae	0,120	17,92	0,72
<i>Banara tomentosa</i> Clos	Salicaceae	0,087	16,23	0,24
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	Myrtaceae	-	10,82	0,24
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs	Euphorbiaceae	0,120	21,17	0,20
<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	Solanaceae	0,212	17,09	0,20
<i>Maytenus officinalis</i> Mabb.	Celastraceae	0,187	21,33	0,20
<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	Picramniaceae	0,246	18,62	0,20
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae	0,148	14,16	0,16
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	Myrtaceae	0,075	15,92	0,12
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	Annonaceae	0,126	16,23	0,08
<i>Solanum bullatum</i> Vell.	Solanaceae	0,228	17,63	0,08
<i>Myrcia lajeana</i> D.Legrand	Myrtaceae	0,100	15,28	0,08
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	0,111	19,58	0,08
<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck.	Rutaceae	0,147	12,10	0,08
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	Myrtaceae	0,129	19,89	0,08
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	Myrtaceae	0,177	11,94	0,04
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Salicaceae	0,191	15,66	0,04
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	Loganiaceae	0,120	12,10	0,04
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	-	10,50	0,04
<i>Baccharis semisserata</i> DC.	Asteraceae	-	13,20	0,04
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Myrtaceae	-	10,12	0,04
<i>Cordyline spectabilis</i> Kunth & Bouché	Asparagaceae	-	12,09	0,04
<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D. Legrand	Myrtaceae	-	11,36	0,04
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	Meliaceae	-	10,34	0,04
GRUPO 2 SUB-BOSQUE				
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Lauraceae	0,141	56,34	49,84
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Aquifoliaceae	0,199	43,77	47,40
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Salicaceae	0,181	45,96	28,24
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Arecaceae	0,092	36,29	16,88
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Myrsinaceae	0,132	35,97	15,36
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae	0,275	34,06	11,2
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	Aquifoliaceae	0,118	40,11	9,68
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Rosaceae	0,176	37,91	8,92
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	Fabaceae	0,141	38,04	8,48
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Myrtaceae	0,217	37,72	5,68
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	Myrtaceae	0,150	35,01	5,28
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	Salicaceae	0,206	61,43	5,12
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	Sapotaceae	0,234	36,92	3,52
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Bignoniaceae	0,172	39,31	3,12
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	Fabaceae	0,179	42,88	2,64
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	Winteraceae	0,191	40,43	2,12
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Sapindaceae	0,169	40,27	1,80
<i>Inga virescens</i> Benth.	Fabaceae	0,259	33,96	1,48
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	Aquifoliaceae	0,127	27,76	1,12
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Sapotaceae	0,251	26,74	1,08
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Euphorbiaceae	0,106	27,53	0,96

<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Lythraceae	0,191	40,74	0,84
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.				0,76
<i>Cassia leptophylla</i> Vogel	Fabaceae	0,146	31,04	0,72
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R.S.Cowan) P.G.Waterman	Rutaceae	0,208	31,96	0,44
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	Aquifoliaceae	0,193	29,98	0,36
<i>Ficus enormis</i> Mart. ex Miq.	Moraceae	0,123	28,97	0,20
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) B.D.Jackson	Lamiaceae	0,193	25,46	0,16
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	Lamiaceae	0,103	32,31	0,08
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	0,212	25,62	0,04
<i>Maytenus grandiflora</i> Reissek	Celastraceae	0,159	27,06	0,04
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	0,014	33,42	0,04
<i>Drimys angustifolia</i> Miers	Winteraceae	-	10,18	0,04
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Myrsinaceae	-	10,12	0,04
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	Lauraceae	-	14,00	0,04
<i>Randia ferox</i> DC.	Rubiaceae	-	12,25	0,04
<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	Symplocaceae	-	11,87	0,04
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	Symplocaceae	-	19,19	0,04
GRUPO 3 - UMBRÓFILAS DO DOSSEL				
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	Lauraceae	0,213	64,14	32,64
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae	0,232	73,53	15,72
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sapindaceae	0,180	61,02	14,68
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	Canellaceae	0,177	55,70	11,60
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Clethraceae	0,246	54,75	4,04
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	Elaeocarpaceae	0,179	59,84	4,00
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Styracaceae	0,263	47,75	3,80
<i>Vernonanthura petiolaris</i> (DC.) H.Rob.	Asteraceae	0,258	46,31	1,60
<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	Myrtaceae	0,282	33,42	1,56
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae	0,214	48,06	1,16
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae	0,185	46,63	1,00
<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Anacardiaceae	0,183	73,53	0,84
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae	0,198	49,66	0,80
<i>Persea major</i> L.E.Kopp	Lauraceae	0,217	49,97	0,64
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Malvaceae	0,174	38,67	0,48
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	Lauraceae	0,225	40,43	0,28
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Myrsinaceae	0,103	36,35	0,20
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Cunoniaceae	0,155	43,93	0,20
<i>Quillaja brasiliensis</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Mart.	Quillajaceae	0,175	42,97	0,20
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Myrtaceae	0,228	43,61	0,12
GRUPO 4 - HELIÓFILAS DO DOSSEL				
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	0,348	82,60	14,52
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Lauraceae	0,299	86,58	12,60
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae	0,271	69,07	8,88
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	Myrtaceae	0,290	49,66	5,84
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart. ex Nees)	Lauraceae	0,288	53,00	2,12
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	Sapindaceae	0,358	52,20	1,56
<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	Theaceae	0,310	49,34	1,08
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	Araliaceae	0,385	46,95	0,88
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Fabaceae	0,481	84,13	0,80
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	Lauraceae	0,295	34,85	0,60
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae	0,361	52,84	0,52
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	Lauraceae	0,366	54,62	0,32
<i>Cedrela lilloi</i> C.DC.	Meliaceae	1,000	35,97	0,04
GRUPO 5 - PIONEIRAS				
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	Rubiaceae	0,483	52,52	4,40
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	Asteraceae	0,369	34,38	1,36
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén	Asteraceae	0,504	42,34	1,32
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	Asteraceae	0,456	31,19	0,48
<i>Albizia edwallii</i> (Hoehne) Barneby & J.W.Grimes	Fabaceae	0,341	21,20	0,28

<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Fabaceae	0,504	45,55	0,20
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Fabaceae	0,619	110,45	0,20
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	Rubiaceae	0,305	21,65	0,16
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	Lauraceae	0,491	23,24	0,04
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger <i>et al.</i>	Moraceae	0,364	12,73	0,04
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Fabaceae	0,389	16,36	0,04
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Solanaceae	0,470	14,26	0,04
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart. ex Miq.	Symplocaceae	0,382	18,62	0,04
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	Fabaceae	0,619	22,60	0,04
GRUPO 6 - EMERGENTES				
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Araucariaceae	0,417	121,44	41,32
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	Lauraceae	0,376	155,97	18,76

Inc.Med=incremento diamétrico médio (cm/ano), dap max.=dap máximo (cm), *para dados de 2011; hífen (-) na coluna de incremento diamétrico indica que a espécie ingressou em 2011 e, portanto, não apresenta dados de crescimento.

**CAPÍTULO II - SIMULAÇÃO DE REGIMES DE MANEJO EM FLORESTA
OMBRÓFILA MISTA COM O USO DE UM MODELO DE CRESCIMENTO
INDIVIDUAL**

SIMULAÇÃO DE REGIMES DE MANEJO EM FLORESTA OMBRÓFILA MISTA COM O USO DE UM MODELO DE CRESCIMENTO INDIVIDUAL

RESUMO

As florestas nativas de araucária no sul do Brasil estão, atualmente, distribuídas em fragmentos existentes principalmente nas pequenas propriedades rurais. A legislação em vigor inviabiliza seu manejo e, nos últimos anos, estudos indicaram que essas florestas vêm perdendo grandes áreas naturais devido à conversão para outros usos do solo. Muitos técnicos florestais consideram que o manejo florestal de maneira sustentável é a única forma de conservar as Florestas de Araucária que estejam fora de áreas protegidas. O objetivo deste trabalho foi simular a produção volumétrica e a composição florística de grupos ecológicos em diferentes regimes de manejo, que poderiam ser adotados em um eventual plano de manejo em Florestas de Araucária no Brasil. Para isso, foi construído um modelo de crescimento e produção baseado na árvore individual, ajustado com dados provenientes de parcelas permanentes de uma área amostrada de 25 ha que não sofreu distúrbio nos últimos 70 anos. As simulações foram realizadas testando-se diferentes ciclos e diâmetros mínimos de corte. Os resultados indicaram não haver diferença significativa na produção e composição florística nos ciclos e diâmetros mínimos de corte testados, embora um diâmetro mínimo de 40 cm para essa tipologia seja mais indicado.

Palavras-chave: ciclo de corte, diâmetro mínimo de corte, *Araucaria angustifolia*.

ABSTRACT

Native Araucaria forests in southern Brazil are, at the present time, fragmentary and found mostly within small farms. Current legislation prohibits their management of these forests, and, in recent years, studies have indicated that large extents of these forests have been lost to land-use conversion. Many foresters believe that sustainable forest management is the only way to maintain Araucaria forests on unprotected land. The aim of this study was to simulate timber yield and species group composition under different logging scenarios that could be adopted as part of a potential management plan in Araucaria forests in Brazil. To this end, we constructed an individual-based growth model that was parameterized to data from permanent plots of a 25-ha sample area that has remained undisturbed for the last 70 years. An estimation of available volumes was carried out for various combinations of minimum cutting diameters and cutting cycles. The results showed no significant difference in harvestable volume and species group composition among the logging scenarios simulated, although a minimum diameter of 40 cm is best suited to this forest type.

Keywords: cutting cycle, minimum diameter cutting, *Araucaria angustifolia*.

1. INTRODUÇÃO

No século XIX, as Florestas de Araucária dominavam o sul do Brasil. A exploração florestal desenfreada no século passado, expansão de culturas agrícolas pastagens e plantios florestais comerciais, levou essa tipologia florestal a se reduzir a fragmentos, localizados em sua grande maioria em áreas de pequenos proprietários.

Até meados dos anos 80 a legislação brasileira era pouco restritiva quanto ao manejo na Floresta de Araucária e sua exploração era permitida em praticamente quase todas as árvores acima de 40 cm (BASSO, 2010). Atualmente, a Floresta de Araucárias é uma das tipologias florestais mais ameaçadas do Brasil (CARLUCCI *et al.*, 2011). Sua espécie principal, a *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze é considerada em risco de extinção e a legislação não permite mais seu manejo, bem como o de outras espécies comerciais dessa tipologia florestal.

É inegável que propor um modelo de manejo para a FOM representa, hoje, um desafio, pela multiplicidade e fragilidade dos ecossistemas envolvidos, pelos inúmeros fatores e variáveis a considerar quando do planejamento de operações e pela falta de parâmetros técnicos suficiente e adequadamente validados por experiências anteriores (ROSOT, 2007). Porém, um "meio termo" entre o desmatamento e a proteção total das florestas deve ter maior atenção por parte de pesquisadores, organizações conservacionistas e legisladores, visto que, exceto as áreas protegidas, a maioria das florestas tropicais ou foi, ou será explorada seletivamente (PUTZ *et al.*, 2012). A regularização do manejo de florestas fora das áreas protegidas é uma grande contribuição para preservar a diversidade em florestas tropicais (CORLETT e PRIMACK, 2008), e o manejo florestal, se implementado corretamente, pode salvar algumas florestas no mundo (PEARCE *et al.*, 2003).

A literatura diferencia claramente o manejo sustentável de madeira e manejo sustentável da floresta (PEARCE *et al.*, 2003).

O manejo sustentável de madeira (MST) tem como objetivo o fluxo contínuo de produto florestal para abastecer as necessidades do homem visando minimizar efeitos adversos (PENG, 2000). Gestores florestais deveriam almejar um planejamento de colheita visando um regime sustentável de madeira (DAUBER *et al.*, 2005), que é uma condição necessária do manejo florestal sustentável (PICARD *et al.*, 2009) quando esse engloba a extração de madeira em seu plano.

O segundo aspecto, Manejo Florestal Sustentável (MFS), inclui valores econômicos e sociais e pode agregar a utilização de produtos-não madeiráveis para comunidades dependentes da floresta (RENNOLLS *et al.*, 2007), porém dois pontos importantes no MFS são: a sustentabilidade de madeira e uma análise ecológica dentro do plano de manejo (HUTH e DITZER, 2001). O sucesso do manejo florestal sustentável depende da habilidade de adaptar as estratégias de manejo para a dinâmica natural da floresta ou manipular os processos naturais de acordo com os objetivos do manejo (FYRST *et al.*, 2007).

No caso da implementação de um MST ou MFS para a Floresta de Araucária, uma pergunta que surge é: qual ciclo de corte deveria ser adotado, considerando que a espécie principal é longeva, de madeira densa e rápido crescimento? E o diâmetro mínimo de corte (DMC) a ser fixado? Deveriam ser os mesmos adotados em florestas tropicais?

No "Sistema Malaio de Manejo Seletivo" são adotados ciclos de corte em florestas tropicais de 25 a 40 anos com DAP mínimo de corte entre 50 e 60 cm (van GARDINGEN *et al.*, 2003). Na África, os ciclos de corte são fixados pela legislação (ex. na Rep. dos Camarões são determinados ciclos de 30 anos) ou podem variar em diferentes unidades de manejo, enquanto que os diâmetros mínimos de corte variam para cada espécie comercial (PICARD *et al.*, 2009). A lei que regulamenta o manejo florestal sustentável na Amazônia brasileira (Resolução CONAMA 406/2009) determina que, se o sistema de colheita for mecanizado, ciclos de no mínimo 25 anos e de no máximo 35 anos devem ser utilizados; porém se o sistema de colheita não for mecanizado, devem ser aplicados ciclos de no mínimo 10 anos. Já o diâmetro mínimo de corte previsto na lei para as espécies que ainda não foram regulamentadas é de 50 cm. Outras diretrizes de como manter um número mínimo de árvores por espécie em cada unidade de manejo também devem ser obedecidas.

As florestas subtropicais são similares às tropicais, porém com menor crescimento (SANDS, 2006). No entanto, ao comparar as Florestas de Araucária localizadas no sul do Brasil com florestas tropicais, algumas diferenças ainda são evidentes. Elas não apresentam a abundância de espécies emergentes, que atingem grandes tamanhos, como encontrados em florestas tropicais. Não apresentam grandes áreas contíguas como na região amazônica, por exemplo, mas ocorrem em porções fragmentadas. Um eventual plano de manejo florestal nessas áreas deveria ter como objetivo principal, a subsistência do pequeno produtor, diferente do que

ocorre em florestas tropicais, onde grande parte das áreas passíveis de manejo está localizada principalmente em propriedades de empresas privadas, que visam a exploração florestal para fins comerciais. Embora os preços de madeira da floresta tropical não estejam atrativos para fins comerciais, o manejo florestal tem papel importante visando subsistência do pequeno produtor rural, seja em remanescentes florestais ou áreas agrícolas abandonadas para crescimento da floresta sob regeneração natural (KAMMESHEIDT *et al.*, 2002).

Em um eventual plano de manejo nessas florestas, ciclos menores deveriam ser adotados, como, por exemplo, os que ocorrem em algumas áreas de pequenos proprietários na Amazônia, em que são adotados ciclos de 10 anos, utilizando um sistema de colheita de baixo impacto sob tração animal, com taxa de corte de 10 m³/ha (D'OLIVEIRA e BRAZ, 2006). Ciclos de 10 anos com retirada de no máximo 20 árvores por hectare com diâmetro mínimo de 30 cm apresentaram maior produção do que ciclos de 30 anos com diâmetro mínimo de corte de 35 cm em simulações realizadas em fragmentos de floresta secundária resultantes de áreas de abandono agrícola (KAMMESHEIDT *et al.*, 2002).

Estudos que visem o manejo em Florestas de Araucária ainda são incipientes. Na realidade, mesmo em florestas tropicais, poucos trabalhos objetivaram avaliar a produção de madeira (GLAUNER *et al.*, 2003; HUTH e DITZER, 2001), ou mesmo a composição florística no final do horizonte de planejamento, quando a floresta é submetida a diferentes tipos de manejo. Esse tipo de investigação poderia ser feito sob monitoramento de longos anos ou décadas em parcelas permanentes pós-exploração (SILVA *et al.*, 1995), mas isto não seria viável atualmente na Floresta de Araucária no sul do Brasil, já que não estão disponíveis unidades experimentais que tenham sofrido intervenção nos últimos anos, principalmente devido às restrições impostas pela legislação para o seu manejo. Assim sendo, uma análise para investigar a produção de madeira e a composição florística sob diferentes regimes de manejo só seria possível utilizando modelos e simuladores de crescimento da floresta (PENG, 2000).

Modelos de crescimento e produção disponibilizam informação para decisões relativas a tratos silviculturais e manejo florestal, e auxiliam na tomada de decisão para definir o corte e venda da madeira em função do crescimento predito, considerando talhão, floresta e áreas mais extensas (PHILIP, 1994; AVERY e BURKHART, 2002). É um meio que cientistas têm de transferir seu conhecimento para

legisladores na implementação de políticas públicas objetivando o manejo florestal sustentável (VANCLAY, 1994a; RENNOLLS *et al.*, 2007).

Diversos níveis de modelos de crescimento e produção para florestas mistas têm sido desenvolvidos, como por exemplo: povoamento total, por classe diamétrica ou árvore individual (VANCLAY, 1994a; PORTÉ e BARTELINK, 2002), porém os modelos de árvore individual oferecem diversas vantagens comparados à outras abordagens, pois são mais flexíveis, acuradamente caracterizam o crescimento sob diferentes condições da floresta e provêm grande resolução e detalhes (WEISKITTEL *et al.*, 2011).

O objetivo desta pesquisa foi avaliar a produção de madeira e composição de grupos ecológicos ao simular diferentes regimes de manejo que poderiam ser adotados em um eventual sistema de manejo a ser implantado em Florestas de Araucária no sul do Brasil, utilizando um modelo de árvore individual construído para este fim.

2. METODOLOGIA

2.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo é um fragmento relativamente extenso de Floresta de Araucária em estágio avançado de sucessão localizada em uma Unidade de Conservação denominada Floresta Nacional - FLONA de Irati (25.4°S, 50.6°W), que não sofreu distúrbio nos últimos 70 anos. As parcelas permanentes foram instaladas em 2002 e desde então vêm sendo inventariadas seguindo intervalos de 3 anos (2002, 2005, 2008, 2011). Elas estão dispostas em 25 parcelas contíguas de 1 ha e cada parcela é subdivida em 4 subparcelas de 50 m x 50 m. As árvores acima de 10 cm tiveram medidos seu DAP foram e foram identificadas quanto à espécie.

O clima da região é “Cfb”, segundo a classificação de Köppen, com precipitação média anual de 1.442 mm e sem estação seca. A temperatura média em Janeiro é de 22°C e a de Julho se concentra em torno de 10°C, com mais de cinco geadas por ano.

As Florestas de Araucária ocorrem principalmente no sul do Brasil, entre 20-30°S (BEHLING e PILLAR, 2007) e podem conter centenas de espécies florestais.

Devido à severa fragmentação a que essas florestas foram submetidas, atualmente a área original da Floresta de Araucária se encontra reduzida a fragmentos, com poucos deles maiores do que 50 ha de extensão (FUPEF, 2001).

2.2 AGRUPAMENTO DE ESPÉCIES

Em florestas com grande diversidade é impraticável o ajuste de modelos matemáticos para cada espécie e, para reduzir o número de parâmetros, as espécies devem ser agrupadas de acordo com características em comum (PURVES e PACALA, 2008, PICARD *et al.*, 2012).

No último levantamento realizado, em 2011, a área de estudo apresentou mais de 120 espécies identificadas, porém muitas delas apresentaram um único indivíduo. Deste modo, 106 espécies que apresentaram mais de 10 observações foram agrupadas, determinando-se o incremento diamétrico médio e diâmetro percentil 95% de cada espécie, seguindo a metodologia proposta por Alder *et al.* (2002), que define grupos ecológicos de acordo com a posição dos pontos no gráfico de dois eixos apresentado na Figura 1. Esse método é um eficiente meio para agrupamento de espécies para modelagem do crescimento (VANCLAY, 2003b). As espécies com menos de 10 observações foram alocadas em grupos ecológicos que mais se aproximam à ecologia da espécie.

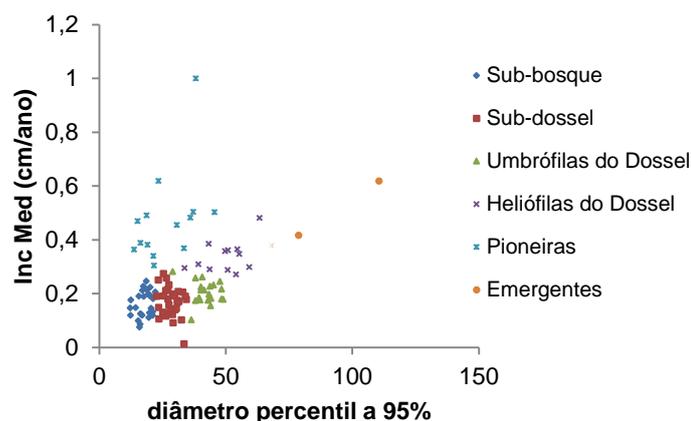


FIGURA 1 - GRÁFICO DE DOIS EIXOS PROPOSTO POR ALDER *et al.* (2002) CONSTRUÍDO COM AS ESPÉCIES DESTE ESTUDO. CADA COR INDICA A FORMAÇÃO DE UM GRUPO DIFERENTE

2.3. SUBMODELOS AJUSTADOS

Foram ajustados submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento para os grupos ecológicos formados. O submodelo de incremento diamétrico utilizado foi o sugerido por Vanclay (2012):

$$\ln(\Delta d + 0,2) = \beta_0 + \beta_1 \cdot DAP + \beta_2 \cdot \ln DAP + \beta_3 \cdot BAL + \beta_4 \cdot G$$

em que \ln é o logaritmo neperiano; Δd é o incremento diamétrico (cm/ano); DAP o diâmetro à altura do peito (cm) calculado para a metade do intervalo (Vanclay, 1994a); BAL a *basal area in larger trees* ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$), G a área basal da parcela ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) e β_i os coeficientes estimados.

Para o cálculo do índice BAL, parcelas de 2.500 m^2 foram utilizadas, enquanto que para o cálculo de G foram empregadas parcelas de 1 ha (100 m x 100 m), pois em uma análise prévia, esses foram os tamanhos de parcelas que apresentaram significância em relação ao incremento diamétrico.

Foi utilizada a regressão logística para modelar a sobrevivência de árvores individuais. As variáveis independentes utilizadas no submodelo de sobrevivência foram as mesmas usadas nos submodelos de incremento diamétrico, testando-se, no entanto, outras transformações além do logaritmo neperiano do DAP como, por exemplo, o $DAP^{0.5}$, DAP^2 e DAP^{-1} . O submodelo utilizado foi:

$$p = [1 + \exp^{-(\beta_0 + \beta_1 \cdot X_1 + \beta_2 \cdot X_2 + \beta_3 \cdot BAL + \beta_4 \cdot G)}]^{-1}$$

em que p é a probabilidade de sobrevivência em três anos, X_1 e X_2 são transformações do DAP, e BAL e G, já definidos.

Para modelagem do recrutamento foram utilizadas as 25 parcelas de 1 ha e o submodelo utilizado foi:

$$\ln(N+1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot Gi + \beta_2 \cdot Gi^2 + \beta_3 \cdot G$$

em que \ln é o logaritmo neperiano, N é o número de árvores que ingressaram por parcela; Gi é a área basal do grupo na parcela ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) e G a área basal da parcela ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$).

A qualidade de sítio foi determinada pelo método de ajustes de curvas h-d, conhecida como forma de sítio (*site form*) (VANCLAY e HENRY, 1988), um método eficiente para quantificar o sítio em florestas onde não se conhece a idade (HERRERA-FERNÁNDEZ *et al.*, 2004). Como havia duas equações de volume de dupla entrada (DAP e ht) disponíveis, uma para araucária e outra para angiospermas (IBDF/FATEC, 1983), foram ajustados dois submodelos h-d, sendo um para araucária e outro para as angiospermas utilizando:

$$h_t = \beta_0 + \beta_1[\text{parcela} \cdot \ln(\text{DAP})]$$

em que ht é a altura total (m) e [parcela*ln(DAP)] é uma interação entre a variável categórica parcela (1 ha) e o logaritmo neperiano do DAP (cm).

Deste modo, o sítio (curva h-d) e o volume para *Araucaria angustifolia* foram computados separadamente de *Ocotea porosa*, já que apenas essas duas espécies compõem o grupo das emergentes (Tabela 1). Portanto, a *Araucaria angustifolia* foi considerada como Grupo 7 e a *Ocotea porosa*, o Grupo 6. Ambas as espécies apresentam grande valor comercial, cujas madeiras talvez sejam as mais valorizadas no mercado pertencentes a essa tipologia florestal.

Os coeficientes dos submodelos descritos foram ajustados no software estatístico livre ARC (COOK e WEISBERG, 1999). As simulações foram realizadas com o software Simile (MUETZELFELDT e MASSHEDER, 2003), uma ferramenta poderosa para modelagem do crescimento de florestas (VANCLAY, 2003a, 2003b, 2006).

A validação do modelo foi realizada com dados independentes, provenientes de uma área de pesquisa em uma Floresta Ombrófila Mista localizada na FLONA de Três Barras, estado de Santa Catarina. Nesse local, 26 parcelas permanentes (1ha) foram instaladas e as árvores com DAP igual ou maior que 10 cm foram medidas em 2004 e remeidas em 2009. Assim, o modelo foi inicializado com os dados de 2004 e a comparação entre valores observados e projetados foi realizada para área basal dos grupos ecológicos e das parcelas com os dados levantados em 2009, utilizando as estatísticas: viés, precisão e acurácia (PRETZSCH, 2009). Não foi possível validar o modelo com a variável de interesse (volume), pois não haviam dados de alturas (necessários para estimar o volume individual das árvores) no banco de dados utilizado para a validação.

2.4 SIMULAÇÕES DE MANEJO

A intensidade de corte ideal varia em cada unidade de manejo, de acordo com a composição florística e presença de espécies comerciais e cada bloco ou unidade de manejo deveria ser analisada separadamente (VANCLAY, 1994b, ROCKWELL *et al.*, 2007). Nesse caso, as análises foram feitas para cada uma das 25 unidades de estudo.

O modelo simula cortes, mediante uma prévia definição do usuário sobre o ciclo, diâmetro mínimo e intensidade de corte. Deste modo, a disponibilidade de madeira para corte em cada unidade amostral dependerá das restrições de corte impostas pelo usuário em função do ciclo, diâmetro mínimo e intensidade de corte.

Foram definidos dois critérios de corte para a produção sustentável de madeira: 1) que o volume disponível para corte inicial (observado) seja próximo ao volume disponível para corte final (simulado pelo modelo) e 2) que o volume total inicial (observado) seja próximo ao volume total final (simulado pelo modelo). Para atender esses dois critérios, foram realizadas simulações ajustando a intensidade de corte por tentativa e erro para um horizonte de planejamento de 120 anos, a partir dos dados do último levantamento realizado, em 2011.

2.4.1 Ciclos de Corte

Os modelos de simulação são grandes ferramentas para testar o rendimento sustentável de madeira ao longo de vários ciclos de corte, permitindo, assim, averiguar o volume médio cortado ao longo do tempo (VANCLAY, 1994b). Embora bastante estudado em florestas tropicais, a análise de ciclos de corte ainda é incipiente na tipologia Floresta de Araucária. Considerando que essa floresta se apresenta em fragmentos localizados principalmente em áreas de pequenos proprietários, ciclos curtos de 5 e 10 anos foram testados. Para fins comparativos, também foram analisados ciclos de 30 anos a fim de identificar se existe diferença significativa no volume médio e composição florística ao utilizar ciclos maiores em comparação a ciclos mais curtos (5 e 10 anos).

2.4.2. Diâmetro Mínimo

Na maioria das florestas tropicais, árvores potencialmente suscetíveis ao corte são determinadas por um diâmetro mínimo de corte (DAUBER *et al.*, 2005). A interpretação dessa diretriz como única e isolada é errônea e algumas árvores acima desse diâmetro pré-estabelecido deveriam permanecer na unidade de manejo como árvores matrizes ou portas-semente (SHEIL e van HEIST, 2000).

A lei que regulamentava o manejo de Florestas de Araucária há alguns anos atrás, determinava um diâmetro mínimo de corte de 40 cm, porém essa lei, como mencionado anteriormente, não vigora mais.

Para este estudo, foram testados diâmetros mínimos de 30 e 40 cm com o objetivo de avaliar a diferença na composição dos grupos e do estoque volumétrico no final de 120 anos de simulação.

2.4.3. Regimes de Manejo

Foram testados seis regimes de manejo, variando-se o ciclo e o diâmetro mínimo de corte: (5 anos x 30 cm), (5 anos x 40 cm), (10 anos x 30 cm), (10 anos x 40 cm), (30 anos x 30 cm) e (30 anos x 40 cm).

Investigou-se qual regime de manejo resultaria em um maior retorno em volume de madeira total a ser cortado e também os grupos em separado. As simulações foram realizadas para as 25 parcelas da área de estudo, atendendo aos critérios de produção sustentada de volume disponível para corte e volume total, para um horizonte de planejamento de 120 anos.

Em todos os regimes de manejo testados, o modelo de crescimento foi configurado para que o primeiro corte fosse realizado no ano de 2014, ou seja, o modelo simula três anos de crescimento antes do primeiro corte, já que, como mencionado, as simulações foram efetuadas com os dados do último levantamento de campo, efetuado em 2011.

Para avaliar a existência de diferenças estatísticas entre os regimes de manejo aplicados, a disponibilidade de volume para corte foi dividida pelo número de anos de cada ciclo e então o volume disponível para corte anual foi comparado entre

os diferentes regimes para 120 anos de projeção. As diferenças estatísticas foram analisadas a 5% de probabilidade (ANOVA).

3. RESULTADOS

3.1. SUBMODELOS AJUSTADOS PARA OS GRUPOS ECOLÓGICOS

A Tabela 1 apresenta um resumo dos grupos ecológicos formados e as duas principais espécies de cada grupo em ordem de abundância nos 25 ha de área amostrada.

TABELA 1 - RESUMO DOS 6 GRUPOS ECOLÓGICOS FORMADOS E AS PRINCIPAIS ESPÉCIES DE CADA GRUPO EM ORDEM DE ABUNDÂNCIA

Grupo	Família (Nº de espécies)	$\bar{\Delta d}$	DAP max*	N.ha ⁻¹ *
1 – Estrato Inferior	(19)	0,16	31,67	46,96
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	Rubiaceae	0,21	30,56	16,60
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	Myrtaceae	0,19	31,26	8,52
2- Sub-dossel	(30)	0,18	61,43	232,84
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Lauraceae	0,14	56,34	49,84
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Aquifoliaceae	0,19	43,77	47,40
3- Umbrófilas do Dossel	(23)	0,21	73,53	95,44
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	Lauraceae	0,21	64,14	32,64
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae	0,23	73,53	15,72
4- Heliófilas do Dossel	(16)	0,31	110,45	50,36
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	0,34	82,60	14,52
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Lauraceae	0,29	86,58	12,60
5- Pioneiras	(16)	0,37	52,52	8,90
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	Rubiaceae	0,48	52,52	4,40
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	Asteraceae	0,37	34,38	1,36
6- Emergentes	(2)	0,40	155,97	60,08
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze †	Araucariaceae	0,42	121,44	41,32
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	Lauraceae	0,38	155,97	18,76

$\bar{\Delta d}$ = incremento diamétrico médio (cm/ano), DAP max. = DAP máximo (cm), * para dados de 2011, † a araucária foi considerada como Grupo 7 nas análises volumétricas devido a diferentes equações de volume disponíveis para angiospermas e araucárias e *Ocotea porosa* foi a única espécie avaliada no Grupo 6.

Uma análise da Tabela 1 indica que, em média, grande parte das espécies é tolerante à sombra (75% - pertencentes aos grupos 1, 2 e 3). O estrato superior da floresta, composto principalmente por espécies emergentes e heliófilas do dossel, apresentam proporções parecidas (12 e 10%, respectivamente), enquanto que as

espécies pioneiras apresentaram valores médios próximos a 2%. A pouca proporção de espécies pioneiras é um indicativo do estágio avançado de sucessão em que se encontra a floresta.

Na Tabela 2 estão os coeficientes dos submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento ajustados para os 6 grupos ecológicos formados.

TABELA 2 - COEFICIENTES DOS SUBMODELOS AJUSTADOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO, SOBREVIVÊNCIA E RECRUTAMENTO PARA OS SEIS GRUPOS ECOLÓGICOS

Sub modelo	Var.	Grupos					
		1 (n=3489)	2 (n=17421)	3 (n=7175)	4 (n=3777)	5 (n=717)	6 (n=4504)
Δd	β_0	-1.3612**	-1.0942**	-1.1720**	-0.9004**	-2.0994*	-1.6610**
	DBH	-0.0349*	-0.0128**	-0.0140**	-0.0058**	-0.0241	-0.0162**
	\ln DBH	0.6303**	0.3183**	0.3927**	0.3132**	0.7665	0.6934**
	BAL	-0.0249**	-0.0137**	-0.0230**	-0.0215*	-0.0208†	-0.0404**
	G	-0.0239**	-0.0215**	-0.0212**	-0.0239**	-0.0092	-0.0242**
p	β_0	8.0148**	12.9567**	4.9827**	1.9897*	-7.4890*	4.0419**
	DBH	-0.1018**		-0.0314**		-0.2569**	0.0597*
	DBH ^{0.5}		-1.3177**		0.4638*		
	DBH ²				-0.0004*		-0.0004*
	DBH ⁻¹		-39.9112**				
	\ln DBH					5.2228**	
	BAL	-0.2225*	-0.2755**	-0.2145**			
G	-0.0629						
$N_{(Recr)}$	β_0	1.0602**	1.0212*	0.3648	0.1235	0.2594	0.1941
	G_i	1.1478**	0.3098*	0.1133**	0.1382**	1.7941	0.0589**
	G_i^2	-0.2132	-0.0174			-1.1528	
	G			-0.0034	-0.0071		-0.0180

1=Estrato inferior; 2=Subdossel; 3=Umbrófilas do Dossel; 4=Heliófilas do Dossel; 5=Pioneiras; 6=Emergentes. †Grupo 5 foi utilizado o \ln (BAL). ** significativa a $p \leq 0,01$, *significante a $p \leq 0,05$. Δd =incremento diamétrico; p = probabilidade de sobrevivência; $N_{(recr)}$ = número de recrutamentos; n = número de observações usadas no ajuste.

A maioria dos coeficientes ajustados nos submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento apresentou alta significância ($p \leq 0,01$), indicando uma grande contribuição das variáveis escolhidas nos ajustes (Tabela 2).

Na Figura 2 estão as curvas dos submodelos ajustados de incremento diamétrico (Fig.2a), sobrevivência (Fig.2b) e recrutamento (Fig.2c) indicando tendências diferentes entre os seis grupos ecológicos formados.

As curvas de incremento diamétrico ajustadas (Fig. 2a) apresentaram consistência com os grupos ecológicos florestais, indicando que aqueles grupos que recebem mais luz, como as pioneiras, heliófilas do dossel e emergentes apresentam as maiores taxas de incremento. No entanto, as pioneiras têm um rápido crescimento, atingindo as maiores taxas quando o DAP está próximo a 30 cm e rapidamente decrescem a partir deste tamanho, enquanto que para os outros dois grupos

pertencentes às espécies demandadoras de luz, o crescimento ainda ocorre em diâmetros maiores. Os grupos das espécies tolerantes à sombra (estrato inferior, subdossel e umbrófilas do dossel) tiveram as menores taxa de incremento diamétrico

As curvas de sobrevivência (Fig. 2b) indicam que os grupos de espécies que estão posicionadas sociologicamente no estrato inferior do dossel, Estrato Inferior e Umbrófilas do Dossel, além das pioneiras, têm uma pequena probabilidade de sobreviver quando atingem grandes diâmetros, enquanto que as emergentes e heliófilas do dossel têm alta probabilidade de atingir grandes tamanhos, principalmente as emergentes.

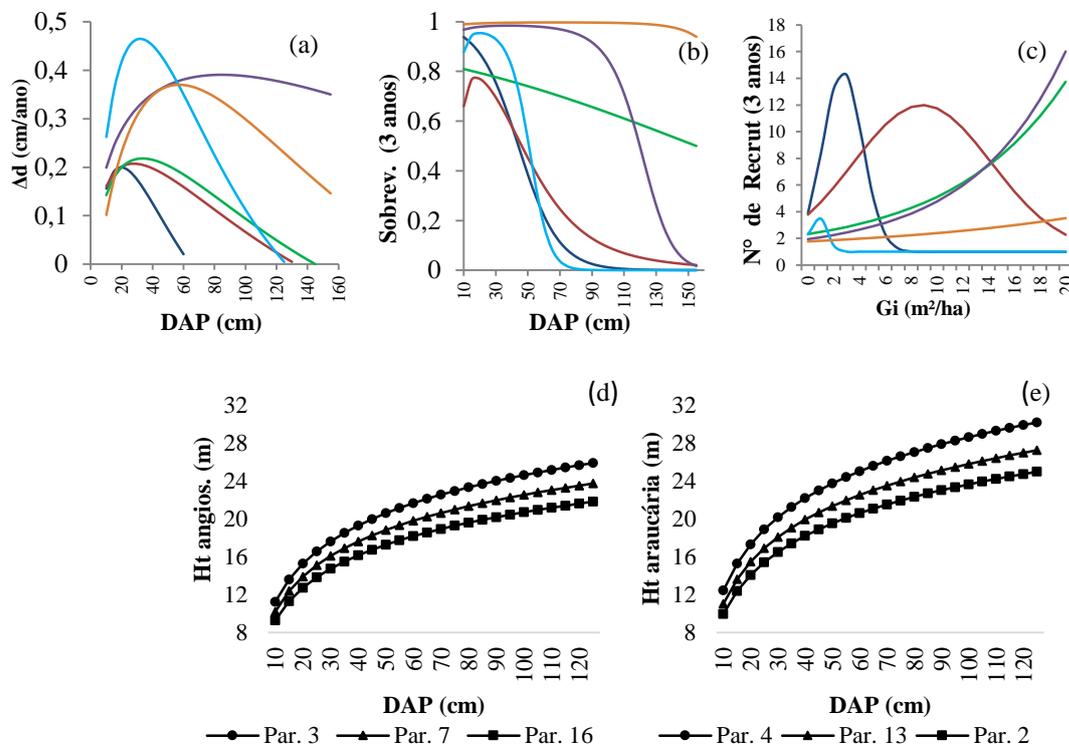


FIGURA 2 - CURVAS MÉDIAS DOS SUBMODELOS AJUSTADOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO (a), SOBREVIVÊNCIA (b) E RECRUTAMENTO (c) PARA OS SEIS GRUPOS DE ESPÉCIES FORMADOS. (—) ESTRATO INFERIOR-G₁; (—) SUBDOSSSEL-G₂; (—) UMBRÓFILAS DO DOSSEL-G₃; (—) HELIÓFILAS DO DOSSEL- G₄; (—) PIONEIRAS-G₅; (—) EMERGENTES-G₆. CURVAS DE FORMA DE SÍTIO (H-D) AJUSTADAS PARA A PARCELA (PAR.) DE MELHOR, MÉDIO E PIOR SÍTIO PARA ANGIOSPERMAS (d) E ARAUCÁRIAS (e).

As curvas de recrutamento indicam que o grupo das espécies tolerantes à sombra são as que têm as maiores taxas de recrutamento, enquanto que as pioneiras e emergentes foram as que apresentaram as menores taxas (Fig. 2c).

As curvas de forma de sítio que indicam maiores alturas para a araucária, confirmam que a espécie (Fig. 2d) se apresenta no estrato superior e as angiospermas

(Fig.2e) aparecem em um estrato mais abaixo. A diferença entre curvas ajustadas para cada parcela indica a variação de sítio existente para araucária e angiospermas entre parcelas.

Na Tabela 3 estão apresentados os índices estatísticos: Viés, Precisão e Acurácia calculados para área basal com dados independentes, provenientes da área de pesquisa (Flona de Três Barras, estado de Santa Catarina).

TABELA 3 - VIÉS, PRECISÃO E ACURÁCIA CALCULADOS EM PERCENTAGEM PARA OS GRUPOS DE ESPÉCIES E PARA ÁREA BASAL TOTAL.

	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G
Viés (%)	11,2	-9,1	-13,9	2,1	17,4	-0,9	-2,2
Precisão (%)	19,7	5,7	24,2	8,3	28,3	5,0	2,0
Acurácia (%)	22,68	10,72	27,93	8,54	33,19	5,05	2,98

G1=Estrato Inferior; G2= Subdossel; G3 = Umbrófilas do Dossel; G4= Heliófilas do Dossel; G5= Pioneiras; G6 = Emergentes; G= área basal total

As estatísticas viés, precisão e acurácia para os grupos Estrato Inferior, Subdossel e Pioneiras apresentaram valores acima de 10%. No entanto, para a área basal esses índices não ultrapassaram 3%.

3.2. SIMULAÇÕES DE CORTE

Após todas as simulações realizadas, verificou-se que mesmo sem a aplicação de nenhum regime de manejo, os grupos das espécies tolerantes à sombra tendem a desaparecer da floresta depois de 75 anos do início das simulações. Isso ocorre porque a mortalidade nesses grupos é maior do que o recrutamento, embora estejam, na média, em um número bem mais expressivo do que os outros grupos (Tabela 1). Desse modo, no final de 120 anos de projeções, predominaram apenas os grupos das heliófilas do dossel e emergentes (imbuías e araucárias).

Ao comparar o volume cortado entre os 6 regimes de manejo testados, foi observado que os valores ficaram próximos no final da simulação de 120 anos (Fig.3a) para cada parcela. As colunas fixas na Fig. 3a apresentam a média do volume cortado por ano para os 6 regimes de manejo testados e as colunas flutuantes (volume máximo e mínimo cortados entre os regimes) indicam a pequena variação de volume cortado entre os regimes de manejo avaliados e sugerem que a escolha do regime de manejo não influenciou no volume cortado no final das simulações, nas 25 parcelas da área de estudo. O mesmo foi verificado para os volumes dos grupos

remanescentes no final da simulação ao comparar os 6 regimes de manejo testados (Fig.3b). Na Figura 3b estão indicados os volumes médios cortados para os três grupos que permaneceram após 120 anos de simulação. As colunas flutuantes assinaladas na Figura 3b mostram pouca variação no volume final dos grupos após as simulações, apontando que a escolha do regime de manejo também pouco influencia no volume dos grupos no final deixando evidente um volume maior de araucária (Vf7) quando comparado às demais espécies do grupo das emergentes (Vf6) e heliófilas do dossel (Vf4) no final das simulações nas 25 parcelas.

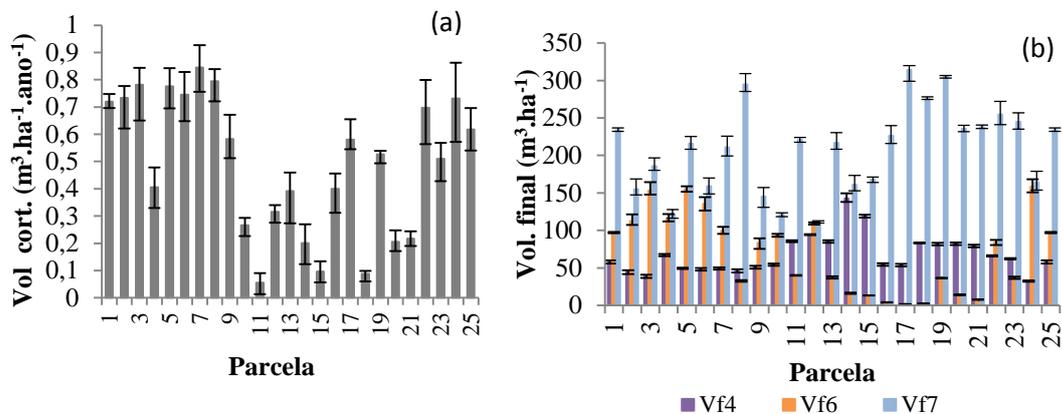


FIGURA 3 - VOLUME MÉDIO CORTADO POR ANO (a) E VOLUME DOS GRUPOS REMANESCENTES (b) NO FINAL DE 120 ANOS DE SIMULAÇÃO, PARA CADA UMA DAS 25 PARCELAS DA ÁREA AMOSTRADA. VF4= VOLUME FINAL DO GRUPO HELIÓFILAS DO DOSSEL; VF6=VOLUME FINAL DE *Ocotea porosa*; VF7= VOLUME FINAL DE *Araucaria angustifolia*.

As barras flutuantes da Fig.3a indicam que a variação entre os regimes de manejo testados dentro de cada parcela é baixa, porém a variação de volume cortado entre as parcelas é alta (0,05-0,85m³/ha/ano). Esta variação da disponibilidade de madeira para corte entre as parcelas é justificada pela variabilidade existente na composição florística e no porte das árvores nas parcelas, embora toda a área amostrada não tenha sofrido qualquer distúrbio há décadas, o que seria mais um indicativo da variabilidade de sítio na área amostrada. Em florestas tropicais, a produção anual é maior e pode variar entre 0,5 e 1,7 m³.ha⁻¹.ano⁻¹ o que indica grande variação no crescimento em diferentes tipos de florestas no mundo (GLAUNER *et al.*, 2003).

Não houve diferença significativa no volume disponível para corte por ano entre os seis regimes de manejo testados em todas as parcelas e tampouco houve diferença estatística no volume final dos grupos entre os 6 regimes de manejo avaliados.

A Figura 4 apresenta em valores absolutos (Fig.4a,c) e relativos (Fig.4c,d) os volumes dos grupos ecológicos dos dados observados no início da simulação, em 2011 (Fig.4a,c) e projetados pelo modelo no final de 120 anos de simulação (Fig.4b,d) para as 25 parcelas da área amostrada. Como não houve diferença no volume final dos grupos entre os regimes testados, a Fig. 4,b,d representa os valores médios de volume dos grupos.

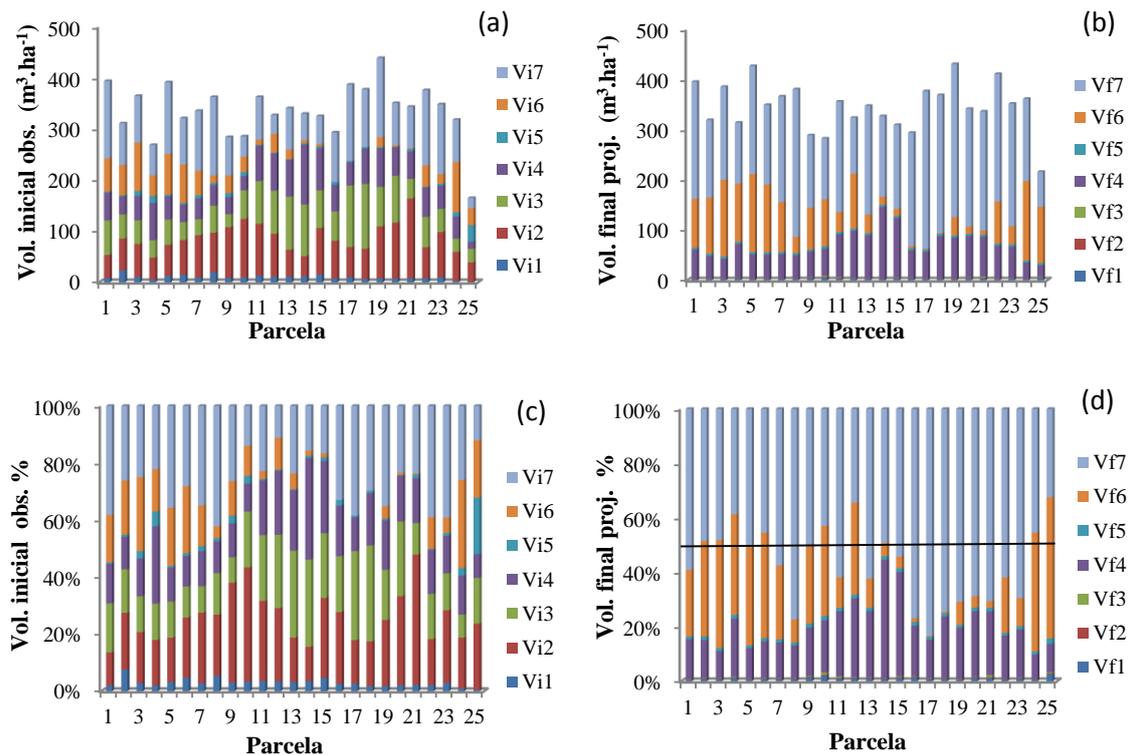


FIGURA 4 - VOLUME ABSOLUTO (a,b) E RELATIVO EM PORCENTAGEM (c,d) DOS GRUPOS OBSERVADOS NO INÍCIO (Vi) DA SIMULAÇÃO, EM 2011 (a,c) E PROJETADOS NO FINAL (Vf) DE 120 ANOS (b,d) DE SIMULAÇÃO PARA AS 25 PARCELAS DA ÁREA AMOSTRADA. A LINHA HORIZONTAL PRETA APRESENTADA EM (D) INDICA QUE A MAIORIA DAS PARCELAS APRESENTOU MAIS DE 50% DE PROPORÇÃO DE ARAUCÁRIAS NO FINAL DAS SIMULAÇÕES. V1 = ESTRATO INFERIOR; V2 = SUB-DOSEL; V3 = UMBRÓFILAS DO DOSEL; V4 = HELIÓFILAS DO DOSEL; V5 = PIONEIRAS; V6 = VOLUME DE *Ocotea porosa*, V7= VOLUME DE *Araucaria angustifolia*.

A Figura 4a indica que, em 2011, a floresta apresentava volumes entre 300 e 400 m³ nas parcelas. As Figuras 4b e 4d confirmam um maior volume de araucária do que das demais espécies na maioria das parcelas no final das simulações e o desaparecimento do grupo das espécies tolerantes à sombra (Vf1, Vf2, Vf3). O grupo das espécies pioneiras (Vf5) apresentou valores próximos a 1% em todas as parcelas

(Fig.4d). Observa-se, também, que a premissa de se ter valores de volume total no final da simulação próximos aos iniciais (Fig.4b e Fig.4a respectivamente) foi atendida.

A Tabela 4 mostra a correlação do volume disponível para corte no início das simulações com variáveis que poderiam influenciar esses volumes.

TABELA 4 - CORRELAÇÃO DE PEARSON DO VOLUME DISPONÍVEL PARA CORTE NO INÍCIO DA SIMULAÇÃO (Vic) COM VARIÁVEIS INERENTES AO REGIME DE MANEJO (CICLO E DAP MIN) E CONDIÇÕES DA FLORESTA NO INÍCIO DA SIMULAÇÃO (NÚMERO DE ÁRVORES INICIAL, VOLUME TOTAL E PARA OS GRUPOS INICIAIS).

	ciclo	DAP min.	Ni	Vi1	Vi2	Vi3	Vi4	Vi5	Vi6	Vi7	Vit
Vic	0,003	0,042	-0,057	0,146	-0,402*	-0,487**	-0,484**	0,088	0,711**	0,489**	0,121

DAP min. = DAP mínimo estipulado para corte, Ni = número de árvores observadas presentes no início da simulação, Vic = volume inicial disponível para corte, Vit = volume inicial total observado. Vi = volume inicial dos grupos observado; 1 = Estrato Inferior; 2 = Subdossel; 3 = Umbrófilas do Dossel; 4 = Heliófilas do Dossel; 5 = Pioneiras; 6 = *Ocotea porosa*, 7 = *Araucaria angustifolia*

Não houve correlação do volume inicial disponível para corte com o ciclo de corte e DAP mínimos testados, indicando que, nesse estudo, a escolha do ciclo ou DAP mínimos pouco afetam a produção final. Não houve também diferença significativa entre diferentes ciclos e DAP mínimos. A Figura 5 ilustra melhor essas diferenças.

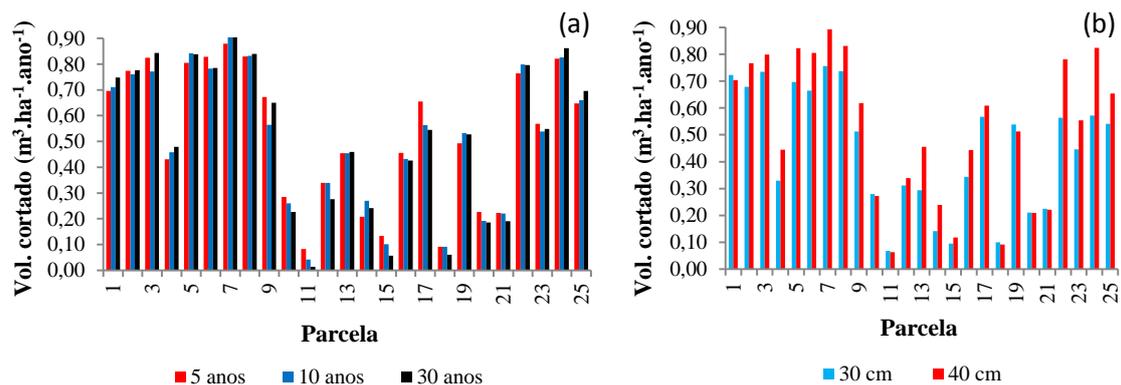


FIGURA 5 - VOLUME MÉDIO CORTADO POR ANO AO COMPARAR DIFERENTES CICLOS (a) E DIÂMETROS MÍNIMOS DE CORTE (b) NO FINAL DE 120 ANOS DE SIMULAÇÕES PARA AS 25 PARCELAS DA ÁREA AMOSTRADA.

A Figura 5a indica haver pouca variação no volume de madeira entre os diferentes ciclos testados, corroborando com trabalhos de Huth e Tietjen (2007), que apontaram pequena diferença na produção entre simulações feitas com diferentes ciclos e Huth e Ditzer (2001) que afirmaram não haver diferença no retorno financeiro

entre os ciclos testados. Ambos os estudos foram realizados em florestas tropicais não perturbadas da Malásia.

A Figura 5b mostra um pequeno aumento no volume médio cortado por ano quando se utiliza DAP mínimo de 40 cm para corte quando comparado ao DAP de 30 cm, sugerindo que o uso de 40 cm poderia resultar em maior produção, embora essa diferença não seja significativa. A literatura recomenda que se deveria optar por diâmetros mínimos de corte maiores para que haja um menor impacto nas árvores residuais na atividade de exploração florestal. Nesse caso o DAP mínimo de 40 cm é mais indicado para ser adotado em um eventual plano de manejo nas Florestas de Araucária brasileiras.

A composição florística dos grupos ao final das projeções ao simular diferentes regimes de manejo, apresentou a mesma tendência demonstrada na Figura 4 (b,d).

O número de árvores inicial e o volume total inicial não têm correlação significativa com o volume inicial disponível para o corte, indicando que um grande estoque inicial em número de árvores e volume total não necessariamente resultará em grande volume disponível para corte. Isso pode ser visualizado na Figura 4a em que, por exemplo, parcelas como a 11 e a 18, que tinham volume inicial relativamente alto (acima de $350 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$), foram as que finalizaram com os menores volumes médios cortados (Fig.3a) ou disponíveis para corte. Isso pode ser justificado pela maior presença de espécies tolerantes à sombra nessas parcelas quando comparada à proporção de araucárias e espécies emergentes. A Tabela 4 indica correlação negativa significativa entre o volume disponível para corte e a presença de alguns grupos de espécies tolerantes à sombra (Vi2,Vi3), além do grupo de espécie heliófilas do dossel (Vi4).

Para exemplificar a discrepância na disponibilidade de madeira disponível para corte entre parcelas, apresentam-se a seguir, simulações para ciclos de 5, 10 e 30 anos utilizando-se DAP mínimo de corte de 40 cm em duas parcelas (7 e 11) com similar volume total inicial, com 358 e $330 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$, respectivamente.

Primeiramente, na Figura 6, estão as simulações realizadas para a parcela 11.

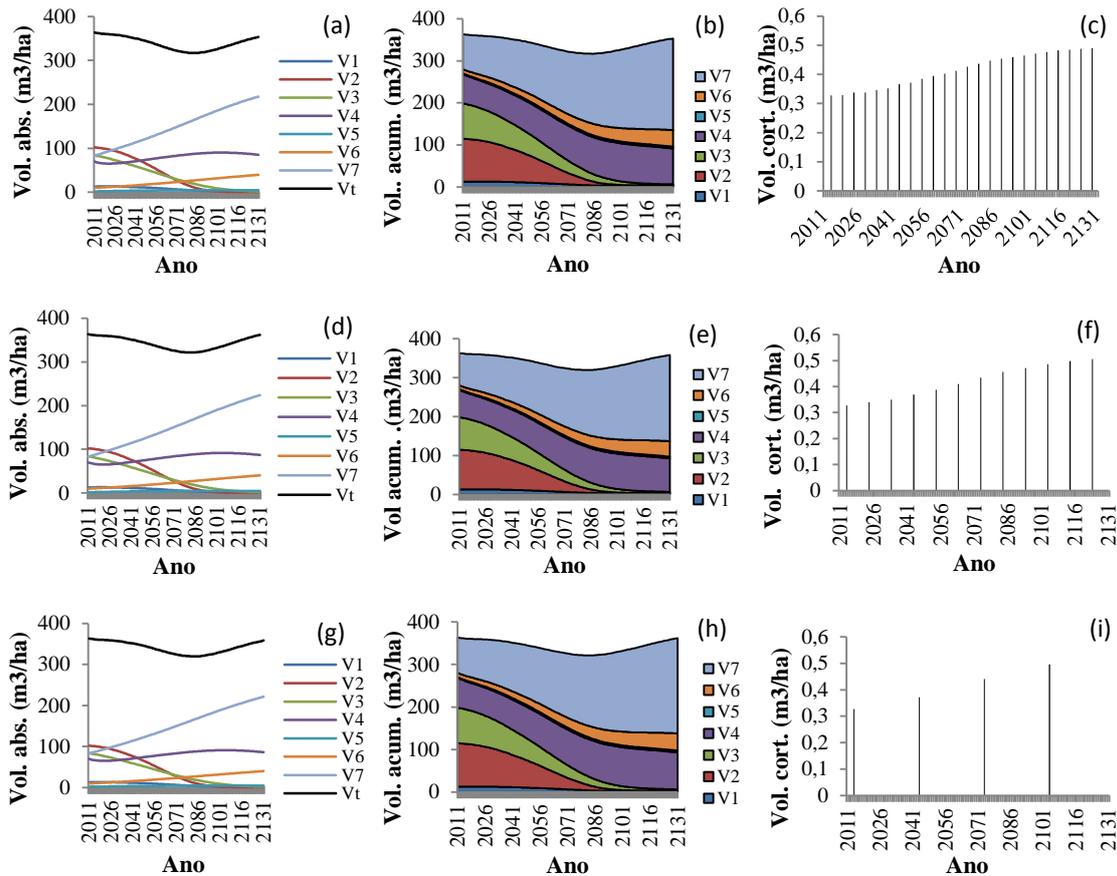


FIGURA 6 - PROJEÇÕES DO VOLUME PARA CICLOS DE CORTE DE 5 ANOS (a,b,c), 10 ANOS (d,e,f), 30 ANOS (g,h,i) EM VALORES ABSOLUTOS (a,d,g) E ACUMULADOS (b,e,h) PARA OS GRUPOS ECOLÓGICOS, ALÉM DO VOLUME CORTADO NO FINAL DE 120 ANOS DE SIMULAÇÃO (c,f,i). Vol abs. = VOLUME ABSOLUTO

Devido à grande quantidade de espécies tolerantes à sombra que não atingem grandes diâmetros, o volume médio nos cortes é pequeno, embora tenha uma tendência crescente ao longo dos anos (Fig.6c,f,i), justificada pelo crescimento volumétrico das espécies emergentes (araucária e imbuia). A projeção dos grupos ecológicos em valores absolutos (Fig.6a,d,g) e acumulados (Fig.6b,e,h) indicam uma tendência crescente das espécies emergentes (principalmente da araucária) ao longo dos anos.

O que limitou um corte mais intenso nessa parcela (e em outras, com características semelhantes) foi a premissa de que o volume inicial total deveria ser próximo ao final, e uma maior intensidade de corte violaria essa condição, muito embora a disponibilidade de volume para corte tenha uma tendência crescente (Fig.6c,f,i).

Por outro lado, parcelas com um grande número de espécies emergentes (grupos 6 e 7) incluindo a araucária no início da simulação, com aproximadamente 50% de proporção total da parcela, como, por exemplo, as parcelas 1,2,3,5,6,7, 8 e 24 (Fig. 5c) apresentaram os maiores índices de corte, com volumes acima de $0,7\text{m}^3/\text{ano}$ (Fig.3a). Consta-se correlação positiva na presença de araucárias (V7) e imbuíais (V6) com o volume disponível para corte no início (Vic) da simulação (Tabela 4).

No segundo exemplo, são apresentadas simulações realizadas para a parcela 7 (Fig.7), que resultou no maior volume médio a ser cortado dentre as 25 parcelas disponíveis na área de estudo (Fig.3a).

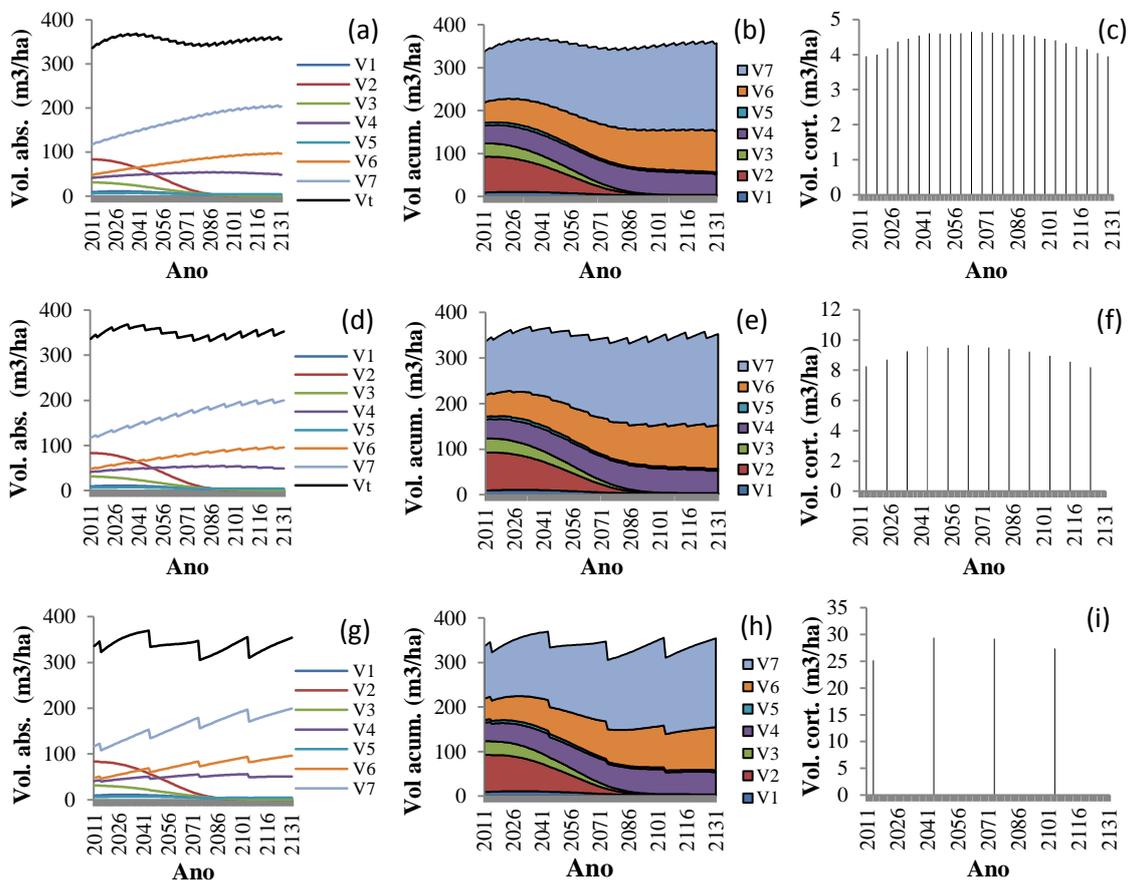


FIGURA 7 - PROJEÇÕES DO VOLUME PARA CICLOS DE CORTE DE 5 ANOS (a,b,c), 10 ANOS (d,e,f), 30 ANOS (g,h,i) EM VALORES ABSOLUTOS (a,d,g) E ACUMULADOS (b,e,h) PARA OS GRUPOS ECOLÓGICOS, ALÉM DO VOLUME CORTADO NO FINAL DE 120 ANOS DE SIMULAÇÃO (c,f,i).

Embora a Figura 7 (c,f,i) demonstre haver maior disponibilidade de madeira cortada nos anos intermediários quando comparado ao início e fim da simulação, houve um crescimento em volume de espécies emergentes (V6) principalmente da araucária (V7), e as heliófilas do dossel (V4) mantiveram-se praticamente com o

mesmo volume inicial. essa tendência pode ser visualizada em valores absolutos (Fig.7a,d,g) e acumulados (Fig.7b,e,h).

Nos dois exemplos os volumes apresentaram valores próximos a $350\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$ que poderiam ser considerados relativamente altos comparados aos volumes das demais parcelas. No entanto, a disponibilidade de madeira para corte entre as duas parcelas é bem discrepante.

É importante ressaltar que a avaliação do modelo não foi realizada com dados independentes e, portanto, esses resultados são indicativos e não conclusivos.

4. DISCUSSÃO

A produção sustentada de madeira já foi investigada em outros trabalhos e resultados indicaram que normalmente são empregados regimes mais pesados do que a floresta é capaz de suportar para sua recuperação. Projeções realizadas com o modelo SYMFOR na Amazônia revelaram que, mesmo adotando-se algumas práticas referentes ao sistema de colheita de baixo impacto, utilizando-se ciclos de corte de 30 anos e intensidade de 35 ou até $40\text{ m}^3/\text{ha}$, ter-se-iam colheitas cada vez menores de espécies comerciais tendendo à ocupação de espécies pioneiras e escassez de emergentes em longo prazo (VALLE *et al.*, 2007; van GARDINGEN *et al.*, 2006). Isto é um indicativo que, mesmo na Amazônia, cortes próximos a $1\text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, ainda são pesados e incapazes de manter a sustentabilidade de madeira em longo prazo. Em florestas tropicais no norte do estado de Queensland, Austrália, para se ter produção sustentável de madeira, dever-se-ia cortar $0,4\text{ m}^3/\text{ha}/\text{ano}$ (VANCLAY, 1993). Na Floresta dos Tapajós na Amazônia, não se deveria cortar mais do que $0,3\text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (van GARDINGEN *et al.*, 2006).

No entanto, gestores florestais não deveriam atentar apenas para a produção sustentável de madeira, mas também avaliar se a atividade é economicamente viável e ecologicamente sustentável (VANCLAY, 1993, 1996).

A primeira questão é relativamente fácil de ser implementada (VANCLAY, 1993) e os custos seriam mínimos, já que nas propriedades de pequenos agricultores a extração seria com animal de carga (KAMMESHEIDT *et al.*, 2002) e essa floresta apresenta, em geral, baixa frequência de cipós, portanto não necessitaria de tratos

silviculturais pré-colheita. O custo maior seria na atividade de inventário dos remanescentes florestais.

A segunda questão merece grande atenção e deveria ser analisada detalhadamente (DAUBER *et al.*, 2005). Simulações em longo prazo indicaram que técnicas silviculturais com cortes proporcionam uma maior diversidade florística comparada àquela resultante do desenvolvimento natural da floresta (FYRST *et al.*, 2007). Estudos apontaram que mais espécies sobreviverão se florestas forem manejadas sustentavelmente fora de áreas protegidas (CORLET e PRIMACK, 2008).

A grande preocupação por parte de ecologistas é que a espécie *Araucaria angustifolia*, por estar ameaçada de extinção, não deveria ser manejada. Porém, este estudo mostrou que mesmo adotando regimes de baixa intensidade, todas as simulações realizadas projetaram um volume de araucária maior no final de 120 anos do que no início, ou nos dias atuais, representando 50% da totalidade do volume disponível na maioria das parcelas da área de estudo. As curvas acumuladas nas simulações indicaram um crescimento em volume de araucárias ao longo do tempo, e isto também se repete para área basal ou biomassa de araucária.

Em Florestas de Araucária que foram submetidas a cortes seletivos ou perturbadas naturalmente, foi observado um aumento na taxa de plântulas e árvores juvenis quando comparada às áreas não perturbadas (SOUZA *et al.*, 2008), o que corrobora com os dados observados na área deste estudo, que não sofre distúrbios já há décadas, mas apresenta taxas mínimas de regeneração de araucária. O maior benefício ecológico talvez seja a mitigação da crescente devastação ilegal ou até mesmo um aumento da área dessas florestas nas propriedades rurais se produtos não madeiráveis ou até mesmo projetos de captação de carbono forem também incluídos no plano de manejo. A adoção do manejo das Florestas de Araucária no sul do Brasil faria com que os produtores rurais, que exercem papel fundamental na conservação das florestas (ROCKELL *et al.*, 2007), possam gerar alguma renda proveniente do manejo florestal, evitando a conversão de uso do solo florestal em substituição ao plantio de culturas anuais, pastagens ou plantios florestais comerciais. As taxas de conversão do uso da terra presente e passada claramente indicam que a maioria das florestas tropicais maduras poderá eventualmente desaparecer, deixando para trás um cenário complexo composto por um mosaico de culturas agrícolas e manchas florestais sob diversos níveis de sucessão (QUESADA *et al.*, 2009).

Pequenos fragmentos isolados abrigam um número restrito de espécies que tendem a se extinguir, e áreas isoladas, sem conexão (chamados de corredores ecológicos), pouco contribuirão para fluxo gênico e perpetuação de espécies, algumas já consideradas raras. Para exemplificar, no último censo realizado, 30% das espécies da área deste estudo apresentaram menos de 10 indivíduos nos 25 ha de área amostrada, o que indica que estas espécies já correm localmente o risco de extinção. Deste modo, técnicas de regeneração assistida e enriquecimento de espécies deveriam também ser implementadas no manejo florestal sustentável (WALTERS *et al.*, 2005, ROCKWELL *et al.*, 2007, MACPHERSON *et al.*, 2012), principalmente das espécies que já são consideradas raras.

5. CONCLUSÃO

Os resultados indicaram pouca variação na produção e na composição dos grupos ecológicos entre os regimes de manejo testados, existindo um predomínio de indivíduos de araucárias para uma projeção de 120 anos.

A grande variação na disponibilidade de volume para corte entre as unidades de manejo pode ser explicada pela variação na composição florística e no porte das árvores, mas esse estudo indicou que um grande volume total ou número de árvores dentro da unidade de manejo, não necessariamente resultará em grande volume disponível para corte. O que definiu maior disponibilidade de madeira para corte foi a presença de espécies emergentes e ausência de alguns grupos de espécies tolerantes à sombra e heliófilas do dossel.

O propósito deste estudo foi demonstrar que, diante dos resultados obtidos com as simulações, é possível o manejo de madeira em Florestas de Araucária em produção sustentada, sem comprometer a perpetuação da espécie principal.

6. REFERÊNCIAS

ALDER, D. OAVIKA, F., SANCHEZ, M., SILVA, J.N.M., van der HOUT, P., WRIGHT, H.L. A comparison of species growth rates from four moist tropical forest regions using increment-size ordination. **International Forestry Review**, v. 4, n.3, 196-205, 2002

AVERY, T.E., BURKHART, H.E. **Forest measurements. Fifth edition.** McGraw-Hill, New York, NY, 456p, 2002.

BASSO, C.M.G. A araucária e a paisagem do planalto sul brasileiro. **Revista de Direito Público**, v. 5, n.2, 1-11, 2010.

BEHLING, H., PILLAR, V.D. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern *Araucaria* forest and grassland ecosystems. **Phil. Trans. R. Soc. B**, v. 362, n. 1478, p, 243-251, 2007.

CARLUCCI, M.B., JARENKOW, J.A., DUARTE, L.S., PILLAR, V.P. Conservação da Floresta com Araucária no extremo sul do Brasil. **Natureza & Conservação**, v. 9, n. 1, 111-114, 2011.

COOK R.D., WEISBERG, S. **Applied regression including computing and graphics** (Vol. 488), Wiley-Interscience, New York, 1999.

CORLETT, R.T., PRIMACK, R.B. **Tropical rainforest conservation: a global perspective.** In: Carson, W.P., Schnitzer, S.A. (Eds.), *Tropical Forest Community Ecology*, Ed. Wiley-Blackwell, Oxford, p. 442-457, 2008.

DAUBER, E., FREDERICKSEN, T.S., Peña, M. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. **For. Ecol. Manage.**, v. 214, p. 294-304, 2005.

DAVIS, L.S., JOHNSON, K.N. **Forest management. Third edition.** McGraw-Hill, New York, NY, 790p, 1987.

D'OLIVEIRA, M.V.N., BRAZ, E.M. Estudo da dinâmica da floresta manejada no projeto de manejo florestal comunitário do PC Pedro Peixoto na Amazônia Ocidental. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 2, p. 177-182, 2006.

FUPEF - Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná. **Conservação do bioma Floresta com Araucária**, Curitiba, 2001.

FYRST, C., VACIK, H., Lorz, C., MAKESCHIN, F., PODRAZKY, V. Meeting the challenges of process-oriented forest management. **For. Ecol. Manage.**, v. 248, p. 1-5, 2007.

GLAUNER, R., DITZER, T., HUTH, A. Growth and yield tropical moist forest for forest planning: an inquiry through modeling. **Can. Jour. For. Res.**, v. 33, n.3, p. 521-535, 2003.

HERRERA-FERNÁNDEZ, B., CAMPOS, J.J., KLEINN, C. Site productivity estimation using height-diameter relationships in Costa Rican secondary forests. **Invest. Agrar. Sist. Recur. For.**, v. 13, n.2, 295-303, 2004.

HUTH, A., DITZER, T. Long-term impact of logging in a tropical rain forest - a simulation study. **For. Ecol. Manage.**, v. 142, p. 33-51, 2001.

HUTH, A., TIETJEN, B. Management strategies for tropical rain forests: Results of ecological models and requirements for ecological-economic modelling. **Ecological Economics**, v. 62, p. 207-215, 2007.

IBDF/FATEC. Inventário Florestal Nacional. Florestas Nativas do Rio Grande do Sul. Brasília: Edit. Gráfica Brasileira Ltda., 1983. 345 p.

KAMMESHEIDT, L., KÖHLER, P., HUTH, A. Simulating logging scenarios in secondary forest embedded in a fragmented neotropical landscape. **For. Ecol. Manage.**, v. 170, p. 89-105, 2002.

MACPHERSON, A.J., CARTER, D.R., SCHULZE, M.D., VIDAL, E., LENTINI, M.W. The sustainability of timber production from Eastern Amazonian forests. **Land Use Policy**, v. 29, p. 339-350, 2012.

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

PEARCE, D., PUTZ, F.E., VANCLAY, J.K., Sustainable forestry in the tropics: panacea or folly? **For. Ecol. Manage.**, v. 172, p. 229-247, 2003.

PENG, C. Understanding the role of forest simulation models in sustainable forest management. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 20, p. 481-501, 2000.

PHILIP, M.S. **Measuring Trees and Forests**. CAB International, Oxford, 310p, 1994.

PICARD, N., BANAK, L.N., NAMKOSSERENA, S., YALIBANDA, Y. The stock recovery rate in a Central African rain forest: an index of sustainability based on projection matrix models. **Can. J. For. Res.**, v. 39, p. 2138-2152, 2009.

PICARD, N., KÖHLER, P., MORTIER, F., GOURLET-FLEURY, S. A comparison of five classifications of species into functional groups in forests of French Guiana. **Ecological Complexity**, v. 11, p. 75-83, 2012.

PORTÉ, A., BARTELINK, H.H. Modelling mixed forest growth: a review of models for forest management. **Ecological Modelling**, v. 150, p.141-188, 2002.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield: from measurement to model**. Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2009.

PURVES, D., PACALA, S. Predictive Models of Forest Dynamics. **Science**, v. 320, p. 1452-1453, 2008.

PUTZ, F.E., ZUIDEMA, P.A., SYNNOTT, T., Peña-Claros, M., Pinard, M.A., Sheil, D., Vanclay, J.K., Sist, P., Gourlet-Fleury, S., Griscom, B., Palmer, J., Zagt, R. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. **Conservation Letters**, v. 5, n. 4, p. 296–303, 2012.

QUESADA, M., SANCHEZ-AZOFEIFA, G.A., ALVAREZ-AÑORVE, M., STONER, K.E., AVILA-CABADILLA, L., CALVO-ALVARADO, J., CASTILLO, A., ESPÍRITO-SANTO, M.M., FAGUNDES, M., FERNANDES, G.W., GAMON, J., LOPEZARAIZAMIKEL, M., LAWRENCE, D., MORELLATO, L.P.C., POWERS, J.S., NEVES, F.S., ROSAS-GUERRERO, V., SAYAGO, R., SANCHEZ-MONTOYA, G. Sucession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. **For. Ecol. Manage.**, v. 258, p. 1014-1024, 2009.

RENNOLLS, K., TOMÉ, M., MCROBERTS, R.E., VANCLAY, J.K., LEMAY, V., GUAN, B.T., GERTNER, G.Z. **Potential contributions of statistics and modelling to sustainable forest management: review and synthesis.** in K Reynolds, A Thomson, M Shannon, M Kohl, D Ray & K Rennolls (eds), *Sustainable forestry: from monitoring and modelling to knowledge management and policy science*, CAB International, Wallingford, UK, p. 314-341., 2007.

ROCKWELL, C., KAINER, K.A., MARCONDES, N., BARALOTO, C. Ecological limitations of reduced-impact logging at the smallholder scale. **For. Ecol. Manage.**, v. 238, p. 365-374, 2007.

ROSSOT, M.A.D. Manejo florestal de uso múltiplo: uma alternativa contra a extinção da Floresta com Araucária? **Pesq. Flor. Bras.**, v. 55 (jul/dez), p. 75-85, 2007.

SANDS, R., **Forestry in a Global Context**, Cabi Publishing, Cromwell Press, Trowbridge, 2005.

SHAO, G., REYNOLDS, K.M. **Computer Applications in Sustainable Forest Management. Including Perspectives on Collaboration and Integration.** Ed. Springer. Dordrecht, The Netherlands, 276p, 2006.

SHEIL, D., VAN HEIST, M. Ecology for tropical forest management. **International Forestry Review**, v. 2, n. 4, 261-270, 2000.

SILVA, J.N.M., CARVALHO, J.O.P.D., LOPES, J.C.A.D., ALMEIDA, B.F. D., COSTA, D.H.M., OLIVEIRA, L.C.D., VANCLAY, J.K., SKOVSGAARD, J.P.,. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon. **Forest Ecol. Manage.**, v. 71, p. 267–274, 1995.

SOUZA, A.F., FORGIARINI, C., LONGHI, S.J., BRENA, D.A. Regeneration patterns of long-lived dominant conifer and the effects of logging in southern South America. **Acta Oecologica**, v. 34, p. 221-232, 2008.

VALLE, D., PHILLIPS, P., VIDAL, E., SCHULZE, M., GROGAN, J., SALES, M., VAN GARDINGEN, P. Adaptation of a spatially explicit individual tree-based growth and

yield model and long-term comparison between reduced-impact and conventional logging in eastern Amazonia, Brazil. **For. Ecol. Manage.**, v. 243, p. 187-198, 2007.

VANCLAY, J.K., HENRY, N.B. Assessing site productivity in indigenous cypress pine fores in southern Queensland. **Commonwealth Forestry Review**, v. 67, n. 1, p. 53-64, 1988.

VANCLAY, J. K. Tropical rainforest logging in North Queensland: Was it sustainable? **Ann. For. Sci.**, v. 1, n. 1, p. 54-60, 1993.

VANCLAY, J.K. **Modelling Forest Growth and Yield. Applications to Mixed Tropical Forests.** CAB International/Bridges Ltd., Guilford, 312p, 1994a.

VANCLAY, JK. Sustainable timber harvesting: simulation studies in the tropical rainforests of north Queensland. **For. Ecol. Manage.**, v. 69, n.(1-3), p. 299-320, 1994b.

VANCLAY, J.K. Growth models for tropical forests: a synthesis of models and methods. **For. Sci.**, v. 41, p. 7-42, 1995.

VANCLAY, J. K. Assessing the sustainability of timber harvests from natural forests: Limitations of indices based on successive harvests. **Journal of Sustainable Forestry**, v.3, n. 4, p. 47-58, 1996.

VANCLAY.J.K. Realizing opportunities in forest growth modelling. **Can. Jour. For. Res.**, v.33, n. 3; Career and Technical Education, pg. 536, 2003a.

VANCLAY, J.K. Growth modelling and yield prediction for sustainable forest management. **The Malaysian Forester**, v. 66, n.1, p. 58-69, 2003b.

VANCLAY, J.K.Spatially-explicit competition indices and the analysis of mixed-species plantings with the Simile modelling environment. **For. Ecol. Manage.**, v. 366, p. 295-302, 2006.

VANCLAY, J.K. Modelling Continuous Cover Forests. In: Pukkala, T., von Gadow, K. (Eds.), **Continuous Cover Forestry**. Series: Managing Forest Ecosystems vol. 23. 2^{ed}. Springer, Dordrecht, p. 229-242, 2012.

van GARDINGEN, P.R., MCLEISH, M.J., PHILLIPS, P.D., FADILAH, D., TYRIE, G., Yasman, I. Financial and ecological analysis of management options for logged-over Dipterocarp forest in Indonesian Borneo. **For. Ecol. Manage.**, v. 183, p. 1-29, 2003.

van GARDINGEN, P.R., VALLE, D., THOMPSON, I. Evaluation of yield regulation options for primary forest in Tapajós National Forest, Brazil. **For. Ecol. Manage.**, v. 231, p. 184-195, 2006.

WALTERS, B.B., SABOGAL, C., SNOOK, L.K., ALMEIDA, E., Constraints and opportunities for better silvicultural practice in tropical forestry: an interdisciplinary approach. **For. Ecol. Manage.**, v. 209, p. 3–18, 2005.

WEISKITTEL, A.R., HANN, D.W., KERSHAW Jr, J.A., VANCLAY, J.K. **Forest Growth and Yield Modeling**, Wiley-Blackwell, 425p. Chichester, 2011.

CAPÍTULO III - AVALIAÇÃO DA COMPETIÇÃO ENTRE INDIVÍDUOS DE *Araucaria angustifolia*, ESPÉCIES HELIÓFILAS E ESPÉCIES UMBRÓFILAS EM FLORESTA DE ARAUCÁRIA USANDO UM MODELO DE CRESCIMENTO INDIVIDUAL DEPENDENTE DA DISTÂNCIA

Avaliação da competição entre indivíduos de *Araucaria angustifolia*, espécies heliófilas e espécies umbrófilas em Floresta de Araucária usando um modelo de crescimento individual dependente da distância

RESUMO

As espécies florestais diferem quanto ao nível de competição que exercem sobre outras espécies. Um eficiente meio para avaliar a competição entre espécies ou grupos de espécies é a utilização de índices de competição dependentes da distância. Nesta pesquisa, foi construído um modelo aplicado à árvore individual dependente da distância para investigar a competição existente entre indivíduos de araucárias, angiospermas heliófilas e angiospermas umbrófilas. Submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento foram parametrizados para os grupos formados com dados oriundos de 25 parcelas permanentes de um hectare cada (25 ha), instaladas em um fragmento de floresta natural de 1.273 ha que não foi perturbado nos últimos 70 anos. Todas as árvores acima de 10 cm de DAP (diâmetro à 1,3 m) foram mensuradas e identificadas quanto à espécie e mapeadas em um plano cartesiano (X,Y) em metros. O índice de competição de Hegyi foi empregado para avaliar a influência da competição no crescimento diamétrico e na sobrevivência entre os três grupos formados, enquanto o recrutamento foi ajustado ao nível de parcela. Os resultados indicaram que as espécies umbrófilas sofrem baixa competição dos três grupos formados, as heliófilas sofrem competição intragrupo e de indivíduos de *Araucaria angustifolia* em um nível considerado médio e as araucárias sofrem severa competição intraespecífica. As simulações indicaram tendência crescente em área basal até o fim do período simulado. Para os grupos formados, as simulações indicaram que as araucárias apresentaram maior crescimento do que os outros dois grupos formados por angiospermas durante o período de simulação. Apesar de haver indícios que a Floresta de Araucária segue o modelo de Lozenge, a ecologia da espécie pode indicar que esta tipologia florestal segue o modelo inverso.

Palavras-chave: índice de competição de Hegyi; modelo de Lozenge; grupos de espécies

ABSTRACT

Forest species differ in the level of competition they exert on other species. An efficient method to evaluate the competition among species or groups of species is the use of distance-dependent competition indices. In this research, we constructed an individual tree distance-dependent model tree to investigate the competition among araucarias (*Araucaria angustifolia*), shade tolerant and light demanding groups of species. Sub-models of diametric increment, survival and recruitment were parameterized for these species groups formed with data from 25 permanent plots of one hectare each (25 ha), established in a 1,273 ha fragment of natural forest that has been undisturbed in the past 70 years. All trees above 10 cm dbh were identified to species, measured and mapped. The Hegyi competition index was used to evaluate the influence of competition in diameter growth and survival among the three groups formed, while the recruitment was adjusted at the plot level. The results indicated those shade tolerant groups suffer low competition from all the three groups formed. The light demanding

group suffers intragroup competition and competition from araucarias on a moderate level; and araucarias suffer severe intraspecific competition. Simulations indicated growth tendency until the end of simulations. For the groups formed, the simulations indicated that the araucarias showed higher growth than the other two species groups formed by angiosperms until the end of the simulations. Although there are indications that the *Araucaria* Forest in southern Brazil follows the Lozenge Model, the ecology of the species may indicate that this forest typology follows the inverse model.

Keywords: Hegyi competition index, Lozenge model; species groups

1. INTRODUÇÃO

Diversos estudos consideram que as espécies florestais exercem a mesma influência na competição. No entanto, algumas pesquisas têm revelado que as espécies diferem quanto ao nível de competição exercido sobre outras espécies (PAPAÍK e CANHAM, 2006; CANHAM *et al.*, 2006; VANCLAY *et al.*, 2013).

Uma das características que diferem as espécies quanto ao nível de influência que elas exercem sobre as outras é pela demanda de luz (LORIMER, 1983; SZWAGRZYK *et al.*, 2012). Por exemplo, as copas de espécies tolerantes à sombra têm mais densidade de folhas do que as intolerantes e, portanto, um índice de competição deveria ser calculado para cada espécie (STADT *et al.*, 2007).

O conhecimento da posição das árvores na floresta permite que sejam conduzidos estudos sobre árvores vizinhas e os processos competitivos que ocorrem entre as árvores e essas informações devem estar conectadas a um modelo de crescimento (LIU e BURKHART, 1994).

A maioria dos estudos que avalia a competição utilizando índices dependentes da distância entre árvores foi conduzida em florestas com poucas espécies, principalmente em regiões temperadas e, neste caso, é possível avaliar a competição para cada espécie. Porém, em florestas tropicais ou subtropicais onde ocorrem centenas de espécies, a competição pode ser avaliada para poucas espécies importantes (ex. von OHEIMB *et al.*, 2011) ou grupos de espécies (ex. ZHAO *et al.*, 2006), se o objetivo é, além de avaliar a competição, também utilizar os índices de competição calculados como *input* em um modelo de crescimento ao nível de árvore individual dependente da distância.

Quando as espécies são agrupadas, os modelos de crescimento que utilizam índices dependentes da distância não somente permitem avaliar a competição entre

os grupos, mas, também, determinar qual grupo prevalece sobre os outros com o passar do tempo, considerando os efeitos da competição entre grupos.

Em florestas onde ocorre a mistura de angiospermas e gimnospermas no hemisfério sul, alguns estudos foram conduzidos para avaliar dominância entre angiospermas ou gimnospermas em longo prazo, também conhecido como modelo de Lozenge ou de reposição de floresta (OGDEN, 1985; RIGG *et al.*, 1998; ENRIGHT *et al.*, 1999; COOMES *et al.*, 2005; CLAESSENS *et al.*, 2006; SOUZA, 2007; SOUZA *et al.*, 2008; ADIE e LAWES, 2009a; ADIE e LAWES, 2009b; ADIE e LAWES, 2010; RIGG *et al.*, 2010).

Essa teoria define que, após um distúrbio ou catástrofe como fogo ou ciclones, um *cohort* ou grupo de coníferas pioneiras imediatamente se estabelece e inicia o processo sucessório. Em um segundo estágio, angiospermas se estabelecem abaixo da copa das coníferas, dificultando sua regeneração, quando, então, ocorre o declínio drástico dessas coníferas, sendo oportunistas na presença de clareiras de alguma eventual outra que venha a morrer. As angiospermas ocupam a área e as coníferas tendem a se extinguir, porém essa sucessão pode demorar por séculos ou milênios (OGDEN, 1985; ENRIGHT *et al.*, 1999; CLAESSENS *et al.*, 2006).

No entanto, em florestas de angiospermas com coníferas em regiões montanas da África do Sul, foi observado um efeito inverso ao modelo de Lozenge, em que as angiospermas se estabelecem inicialmente e iniciam o processo de sucessão e em um segundo estágio as coníferas se estabelecem e tendem a dominar em longo prazo (ADIE e LAWES, 2009a; ADIE e LAWES, 2009b; ADIE e LAWES, 2010).

Esses dois casos distintos sobre a dominância entre angiospermas ou gimnospermas em longo prazo pode ser um indício de diferentes processos interativos entre competição ou facilitação existente nesses dois grupos observadas em diferentes florestas do hemisfério sul, ou mesmo sobre as características ecológicas de demanda por luz da espécie conífera.

Para um melhor entendimento sobre a competição existente entre gimnospermas e angiospermas e a dominância em longo prazo nessa tipologia florestal, o objetivo deste trabalho foi: (1) avaliar a competição existente entre indivíduos de *Araucaria angustifolia* e angiospermas (tolerantes e não tolerantes à sombra) (2), apresentar e documentar o primeiro modelo dependente da distância construído para floresta de araucária no Brasil e (3) com o modelo construído, simular

a dinâmica da floresta em longo prazo para discutir se essa tipologia florestal segue o modelo de Lozenge.

2. METODOLOGIA

2.1. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A Floresta Nacional (FLONA) de Irati é uma unidade de conservação localizada no Centro-Sul do Paraná, nas coordenadas geográficas 25° 25' de latitude sul, 50° 36' de longitude oeste e 25°17' de latitude sul, 50°30' de longitude oeste.

O clima da região é “Cfb”, segundo a classificação de Köppen, com precipitação média anual de 1.442 mm e sem estação seca. A temperatura média em janeiro é de 22°C e a de julho fica em torno de 10°C, com mais de cinco geadas por ano.

A área de estudo é um fragmento de floresta natural de araucária com extensão total de 1.273.ha. A área amostrada compreende 25 ha dispostos em 25 parcelas permanentes contíguas de 1 ha. As parcelas foram instaladas em 2002 quando todas as árvores acima de 10 cm foram posicionadas em um plano cartesiano (X,Y) em metros, identificadas quanto à espécie e tendo medidos os seus diâmetros (DAP). A partir de 2002, a área amostrada foi remeida a cada três anos (2005, 2008 e 2011).

2.2. AGRUPAMENTO DE ESPÉCIES

As angiospermas foram agrupadas em dois grupos principais: as tolerantes à sombra e não tolerantes à sombra. Stadt *et al.* (2007) afirmaram que o agrupamento entre espécies tolerantes e não tolerantes à sombra foi mais eficaz do que considerar todas as espécies juntas para avaliar a competição. Um terceiro grupo, formado unicamente por indivíduos de *Araucaria angustifolia* foi também definido com o objetivo de avaliar a competição entre angiospermas e gimnospermas e discutir se essa tipologia florestal segue o modelo de Lozenge.

Para definir se as espécies angiospermas pertencem ao grupo das espécies tolerantes ou não tolerantes à sombra, foi seguida a metodologia sugerida por Alder

et al. (2002), que define grupos ecológicos de acordo com a posição dos pontos plotados em um gráfico de dois eixos, representando diâmetro percentil 95% no eixo das abscissas e o incremento diamétrico médio no eixo das ordenadas (Figura 1).

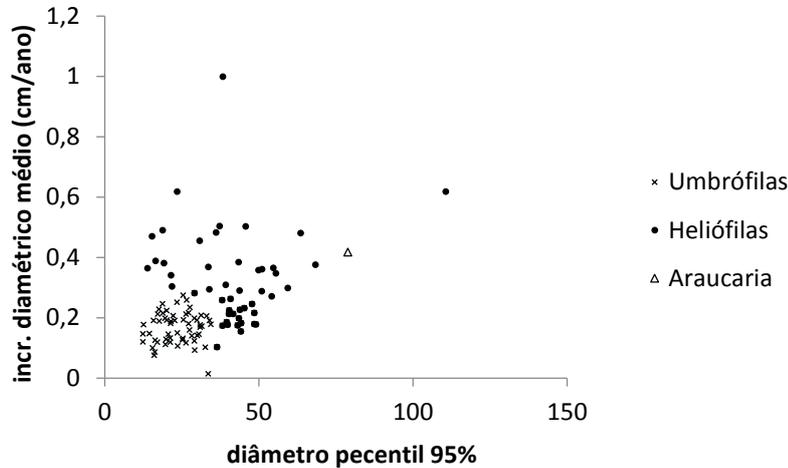


FIGURA 1 - ESPÉCIES AGRUPADAS DE ACORDO COM A METODOLOGIA PROPOSTA POR ALDER *et al.* (2002)

A área de estudo abriga mais de 120 espécies, porém muitas delas apresentam poucos ou apenas um representante. Desse modo foram agrupadas 106 espécies nos dois grupos representadas na Figura 1, além da araucária. As espécies com menos de 10 indivíduos foram alocadas em grupos, de acordo com a descrição da espécie encontrada na literatura sobre sua exigência de luz.

2.3. COMPETIÇÃO

A competição entre árvores retrai o crescimento em diâmetro e aumenta a probabilidade de ocorrência de mortalidade (WEISKITTEL *et al.*, 2011). Pesquisadores têm utilizado uma gama de métodos para avaliar os efeitos da competição no crescimento de árvores, sendo que o mais comum envolve o uso de modelos de regressão (CANHAM *et al.*, 2004).

Poucos trabalhos avaliaram os efeitos da competição na sobrevivência de árvores utilizando índices dependentes da distância entre espécies ou grupos de espécies arbóreas em florestas tropicais.

Para avaliar o nível de competição entre os grupos para o crescimento em diâmetro e a mortalidade foi utilizado um índice de competição dependente da

distância, bastante empregado em florestas mistas, o índice de Hegyi (1974). Esse índice considera que o nível de competição que uma árvore competidora exerce sobre a árvore objetivo é diretamente proporcional à razão entre o tamanho da árvore competidora sobre a competida e inversamente proporcional à distância entre elas:

$$H_j = \sum \left(\frac{d_i/d_j}{D_{ij}} \right)$$

em que: d_i é o diâmetro do competidor i , d_j é o diâmetro da árvore objetivo j , e D_{ij} é a distância entre as árvores i e j .

Para definir quais as árvores vizinhas à árvore objetivo que são efetivamente competidoras, muitos estudos consideraram um raio fixo ao redor da árvore objetivo (eg. BÉLAND *et al.*, 2003; CONTRERAS *et al.*, 2011; DAS *et al.*, 2011). Porém a utilização de um raio fixo deveria ser adotada até certo diâmetro ou estado da floresta e apresenta grande desvantagem se implementado em modelos de crescimento, principalmente se projeções forem realizadas a longo prazo (PRETZSCH, 2009). Isso se justifica porque o raio de influência de competição tende a crescer, à medida que as árvores aumentam de tamanho (BURTON, 1993). Ao definir um raio fixo, a competição tenderá a decrescer com o passar do tempo, já que o número de árvores por unidade de área decresce e a distância entre árvores aumenta (LORIMER, 1983).

Nesta pesquisa se considerou que o raio de influência de competição de uma árvore pode variar e depende dos diâmetros das árvores competidoras e da árvore objetivo e da distância entre elas. Vanclay *et al.* (2013), em um estudo conduzido em florestas mistas de *Araucaria cunninghamii* e *Flindersia brayleyana*, chegaram à conclusão que uma determinada árvore vizinha exercerá competição sobre a árvore objetivo se $D_{ij} < \alpha(d_i + d_j)$, utilizando o índice de Hegyi. Assim, foi adotado o mesmo valor de α utilizado por Vanclay *et al.* (2013) para avaliar o crescimento ($\alpha = 40$), porém para a sobrevivência, análises prévias indicaram que a distância que influencia a competição na sobrevivência de árvores é menor do que a distância que afeta o crescimento e para o cálculo do índice no modelo de sobrevivência foi utilizado um valor de $\alpha = 4$.

Um problema inerente aos modelos de árvore dependentes da distância é a bordadura (ALDER, 1995). À medida que as árvores ficam mais próximas da borda

da parcela, o índice de competição torna-se cada vez mais incompleto ou impreciso, devido ao desconhecimento das árvores competidoras fora da parcela (ALDER, 1995; PRETZSCH, 2009).

Desse modo, para o cálculo do índice de competição, foram selecionadas apenas árvores presentes dentro da parcela, cujas árvores competidoras eram conhecidas. Porém para realizar as projeções, foi utilizado o método do Deslocamento (*Shifting*) para correção da bordadura (PRETZSCH, 2009). Nesse método, uma cópia exata da parcela é deslocada para todos os lados e cantos da parcela, com o intuito de simular o efeito da competição das árvores que são desconhecidas e estão presentes fora da parcela (PRETZSCH, 2009). Ao serem utilizados três grupos, nove casos de competição entre grupos podem ocorrer (Tabela 1):

TABELA 1 - CASOS EM QUE OCORRE A COMPETIÇÃO INTRA E INTERGRUPOS

Caso	Causam competição		Sofrem competição
1	Umbrófilas	→	Umbrófilas
2	Umbrófilas	→	Heliófilas
3	Umbrófilas	→	<i>Araucaria angustifolia</i>
4	Heliófilas	→	Umbrófilas
5	Heliófilas	→	Heliófilas
6	Heliófilas	→	<i>Araucaria angustifolia</i>
7	<i>Araucaria angustifolia</i>	→	Umbrófilas
8	<i>Araucaria angustifolia</i>	→	Heliófilas
9	<i>Araucaria angustifolia</i>	→	<i>Araucaria angustifolia</i>

O índice de competição de Hegyi (1974) foi calculado para cada caso de competição intra e inter grupos, utilizando o software SIMILE, ferramenta que facilita o cálculo de índices de competição dependentes da distância de uma maneira acessível e eficiente (VANCLAY, 2006).

Os coeficientes dos índices de competição ajustados para os casos que apresentaram valores próximos foram unidos, com o objetivo de diminuir o número de variáveis independentes nos submodelos de incremento diamétrico e sobrevivência do modelo de crescimento, com a premissa de se manter a qualidade do ajuste.

2.4. CARACTERÍSTICAS DO MODELO

Foi construído um modelo de crescimento empírico, em nível de árvore individual e dependente da distância. O modelo faz projeções para parcelas de 1 ha e

exige como *input* o número da parcela que a árvore se encontra, o seu diâmetro, a sua coordenada (X,Y) e o grupo ao qual a árvore pertence. Como *outputs*, disponibilizam-se variáveis em nível de árvore individual, em nível de grupos e de parcela.

Foram ajustados submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento para os grupos formados (Tabela 2).

TABELA 2 - SUBMODELOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO, SOBREVIVÊNCIA E RECRUTAMENTO UTILIZADOS NO MODELO DE CRESCIMENTO DEPENDENTE DA DISTÂNCIA

Função	Submodelo
DI	$\ln(DI + \alpha) = \beta_0 spp + \beta_1 dbh + \beta_2 \ln dbh + \beta_3 dbh.spp + \beta_4 \ln dbh.spp + \beta_5 CI$
p	$p = \left[1 + \exp^{-(\beta_0 spp + \beta_1 DAP + \beta_2 DAP^{0.5} + \beta_3 DAP.spp + \beta_4 DAP^{0.5}.spp + \beta_5 CI)} \right]^{-1}$
N	$\ln(N + 1) = \beta_0 spp + \beta_1.Gi + \beta_2.G + \beta_3 Gi.spp + \beta_4.G.spp$

DI é o incremento diamétrico (cm); p é a probabilidade de sobrevivência; N é o número de árvores recrutadas; spp é a variável qualitativa referente ao grupo de espécies; dbh é o diâmetro à altura do peito (DAP) em cm; $\ln dbh$ é o logaritmo neperiano do DAP; $dbh.spp$ é uma interação entre a variável qualitativa do grupo e o DAP; $\ln dbh.spp$ é uma interação entre a variável qualitativa do grupo e o logaritmo neperiano do DAP, CI é o índice de competição de Hegyi; $\alpha = 0,2$ para considerar os incrementos diamétricos negativos comuns em florestas tropicais e permitir a transformação logarítmica; Gi é a área basal do grupo ($m^2.ha^{-1}$) e G é a área basal da parcela ($m^2.ha^{-1}$); Gi.spp e G.spp são a área basal do grupo e da parcela com interação com a espécie, respectivamente.

Os submodelos de incremento diamétrico e sobrevivência são dependentes do DAP e de uma transformação dessa variável, além dos índices de competição calculados para cada caso de competição entre grupos (Tabela 1). Os submodelos de recrutamento ajustados para os grupos são ao nível de parcela e dependem da área basal dos grupos e da parcela. Os submodelos de incremento diamétrico e recrutamento são determinísticos, embora a posição das coordenadas (X,Y) de novas árvores recrutadas seja realizada aleatoriamente. Particularmente, o submodelo de sobrevivência é determinístico (regressão logística) compatível com estocástico (em que as árvores desaparecem da simulação em um evento aleatório, baseado em um valor sorteado que varia entre 0 e 1 (VANCLAY, 1991). Se a probabilidade da árvore sobreviver for maior que o número sorteado, a árvore permanece na simulação.

O modelo construído permite que o usuário defina de que modo as projeções de saída tenham um efeito mais aleatório (estocástico) ou determinístico, dependendo do valor (entre 0 e 1) definido pelo usuário (*granularity*) (VANCLAY, 1991).

2.5. VALIDAÇÃO DO MODELO

O modelo foi avaliado em todos os estágios de sua construção, considerando a consistência biológica do modelo, os sinais dos coeficientes ajustados para os componentes do modelo, a análise de resíduos após os ajustes e a comparação entre valores observados e estimados (*benchmarking*) (VANCLAY, 1994). Foram também calculados viés, precisão e acurácia em percentagem (PRETZSCH, 2009).

A comparação foi realizada para as 25 parcelas da área de estudo, com o objetivo de avaliar o comportamento do modelo sobre diferentes níveis de densidade e composição dos grupos ecológicos.

3. RESULTADOS

Na Tabela 3 estão apresentadas as três principais espécies dos dois grupos formados em ordem de abundância, além da *Araucaria angustifolia* que foi considerada em um grupo separado e suas respectivas características quanto à abundância, crescimento em diâmetro e tamanho máximo observado, nos dados do último levantamento realizado (2011), abrangendo toda a área amostrada.

TABELA 3 - PRINCIPAIS ESPÉCIES REPRESENTANTES DOS DOIS GRUPOS FORMADOS DE ANGIOSPERMAS EM ORDEM DE ABUNDÂNCIA, ALÉM DA ARAUCÁRIA

Grupos	Família (Nº de spp.)	Δd (cm)	DAP max* (cm)	N.ha ⁻¹ *
1- Umbrófilas	(43)	0,196	73,53	375,28
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Lauraceae	0,141	56,34	49,84
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Aquifoliaceae	0,199	43,77	47,40
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	Lauraceae	0,213	64,14	32,64
2- Heliófilas	(63)	0,338	155,97	78,08
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	0,348	82,60	14,52
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Lauraceae	0,299	86,58	12,60
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae	0,271	69,07	8,88
3- <i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Araucariaceae	0,417	121,44	41,32

Δd = incremento diamétrico médio (cm/ano), DAP max. = DAP máximo (cm), * para dados de 2011

Verifica-se um número quase cinco vezes maior de indivíduos pertencentes às espécies tolerantes à sombra (Umbrófilas) do que não tolerantes à sombra (Heliófilas), no entanto, o incremento diamétrico de espécies que demandam luz é, em média, superior ao das espécies tolerantes à sombra. A araucária apresenta o maior incremento diamétrico médio, com taxas de crescimento médio duas vezes maiores do que o das espécies tolerantes à sombra (Tabela 3).

Na Tabela 4 estão os coeficientes estimados para os submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento, com os quais foram construídas as curvas para as específicas variáveis (Figura 2).

TABELA 4 - COEFICIENTES AJUSTADOS PARA OS SUBMODELOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO, SOBREVIVÊNCIA E RECRUTAMENTO PARA OS TRÊS GRUPOS FORMADOS

Submodelo	Variável	Grupos		
		1	2	3
Δd	β_0	-1,1759**	0,1070	-1,7121**
	DBH		-0,0002	-0,0187**
	\ln DBH	0,1119**	0,0884	0,7797**
	C3,C6	0,0042		
	C1, C2, C4, C7	-0,0104**		
	C5,C8	-0,0295**		
	C9	-0,0532**		
p	β_0	1,4126*	-0,4330	-4,0490
	DBH	-0,0793*	0,0279	-0,1240
	DBH ^{0.5}	0,7805*	0,0726	1,9430*
	C1	-0,0179		
$N_{(Recr)}$	β_0	0,1864	-1,2399	0,5257
	G_i	0,3757**		0,0419
	$1/G_i$		-19,7870*	
	G_i^2	-0,0123*		
	G_t			-0,0211
	$1/G_t$		207,4350*	

Δd = incremento diamétrico; p = probabilidade de sobrevivência; N = número de árvores recrutadas. G_1 = espécies umbrófilas; G_2 = espécies heliófilas; G_3 = araucárias; * = significativo a 5% ($p < 0,05$); **significativo a 1% ($p < 0,01$)

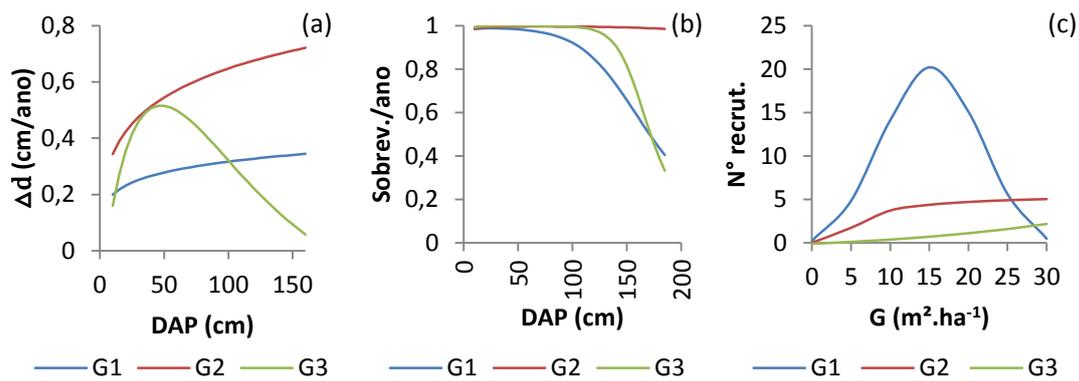


FIGURA 2 - TENDÊNCIA OBSERVADA PARA OS SUBMODELOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO (a), SOBREVIVÊNCIA (b) E RECRUTAMENTO (c) PARA OS TRÊS GRUPOS DE ESPÉCIES FORMADOS. G₁= ESPÉCIES UMBRÓFILAS; G₂= ESPÉCIES HELIÓFILAS; G₃= ARAUCÁRIAS

Diferentes tendências podem ser constatadas entre os grupos. O incremento médio das espécies heliófilas (Tabela 3) foi maior do que para as espécies tolerantes à sombra e apresentaram taxa de crescimento ascendente com o aumento do DAP, enquanto que as espécies umbrófilas têm tendência crescente, porém constante (Fig. 2a). Uma justificativa para isso é que o grupo das espécies heliófilas têm grande número de observações de espécies que atingem grandes diâmetros e altas taxas de incremento, como, por exemplo, a *Cedrela fissilis* (Tabela 3). A araucária apresentou taxa de crescimento acentuado até aproximadamente 50 cm; depois desse tamanho as taxas de incremento decrescem abruptamente (Fig. 2a).

As espécies umbrófilas tiveram as maiores taxa de recrutamento (Fig. 2c), no entanto, a probabilidade de sobrevivência começa a decrescer logo a partir de 40 cm (Fig. 2b). O grupo das espécies heliófilas (que inclui as espécies pioneiras, as heliófilas do dossel e as emergentes de acordo com a classificação de Alder *et al.* (2002)) está amplamente representado pelo sub-grupo das espécies heliófilas do dossel e emergentes, e um número reduzido do sub-grupo das espécies pioneiras (que têm característica de não serem longevas) foram observadas na área de estudo, principalmente devido a floresta se apresentar em estágio avançado de sucessão. Por essa razão, assim como as araucárias, o grupo das heliófilas tem alta probabilidade de sobrevivência até atingir grandes diâmetros (Fig. 2b), e baixa taxa de recrutamento (Fig. 2c).

3.1. VALIDAÇÃO DO MODELO E SIMULAÇÕES REALIZADAS

A comparação entre a área basal observada e projetada para os grupos e para o total nas 25 parcelas da área de estudo está na Tabela 5. Projeções para 9 anos foram realizadas com dados do primeiro levantamento, em 2002, e comparados com os dados observados no último levantamento realizado em 2011.

Os valores observados são próximos aos estimados em todas as 25 parcelas da área de estudo, indicando consistência no modelo construído sob diferentes níveis de densidade e composição ecológica dos grupos.

TABELA 5 - VALORES OBSERVADOS E PROJETADOS PELO MODELO PARA OS GRUPOS ECOLÓGICOS (GI) E PARA A ÁREA BASAL DA PARCELA (G)

Parcela	G1 obs	G1 est	G2 obs	G2 est	G3 obs	G3 est	G obs	G est
1	12,26	10,93	10,95	10,77	12,73	12,39	35,94	34,10
2	13,20	12,01	8,47	7,34	7,59	7,39	29,26	26,74
3	10,99	10,85	12,16	10,92	7,87	7,35	31,01	29,12
4	7,84	7,48	10,86	9,82	4,55	5,63	23,25	22,94
5	11,81	12,03	11,24	10,74	11,26	10,96	34,31	33,73
6	11,77	12,58	9,96	9,12	8,07	8,21	29,80	29,90
7	12,13	11,82	8,45	8,03	10,00	10,13	30,57	29,97
8	14,46	13,69	5,21	5,13	13,28	13,34	32,95	32,16
9	13,66	13,10	7,08	6,77	6,38	6,55	27,11	26,42
10	17,13	16,59	5,69	5,47	3,30	3,21	26,12	25,27
11	18,78	18,30	7,05	6,22	7,15	7,19	32,99	31,71
12	17,39	16,53	9,92	8,83	3,26	3,27	30,57	28,63
13	15,61	14,17	7,97	7,43	7,29	7,16	30,87	28,76
14	14,42	12,96	11,15	9,94	4,52	4,45	30,10	27,36
15	16,86	15,82	7,83	7,43	4,88	5,04	29,58	28,28
16	14,06	13,16	5,45	5,31	8,35	7,21	27,86	25,68
17	18,55	17,92	4,35	4,21	13,53	13,68	36,43	35,80
18	18,44	18,03	6,47	6,81	9,65	9,57	34,56	34,40
19	17,46	16,12	8,36	8,13	13,31	12,44	39,13	36,69
20	19,49	17,70	5,27	4,63	6,88	6,71	31,64	29,03
21	19,18	18,47	5,21	4,89	7,02	7,12	31,42	30,47
22	11,93	12,34	8,68	7,94	12,14	11,97	32,75	32,25
23	14,28	14,24	6,18	5,70	10,90	11,20	31,37	31,14
24	8,59	7,46	13,37	11,35	7,16	6,76	29,13	25,57
25	6,22	5,45	7,39	7,37	1,87	1,73	15,48	14,55

obs = observado; est = estimado. G1= área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) do Grupo 1- Estrato Inferior; G2= área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) do Grupo 2- Subdossel; G3 = área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) do Grupo 3 – Umbrófilas do Dossel; G4= área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) do Grupo 4 – Heliófilas do Dossel; G5= área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) do Grupo 5 – Pioneiras; G6 = área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) do Grupo 6 – Emergentes

As estatísticas: viés, precisão e acurácia também consideram a comparação entre valores estimados e observados em suas fórmulas. Os valores em porcentagem para essas três estatísticas estão na Tabela 6 e não ultrapassam 10%, indicando também confiabilidade do modelo.

TABELA 6 - VALORES EM PORCENTAGEM DE VIÉS, PRECISÃO E ACURÁCIA

Estatística	G1	G2	G3	G
Viés (%)	-4.7	-7.0	-1.1	4.4
Precisão (%)	4.4	6.2	5.0	3.2
Acurácia (%)	6.4	9.4	5.2	5.4

G1= EspéciesUmbrófilas; G2=Espécies Heliófilas; G3= Araucárias; G= Área Basal Total

3.2. COMPETIÇÃO

Nos itens a seguir avalia-se como a competição afetou o crescimento e a sobrevivência das árvores nos grupos estudados.

3.2.1. Incremento diamétrico

Em todos os casos em que os coeficientes das variáveis de competição ajustados apresentaram valores negativos, essas variáveis foram significativas ao nível de 0,01, indicando que existe competição entre os grupos formados com relação ao crescimento em diâmetro das árvores.

A magnitude dos valores dos coeficientes do índice de competição C_i mostra o nível de competição entre espécies (CANHAM *et al.*, 2004), nesse caso grupos de espécies. Por exemplo, nos três casos em que o grupo das espécies umbrófilas sofre competição (C1, C4 e C7) e também quando as heliófilas sofrem competição das umbrófilas (C2), essa poderia ser considerada baixa. A competição que o grupo das espécies heliófilas sofre em relação aos indivíduos de *Araucaria angustifolia* (C8) e competição com outras espécies heliófilas (C5) seria de média magnitude, embora, nesses casos, a competição seja aproximadamente três vezes maior do que nos casos citados anteriormente (C1, C2, C4 e C7). A amplitude do coeficiente ajustado para o caso 9 (araucária – araucária) indica que as araucárias sofrem severa competição intraespecífica, chegando a um valor 5 vezes maior do que nos casos em que a competição foi considerada baixa (C1, C2, C4 e C7).

O valor do coeficiente ajustado nos casos em que a araucária sofre competição das angiospermas, umbrófilas (C3) e heliófilas (C6), indica que a presença dessas espécies próximas a indivíduos de *Araucaria angustifolia* não afeta o seu crescimento. O sinal positivo da variável de competição encontrado nesses casos indica, inclusive, que indivíduos de *Araucaria angustifolia* têm uma tendência de se beneficiar com a proximidade das angiospermas, mas essa afirmativa só seria real se essa variável fosse significativa à um nível mínimo de probabilidade ($p < 0,05$).

A facilitação entre espécies ao avaliar índices de competição dependentes da distância, foi observada também em outros estudos (eg. VANCLAY, 2006; FORRESTER *et al.*, 2011). Stadt *et al.* (2007) inclusive identificaram outras interações que ocorrem entre espécies em florestas boreais, como amensalismo, neutralismo e comensalismo. Certamente essas interações entre espécies ou grupos de espécies também ocorrem em florestas ricas em espécies.

O indício da relação de facilitação das angiospermas para com as gimnospermas encontrado nesta pesquisa corrobora com os resultados encontrados por Peterson e Squiers (1995) ao avaliarem a competição entre uma espécie gimnosperma (*Pinus strobus*) com uma angiosperma (*Populus grandidentata*). Embora o estudo daqueles autores tenha sido conduzido em experimentos clonais, os resultados indicaram que as árvores de *Pinus* sp. tenderam a ter um maior crescimento quando próximas às de *Populus* sp. Além disso, a competição intraespecífica de *Pinus* sp. foi alta, corroborando os resultados desta pesquisa no processo competitivo entre gimnospermas e angiospermas.

Por outro lado Vanclay *et al.* (2013) encontraram modesta competição intraespecífica de *Araucaria cunninghamii* em plantios mistos com *Flindersia brayleyana*. Além disso, os autores encontraram severa competição exercida da angiosperma para com a araucária.

Esses resultados diferentes encontrados em florestas compostas por coníferas-angiospermas podem ser um indício de que os processos interativos inerentes à facilitação ou competição entre coníferas e angiospermas podem indicar se haverá dominância entre angiospermas ou gimnospermas em longo prazo nessas florestas, principal foco de discussão do modelo de Lozenge, ou teoria da reposição de floresta.

3.2.2. Sobrevivência

No caso da sobrevivência, as variáveis independentes de competição não foram significativas nos ajustes, e, portanto, foi incluído apenas um caso de competição intragrupos (umbrófilas-umbrófilas). Dois motivos poderiam levar à pouca contribuição da competição nos ajustes dos submodelos de sobrevivência: 1) De fato não ocorreu competição entre os grupos formados a ponto de causar a mortalidade entre indivíduos. 2) O índice de competição utilizado não representou bem a competição entre os grupos.

Castagneri *et al.* (2008), em florestas naturais de *Picea abies*, constataram que os índices de competição dependentes e independentes da distância pouco contribuíram para avaliar o efeito da competição na mortalidade em uma parcela com baixo número de árvores, porém houve contribuição dos índices nas parcela com maior densidade, principalmente daqueles índices que consideram a altura total da árvore, área de copa e distância entre árvores.

O único caso em que houve competição entre grupos foi quando as espécies tolerantes à sombra sofrem competição entre si, mas, ainda assim, a variável não foi significativa nos ajustes dos modelos (Tabela 4).

Esperava-se que heliófilas também sofressem com a competição para sobrevivência: as pioneiras devido à supressão por luz por parte das espécies que se apresentam em um estrato superior na floresta, e as heliófilas do dossel por sofrerem competição com outras angiospermas de grande porte e também com a araucária, principal espécie emergente dessa tipologia florestal.

A araucária apresenta crescimento até aproximadamente 300 anos (CARVALHO, 2003). Se considerado que a área de estudo não sofreu distúrbio nos últimos 70 anos e que antes desse período tenha sofrido corte seletivo com a retirada de indivíduos de grande porte, poderia se esperar uma baixa taxa de mortalidade para a espécie dos indivíduos remanescentes, considerando que os indivíduos presentes na área de estudo ainda não atingiram a senescência.

Apesar de comprovada a afirmação neste e em outros estudos, que espécies tolerantes competem no crescimento com as exigentes à luz, não foi encontrado um estudo que tenha avaliado o efeito da competição na sobrevivência entre esses dois grupos de espécies.

Índices de competição assimétricos têm sido amplamente incluídos em modelos de mortalidade, mas nenhum estudo investigou se esses índices de um lado (*one-sided competition*) são os melhores para representar essas predições (PELTONIEMI e MÄKIPÄÄ, 2011). Encoraja-se que outros índices de competição sejam investigados para avaliar a competição entre grupos de espécies na modelagem da sobrevivência em florestas tropicais. Somente com o teste entre diferentes metodologias já propostas para índices de competição, é que o gestor florestal terá a certeza de qual índice apresentará melhores resultados (MIINA e PUKKALA, 2000).

3.3. SIMULAÇÕES

As simulações foram realizadas para a parcela 1. Esta parcela foi escolhida por apresentar valores de área basal muito próximos para os três grupos formados ($\cong 10 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$). Dessa maneira foi possível identificar qual grupo predominará em relação aos outros, com o passar do tempo, considerando que as condições iniciais de densidade (área basal) são equivalentes. Os resultados dessas simulações estão na Figura 3.

Embora a área de estudo não tenha sido perturbada nos últimos 70 anos, o modelo indicou crescimento em área basal da parcela (Fig. 3a), durante o período simulado (50 anos). Esse crescimento não é indefinido, mas tende a se estabilizar em um período próximo a 200 anos após o início das simulações, mesmo período em que o modelo aponta estabilidade no crescimento dos indivíduos de *Araucaria angustifolia*. Considerando que as árvores de grande porte dessa espécie presentes na área de estudo têm idade aproximada de 120 anos (STEPKA, 2012), os resultados estão de acordo com Carvalho (2003), segundo o qual as araucárias crescem até cerca de 300 anos. Os estudos de Stepka (201) e Carvalho (2003) sobre a idade da *Araucaria angustifolia* em florestas nativas foram baseados em análise de tronco (ANATRO).

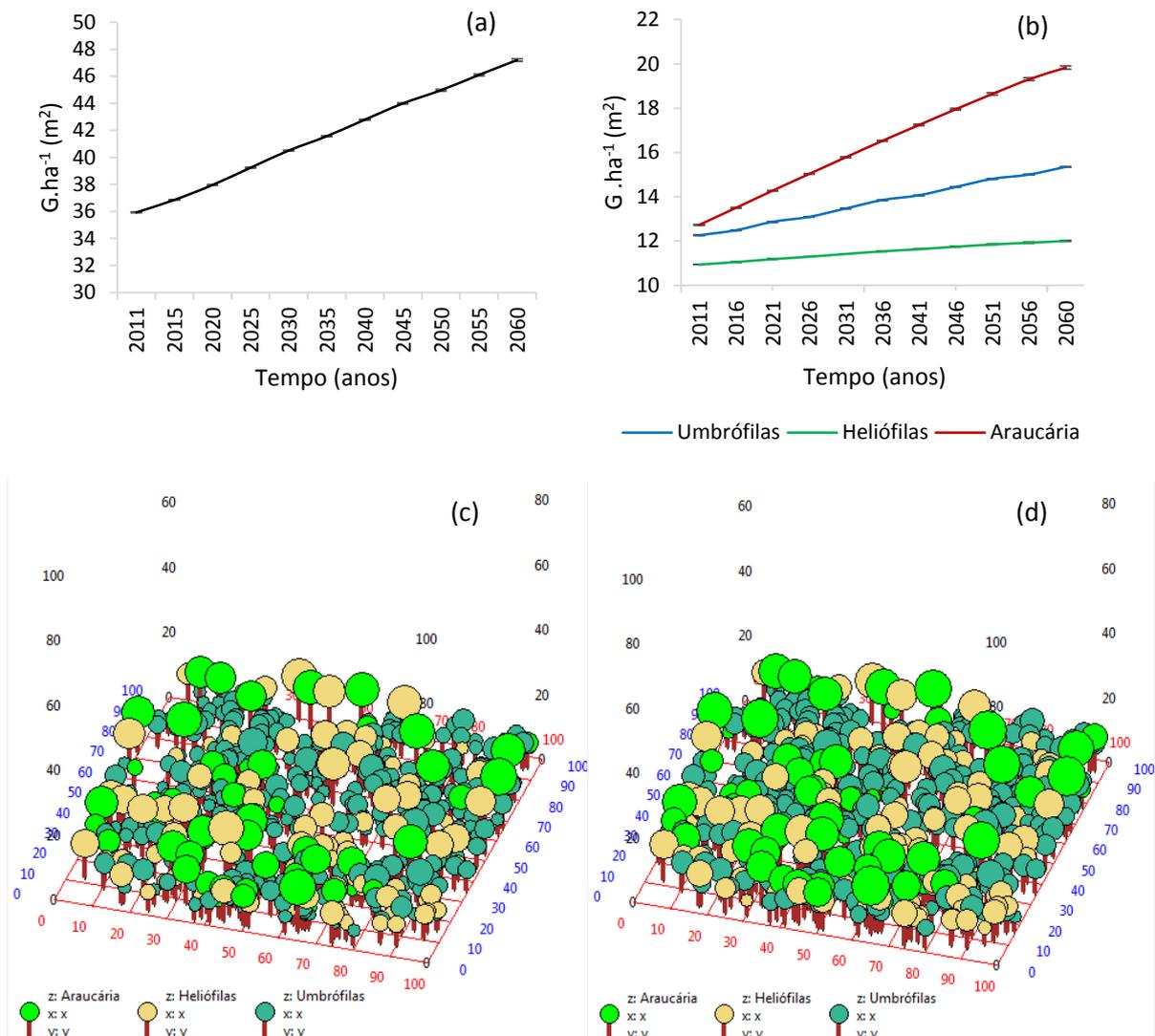


FIGURA 3 - PROJEÇÕES DA ÁREA BASAL MÉDIA DA PARCELA 1 (a) E DOS GRUPOS (b), GERADAS EM 20 SIMULAÇÕES ($GRANULARITY=0,2$). GRÁFICO REPRESENTATIVO DO CRESCIMENTO EM DOIS ESTÁGIOS DIFERENTES DA FLORESTA: NO INÍCIO DA SIMULAÇÃO COM DADOS DE 2011(c) E NO FINAL DA SIMULAÇÃO, OU 50 ANOS DEPOIS DO INÍCIO DA SIMULAÇÃO (d), GERADOS NO SIMULADOR SIMILE.

O crescimento da araucária é maior do que o grupo das angiospermas tolerantes e não tolerantes à sombra (Fig. 3b). Esse resultado é um indicativo de que as araucárias tendem a prevalecer sobre as angiospermas até o fim do período em que foi realizada a simulação (50 anos).

Outros estudos avaliando a competição entre gimnospermas e angiospermas já foram investigados por outros autores. Liu e Burkhart (1994) avaliaram a competição intraespecífica e entre espécies de angiospermas em florestas de *Pinus taeda*, em parcelas que foram submetidas a um desbaste pesado e leve, além de

parcela controle, com o uso do índice de Hegyi. Os autores afirmaram haver diferenças na competição entre as angiospermas e Pinus. Em níveis de alta competição (baixo desbaste) as angiospermas exerceram maior influência no crescimento intra e interespecífico, porém em níveis menores de competição o impacto no crescimento do Pinus foi quase o mesmo. A competição intraespecífica das angiospermas foi mais evidente em parcelas pouco desbastadas.

Simulações com modelo de clareira ARCADIA em florestas da América do Norte revelaram que as coníferas apresentaram as maiores taxas de crescimento no início da simulação e dominaram até aproximadamente 400 anos do início das simulações, quando, após a ocorrência de um distúrbio, as angiospermas tendem a se recuperar mais rapidamente do distúrbio e dominar no final das simulações (WILLIAMS, 1996).

Em florestas maduras e mistas de *Populus tremuloides* e *Pinus banksiana*, resultados indicaram que a *Populus tremuloides* (angiosperma) não influenciou no crescimento do *Pinus banksiana* utilizando o índice de Hegyi (BÉLAND *et al.*, 2003).

3.4. MODELO DE LOZENGE

A dominância das araucárias em relação às angiospermas (Figura 4b) pode ser um indício da ocorrência do modelo de Lozenge nas florestas com araucária, predominantemente ocorrentes no sul do Brasil (SOUZA, 2007; SOUZA *et al.*, 2008), onde as araucárias iniciaram o processo de sucessão florestal e as angiospermas se estabeleceram em um estrato inferior impedindo a regeneração das coníferas. Assim, no futuro, tenderiam a sucumbir após a morte dos indivíduos emergentes localizados no estrato superior.

O modelo de Lozenge em florestas de coníferas-angiospermas foi fundamentado em estudos realizados com gimnospermas heliófilas, com características pioneiras, principalmente na Nova Zelândia e Nova Caledônia, algumas inclusive com espécies pertencentes ao gênero *Araucaria* (OGDEN, 1985; RIGG *et al.*, 1998; RIGG *et al.*, 2010; ENRIGHT *et al.*, 1999; CLAESSENS *et al.*, 2006). No entanto, o entendimento sobre a ecologia de *Araucaria angustifolia* ainda não está bem claro. Alguns autores afirmaram que a espécie é pioneira (KLEIN, 1960; REITZ e KLEIN, 1966; CARVALHO, 2002), porém estudos com diferentes níveis de intensidade luminosa revelaram que a espécie apresenta maior capacidade

fotossintética e crescimento em altura de plântulas localizadas em sombreamento do que à luz direta (INOUE *et al.*, 1980; FRANCO e DILLENBURG, 2007) e outros autores não concordam que a espécie seja classificada como pioneira (NTIMA, 1968; HERINGER e JACQUES, 2001), sendo inclusive classificada como pioneira longeva (SOUZA *et al.*, 2008). Existe um certo consenso entre pesquisadores da área, que as espécies pioneiras das Florestas de Araucária no sul do Brasil são angiospermas e que a araucária é uma espécie secundária (LAMPRECHT, 1990; CATHARINO *et al.*, 2006; AMARANTE *et al.*, 2007; FOWLER *et al.*, 2008), que, quando presente, caracteriza um estágio avançado de sucessão (LONGHI *et al.*, 2006).

Se aceita a hipótese de que a araucária é uma espécie pioneira, poder-se-ia afirmar de que a Floresta de Araucária no Brasil segue o modelo de Lozenge. Por outro lado, se a espécie for considerada secundária, isso poderia ser um indício que essa floresta não segue o modelo de Lozenge, mas, sim, o modelo contrário, presente em floresta montanas da África do Sul, em que o primeiro grupo a ocupar a área após distúrbios são angiospermas, que sucessivamente são ocupadas por coníferas tardias, emergentes e tolerantes à sombra (ADIE e LAWES, 2009ab, 2010). Nesse caso, as araucárias deveriam apresentar uma regeneração bem sucedida em longo prazo.

No entanto, pouco se sabe sobre a regeneração dessa espécie em diferentes níveis de distúrbios e sobre a sucessão florestal nessa tipologia florestal ao longo do tempo, principalmente devido a diferentes níveis de antropismo, seja pela coleta de sementes para consumo humano, desfavorecendo a regeneração, ou mesmo pelo corte ilegal de árvores de grande porte, dificultando, assim, um estudo comparativo em diferentes áreas. Isso enseja que estudos mais aprofundados sejam efetivados nessa área, para que haja um melhor entendimento se essa tipologia segue o modelo reconhecido em florestas do pacífico sul com coníferas heliófilas, ou se segue o modelo inverso, presente em florestas sul-africanas com coníferas umbrófilas, ou ainda um outro modelo a ser definido.

4. CONCLUSÃO

O índice de competição (Hegyi) utilizado no ajuste do modelo de crescimento foi considerado adequado para representar a competição no incremento diamétrico entre os grupos formados. Para essa variável os resultados indicaram que:

- Existe alta competição entre indivíduos de *Araucaria angustifolia*;
- As espécies heliófilas sofrem intra-competição e competem com araucárias em uma situação considerada média;
- A competição exercida sobre as espécies umbrófilas é baixa nos três casos (umbrófilas, heliófilas e araucárias), assim como heliófilas sofrem baixa competição das umbrófilas;
- Poderia haver um indício de beneficiamento do crescimento das araucárias na presença de angiospermas (umbrófilas e heliófilas), mas esta afirmação não é conclusiva.

Não foi encontrada competição significativa que cause a mortalidade entre os grupos formados. Duas hipóteses foram levantadas para a ocorrência desse fato: a primeira hipótese é que, de fato, o efeito da competição é insignificante entre os grupos a ponto de causar mortalidade. Outra hipótese é que o índice de competição utilizado pouco representou a competição existente entre os grupos formados (na sobrevivência), e caberiam novos estudos utilizando outros índices dependentes da distância para avaliar o efeito da competição na sobrevivência de espécies ou grupos de espécies em florestas ricas em espécies.

As simulações indicaram haver dominância das araucárias sobre os outros dois grupos formados até daqui a 50 anos. Apesar de haver indícios que a Floresta de Araucária segue o modelo de Lozenge, a ecologia da espécie pode indicar que esta tipologia florestal segue o modelo inverso, também encontrado em florestas montanas na África do Sul, em que as angiospermas iniciam o processo sucessório e as coníferas tendem a dominar em longo prazo. Caberiam estudos mais aprofundados quanto à ecologia da araucária, regeneração da espécie em diferentes níveis de distúrbio e a sucessão florestal para grupos ecológicos em longo prazo.

5. REFERÊNCIAS

- ADIE, H., LAWES, M.J. Role reversal in the stand dynamics of angiosperm-conifer forest: Colonising angiosperms precede a shade-tolerant conifer in Afrotemperate forest. **Forest Ecol. Manage.**, v. 258, p. 159-168, 2009a.
- ADIE, H., LAWES, M.J. Explaining conifer dominance in Afrotemperate forests: Shade tolerance favours *Podocarpus latifolius* over angiosperm species. **Forest Ecol. Manage.**, v. 259, p.176-186, 2009b.
- ADIE, H., LAWES, M.J. Podocarpus in Africa: Temperate zone relicts or rainforest survivors? **Smithsonian Contributions to Botany**, v. 95, p. 79-100, 2010.
- ALDER, D. **Growth Modelling for Mixed Tropical Forests**. Department of Plant Sciences, University of Oxford. Tropical Forestry Paper 30, 231 p., 1995.
- ALDER, D. OAVIKA, F., SANCHEZ, M., SILVA, J.N.M., VAN DER HOUT, P., WRIGHT, H.L. A comparison of species growth rates from four moist tropical forest regions using increment-size ordination. **International Forestry Review**, v. 4, n. 3, p. 196-205, 2002.
- BÉLAND, M., LUSSIER, J.M., BERGERON, Y., LONGPRÉ, M.H., BÉLAND, M. Structure, spatial distribution and competition in mixed jack pine (*Pinus banksiana*) stands on clay soils of eastern Canada. **Ann. For. Sci.**, v. 60, p. 609-617, 2003
- BURTON, P.J. Some limitations inherent to static indices of plant competition. **Can. J. For. Res.**, v. 23, p. 2141-2152, 1993.
- CANHAM, C.D., LEPAGE, P.T., COATES, K.D. A neighborhood analysis of canopy tree competition: effects of shading versus crowding. **Can. J. For. Res.**, v. 34, p. 778-787, 2004.
- CANHAM C.D., PAPAİK, M.J., URIARTE, M., MCWILLIAMS, W.H., JENKINS, J.C., TWERY, M.J. Neighborhood analyses of canopy tree competition along environmental gradients in New England forests. **Ecological Applications**, v.16, n. 2, p. 540-554, 2006.
- CARVALHO, P.E.R. **Pinheiro-do-paraná**. Embrapa: *Circular Técnica*, n.60, 17p., 2002.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, v.1, 1039p, 2003.
- CASTAGNERI, D., VACCHIANO, G., LINGUA, E., MOTTA, R. Analysis of intraspecific competition in two subalpine Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands in Paneveggio (Trento, Italy). **For. Ecol. Manage.**, v. 255, p. 651-659, 2008.

CATHARINO, E.L.M., BERNACCI, L.C., FRANCO, G.A.D.C., DURIGAN, G., METZGER, J.P. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotrop.**, v. 6, n. 2, p. 1-28, 2006.

CLAESSENS, L., VERBURG, P.H., SCHOORL, J.M., VELDKAMP, A. Contribution of topographically based landside hazard modelling to the analysis of the spatial distribution and ecology of kauri (*Agathis australis*). **Landscape Ecology**, v. 21, p. 63-76, 2006.

CONTRERAS, M.A., AFFLECK, D., CHUNG, W. Evaluating tree competition índices as predictors of basal área incremento in western Montana forests. **For. Ecol. Manage.**, v. 262, p. 1939-1949, 2011.

COOMES, D.A., ALLEN, R.B., BENTLEY, W.A., BURROWS, L.E., CANHAM, C.D., FAGAN, L., FORSYTH, D.M., GAXIOLA-ALCANTAR, A., PERFITT, R.L., RUSCOE, W.A., WARDLE, D.A., WILSON, D.J., WRIGHT, E. F. The hare, the tortoise and the crocodile: the ecology of angiosperm dominance, conifer persistence and fern filtering. **Journal of Ecology**, v. 93, p. 918-935, 2005.

CORONA, P., FERRARA, A. Individual competition indices for conifer plantations. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 27, p. 429-437, 1989.

DAS, A., BATTLES, J., STEPHENSON, N.L., VAN MANTGEM, P.J. The contribution of competition to tree mortality in old-growth coniferous forests. **For. Ecol. Manage.**, v. 261, p. 1203-1213, 2011.

ENRIGHT, N.J., OGDEN, J., RIGG, L.S. Dynamics of forests with *Araucariaceae* in the western Pacific. **Journal of Vegetation Science**, v. 10, p. 793-804, 1999.

FORRESTER, D.I., VANCLAY, J.K., FORRESTER, R.I. The balance between facilitation and competition in mixtures of *Eucalyptus* and *Acacia* changes as stands develop. **Oecologia**, v. 166, p. 265-272, 2011.

FOWLER, J.A.P., BIANCHETTI, A., ZANON, A. **Conservação de sementes de pinheiro-do-paraná sob diferentes condições de ambientes e embalagens. Comunicado Técnico-EMBRAPA n.34**, pp. 1-4, 1998.

FRANCO, A.M.S., DILLENBURG, L.R. Ajustes morfológicos e fisiológicos em plantas jovens de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze em resposta ao sombreamento. **Hoehnea**, v. 34, n.2, p. 135-144, 2007.

HEGYI, F. **A simulation model for managing jack-pine stands.** In: Proceedings, Growth Models for Tree and Stand Simulation, IUFRO S4.01-4. Edited by J. Fries. Department of Forest Yield, Royal College of Forestry, Stockholm, Sweden. pp 74-87, 1974.

HERINGER, I., JACQUES, A.V.A. Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta-campo. **Ciência Rural**, v.31, n.6, 1085-1090, 2001.

INOUE, M.T., GALVÃO, F., TORRES, D.V. Estudo ecofisiológico sobre *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. fotossíntese em dependência à luz no estágio juvenil. **Revista Floresta**, v. 10, p. 5-9, 1980.

KLEIN, R.M. O aspecto dinâmico do pinheiro-brasileiro. **Sellowia**, v.12, n.12, p.17-44, 1960.

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

LIU, J., BURKHART, H. Modelling inter- and intra-specific competition in loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantations on cutover, site-prepared lands. **Annals of Botany**, v. 73, p. 429-435, 1994.

LONGHI, S.J., BRENA, D.A., GOMES, J.F., NARVAES, I.S., BERGER, G., SOLIGO, A.J. Classificação e caracterização de estágios sucessionais em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista na Flona de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 16, n. 2, p.113-125, 2006.

LORIMER, C.G. Test of age-independent competition indices for individual trees in natural hardwood stands. **For. Ecol. Manage.**, v. 6, p. 343-360, 1983.

MEAD, D.J. Nothofagus in Patagonia. **NZ Journal of Forestry**, v. 55, n.1, p.8-9, 2010.

MIINA, J., PUKKALA, T. Using numerical optimization for specifying individual-tree competition models. **For. Sci.**, v.46, n.2, 277-283, 2000.

NTIMA, O.O. **The Araucarias. Fast growing timber trees of the lowland tropics**. No.3, Commonwealth Forestry Institute. Department of Forestry, University of Oxford, 139 p, 1968.

OGDEN, J. An introduction to plant demography with special reference to New Zealand trees. **N. Z. J. Bot.**, v. 23, p. 751-772, 1985.

PAPAIK, M.J., CANHAM, C.D. Multi-model analysis of tree competition along environmental gradients in southern New England forests. **Ecological Applications**, v. 16, n. 5, 1880-1892, 2006.

PELTONIEMI, M., MÄKIPÄÄ, R. Quantifying distance-independent tree competition for predicting Norway spruce mortality in unmanaged forests. **For. Ecol. Manage.**, v. 261, p. 30-42, 2011.

PETERSON, C.J., SQUIERS, E.R. Competition and succession in an aspen-white-pine forest. **Journal of Ecology**, v. 83, p. 449-457, 1995.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield: from measurement to model**. Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2009.

REITZ, R., KLEIN, R.M. Araucariaceae. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 29p., 1966.

RIGG, L.S., ENRIGHT, N.J., JAFFRÉ, T. Stand structure of the emergent conifer *Araucaria laubenfelsii*, in maquis and rainforest, Mont Do, New Caledonia. **Australian Journal of Ecology**, v. 23, p. 528-538, 1998.

RIGG, L.S., ENRIGHT, N.J., JAFFRÉ, T. Contrasting population dynamics of endemic New Caledonian conifer *Araucaria laubenfelsii* in maquis and rain forest. **Biotropica**, v. 42, n.4, p. 479-487, 2010.

SOUZA, A.F. Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: The case of *Araucaria angustifolia* in South America. **Austral Ecology**, v. 32, p.524-533, 2007.

SOUZA, A.F., FORGIARINI, C., LONGHI, S.J., BRENA, D.A. Regeneration patterns of long-lived dominant conifer and the effects of logging in southern South America. **Acta Oecologica**, v. 34, p. 221-232, 2008.

STADT, K.J., HUSTON, C., COATES, K.D., FENG, Z., DALE, M.R.T., LIEFFERS, V.J. Evaluation of competition and light estimation indices for predicting diameter growth in a mature boreal mixed forests. **Ann. For. Sci.**, v. 64, p. 477-490, 2007.

STEPKA, T.F. Modelagem do crescimento e dendrocronologia em árvores nativas de *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* e *Ocotea porosa* no sul do Brasil. Tese de Doutorado em Engenharia Florestal, UFPR, 186p., 2012.

SZWAGRZYK, J., SZEWCZYK, J., MACIEJEWSKI, Z. Shade-tolerant tree species from temperate forests differ in their competitive abilities: A case study from Roztocze, south-eastern Poland. **For. Ecol. Manage.**, v. 282, p. 28-35, 2012.

VANCLAY, J.K. Compatible deterministic and stochastic predictions by probabilistic modeling of individual trees. **For. Sci.**, v. 37, n. 6, p. 1656-1663, 1991.

VANCLAY, J.K. **Modelling Forest Growth and Yield. Applications to Mixed Tropical Forests**. CAB International/Briddles Ltd., Guilford, 312p, 1994

VANCLAY, J.K. Spatially-explicit competition indices and the analysis of mixed-species plantings with the Simile modelling environment. **For. Ecol. Manage.**, v. 233, p. 295-302, 2006.

VANCLAY, J.K., LAMB, D., ERSKINE, P.D., CAMERON, D.M. Spatially-explicit competition in a mixed planting of *Araucaria cunninghamii* and *Flindersia brayleyana*. **Annals of Forest Science**, v. 70, n.6, 611-619, 2013.

VON OHEIMB, G., LANG, A.C., BRUELHEIDE, H., FORRESTER, D.I., WÄSCHE, I., YU, M., HÄRDTLE, W. Individual-tree radial growth in a subtropical broad-leaved forest: The role of local neighbourhood competition. **For. Ecol. Manage.**, v. 261, p. 499-507, 2011.

WEISKITTEL, A.R., HANN, D.W., KERSHAW JR, J.A., VANCLAY, J.K. **Forest Growth and Yield Modeling**, Wiley-Blackwell, Chichester, 2011.

WILLIAMS, M. A three-dimensional model of forest development and competition. **Ecological Modelling**, v. 89, p. 73-98, 1996.

ZHAO, D., BORDERS, B., WILSON, M., RAUTHBUN, S.L. Modeling neighborhood effects on the growth and survival of individual trees in a natural temperate species-rich forest. **Ecological Modelling**, v. 196, p. 90-102, 2006.

CAPÍTULO IV - MODELO DE ÁRVORE INDIVIDUAL DEPENDENTE E INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA NA PROJEÇÃO DA DINÂMICA DE UM FRAGMENTO DE FLORESTA DE ARAUCÁRIA NO SUL DO BRASIL

MODELO DE ÁRVORE INDIVIDUAL DEPENDENTE E INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA NA PROJEÇÃO DA DINÂMICA DE UM FRAGMENTO DE FLORESTA DE ARAUCÁRIA NO SUL DO BRASIL

RESUMO

Modelos de crescimento em nível de árvore individual apresentam grandes vantagens como ferramenta de apoio ao manejo em florestas mistas e ricas em espécies, quando comparados a outras abordagens, como modelos em nível de povoamento total ou por classe diamétrica. O objetivo desta pesquisa foi comparar projeções realizadas por um modelo de árvore individual dependente da distância com outro independente da distância, ambos construídos com dados provenientes de parcelas permanentes instaladas em um fragmento de Floresta de Araucária não perturbado nos últimos 70 anos. Submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento foram parametrizados para grupos de espécies formados em ambos os modelos de crescimento em nível de árvore individual. Os modelos de crescimento construídos foram validados, e três exemplos comparativos para simular projeções em área basal, volume e biomassa arbórea para os grupos formados e para uma parcela de 1 ha, incluindo simulações de regime de manejo, foram apresentados. As projeções do modelo independente da distância indicaram que os três grupos das espécies tolerantes à sombra tendem a reduzir em área basal e volume, enquanto que as espécies emergentes tendem a crescer acentuadamente até o fim do período simulado. Simulações com o modelo dependente da distância apontaram crescimento das araucárias e do grupo de espécies tolerantes à sombra e estabilidade no crescimento de espécies heliófilas, até o fim do período simulado. Na projeção para uma unidade de amostra (1 ha), o modelo dependente da distância apresentou maior crescimento nas três variáveis área basal, volume e biomassa do que o modelo independente da distância. Para aplicação no manejo florestal, as simulações revelaram que ambos os modelos de crescimento construídos apresentaram valores próximos de disponibilidade de madeira para o horizonte de planejamento testado de 60 anos.

Palavras-chave: índices de competição, modelos de crescimento, *Araucaria angustifolia*

ABSTRACT

Individual tree-based growth models offer great advantages over whole stand and size-class models in order to support management decisions in mixed forests and species-rich forests. This research compares projections performed by a distance-dependent tree growth model and a distance-independent tree growth model. Both models were constructed using data from permanent plots established in a fragment of Araucaria forest undisturbed in the past 70 years. Submodels of diameter increment, survival, and recruitment were parameterized for species groups formed in both individual tree growth models constructed. Both growth models were validated and three comparative examples that simulated projections in basal area, volume and aboveground tree

biomass for species groups in a 1-ha plot were analyzed. The examples included simulations of management regimes. The projections performed by the distance-independent tree model indicated that all three shade tolerant species groups tend to reduce in basal area and volume, whereas the emergent species present a sharp growth tendency until the end of the simulated period. Projections with the distance-dependent growth model indicated increase in growth for araucarias and for the shade tolerant group, and stability in growth for the light demanding group until the end of the simulated period. The distance-dependent growth model simulated at the plot level (1 ha) showed higher growth in basal area, volume and biomass when compared to the the independent-distance growth model. For applications in forest management, both growth models indicated nearly the same volume of wood available for cutting in a 60-year horizon plan.

Keywords: competition indices, growth model, *Araucaria angustifolia*

1. INTRODUÇÃO

Diversos trabalhos vêm mencionando que a modelagem de árvore individual é o melhor método para ser utilizado como ferramenta de apoio ao manejo florestal em florestas mistas, quando comparado a outras abordagens na modelagem do crescimento e produção, como modelos de povoamento total ou de distribuição diamétrica (VANCLAY, 1994; PORTÉ e BARTELINK, 2002; RENNOLLS *et al.*, 2007; WEISKITTEL *et al.*, 2011).

Munro (1974) foi o primeiro autor a classificar os modelos de árvore individual em: dependentes e independentes da distância (PRETZSCH, 2009). O princípio fundamental dos modelos dependentes da distância é que o crescimento da árvore é predito se a localização e o tamanho das árvores competidoras são conhecidos (PENG, 2000a), enquanto os modelos independentes da distância consideram que todas as espécies e tamanhos de árvores estão igualmente distribuídos na floresta (DAVIS e JOHNSON, 1987).

Ambos os métodos têm sido aplicados em florestas mistas ou ricas em espécies. No entanto, o mapeamento das árvores é bastante dispendioso e oneroso e a literatura não indica claramente se índices dependentes da distância são mais eficazes que os independentes da distância (DAVIS e JOHNSON, 1987; WEISKITTEL *et al.*, 2011). Alguns estudos comparativos entre índices de competição dependentes

e independentes da distância concluíram que os independentes da distância são tão eficazes quanto os dependentes da distância (LORIMER, 1983; MÄKINEN, 1997).

Inicialmente modelos de crescimento dependentes e independentes da distância eram igualmente representados em número, mas atualmente os modelos independentes da distância são predominantes (WEISKITTEL *et al.* 2011). Porém, em um futuro próximo, os modelos que consideram a posição das árvores tenderão a crescer em número, devido aos avanços da tecnologia em sensoriamento remoto (como por exemplo, o LIDAR) que facilitará o mapeamento das árvores, propiciando, assim, alta redução de custos (WEISKITTEL *et al.*, 2011).

Centenas de modelos de árvore individual foram desenvolvidos em regiões temperadas e boreais, mas poucos foram desenvolvidos em florestas tropicais e subtropicais (LIU e ASHTON, 1995). Evidências científicas de que ecossistemas únicos que abrigam alta biodiversidade vêm sendo reduzidos devido ao desflorestamento em regiões tropicais, aumentaram o alerta sobre a necessidade de incluir medidas conservacionistas no manejo florestal e da quantificação de carbono assimilado pela floresta (RENNOLLS *et al.*, 2007).

A literatura diferencia principalmente duas aplicações para os modelos desenvolvidos em florestas mistas: 1) para avaliar a sucessão de florestas e 2) para servir de apoio ao manejo florestal (PORTÉ e BARTELINK, 2002). Portanto, uma vez construídos, os modelos podem ser utilizados para estudar a dinâmica florestal, explorar opções silviculturais e de manejo e prever desbastes e condições da floresta no futuro (VANCLAY, 1995).

Ecologistas interessados em avaliar a sucessão de florestas começaram a utilizar modelos matemáticos visando um melhor entendimento sobre a dinâmica florestal (SHUGART e WEST, 1980), mas ainda existe uma lacuna entre ecologistas e gestores florestais (PENG, 2000b), principalmente na implementação do manejo florestal sustentável. É inquestionável que os modelos de sucessão, ou que avaliam a dinâmica florestal, são de grande utilidade para aplicação do manejo florestal (RENNOLLS *et al.*, 2007).

Poucos estudos comparativos entre diferentes modelos de crescimento empíricos foram publicados (VANCLAY, 1995) e estudos usando a modelagem individual dependente ou independente da distância no Brasil são incipientes. Desta forma, nesta pesquisa foram avaliados, por meio de três procedimentos aplicativos, o comportamento de um modelo dependente da distância e não dependente da

distância, os quais foram parametrizados com dados de um fragmento de Floresta de Araucária.

No primeiro procedimento, realizaram-se projeções em área basal (G), a fim de avaliar a tendência do crescimento dos grupos ecológicos formados para projeções de longo prazo, no modelo dependente e independente da distância, sob um enfoque ecológico. No segundo exemplo, apresenta-se a aplicação de um regime de manejo com igual intensidade de corte para o modelo dependente e independente da distância, com o intuito de identificar qual dos modelos construídos projeta maior disponibilidade de madeira para corte, em um horizonte de planejamento pré-definido. Finalmente, o terceiro procedimento simula, para ambos os modelos construídos, o crescimento em biomassa aérea da floresta em conjunto com a aplicação de um regime de manejo que poderia ser empregado, por exemplo, em projetos de captação de carbono em pequenas propriedades rurais.

Assim sendo, o objetivo desta pesquisa foi comparar projeções realizadas por um modelo de árvore individual dependente da distância com outro independente da distância, ambos construídos com dados provenientes de parcelas permanentes instaladas em um fragmento de Floresta de Araucária não perturbada nos últimos 70 anos.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo é um fragmento extenso (1.273 ha) de Floresta de Araucária em estágio avançado de sucessão localizada em uma Unidade de Conservação denominada Floresta Nacional (FLONA) de Irati (25.4°S, 50.6°W) que não sofreu distúrbio nos últimos 70 anos. As parcelas permanentes (25 ha) foram instaladas em 2002 e desde então vêm sendo inventariadas seguindo intervalos de 3 anos (2002, 2005, 2008, 2011). Elas estão dispostas em 25 parcelas contíguas de 1 ha e cada parcela é subdividida em 4 subparcelas de 50 m x 50 m. As árvores acima de 10 cm de DAP tiveram medidos o diâmetro e foram identificadas quanto à espécie.

O clima da região é “Cfb”, segundo a classificação de Köppen, com precipitação média anual de 1.442 mm e sem estação seca. A temperatura média em

Janeiro é de 22°C e a de Julho fica em torno de 10°C, com mais de cinco geadas por ano.

A Floresta de Araucária ocorre principalmente no sul do Brasil, entre 20-30°S (BEHLING e PILLAR, 2007) e compreendem centenas de espécies. Devido ao corte indiscriminado a que essas florestas foram submetidas, atualmente essa tipologia florestal se encontra reduzida a pequenos fragmentos.

2.2. CONSTRUÇÃO DOS MODELOS

2.2.1. Agrupamento de espécies para desenvolvimento dos modelos

As espécies foram agrupadas seguindo a metodologia proposta por Alder *et al.* (2002) que definem grupos ecológicos de acordo com a posição dos pontos plotados em um gráfico de dois eixos: DAP percentil à 95% no eixo das abscissas e o incremento diamétrico médio no eixo das ordenadas.

Seis grupos ecológicos para o modelo de árvore individual não dependente da distância foram formados: Estrato inferior, Subdossel, Umbrófilas do Dossel, Heliófilas do Dossel e Emergentes.

No modelo dependente da distância as espécies foram reunidas em três grupos principais: Umbrófilas, Heliófilas e Araucárias. A análise da competição seria dificultada entre grupos e um número alto de variáveis independentes de competição (36 casos de competição intra e intergrupos) seriam utilizados se o mesmo número de grupos ecológicos (6 grupos) fosse utilizado no modelo dependente da distância.

A Figura 1 apresenta os grupos formados para o modelo independente da distância (Fig. 1a) e o dependente da distância (Fig. 1b).

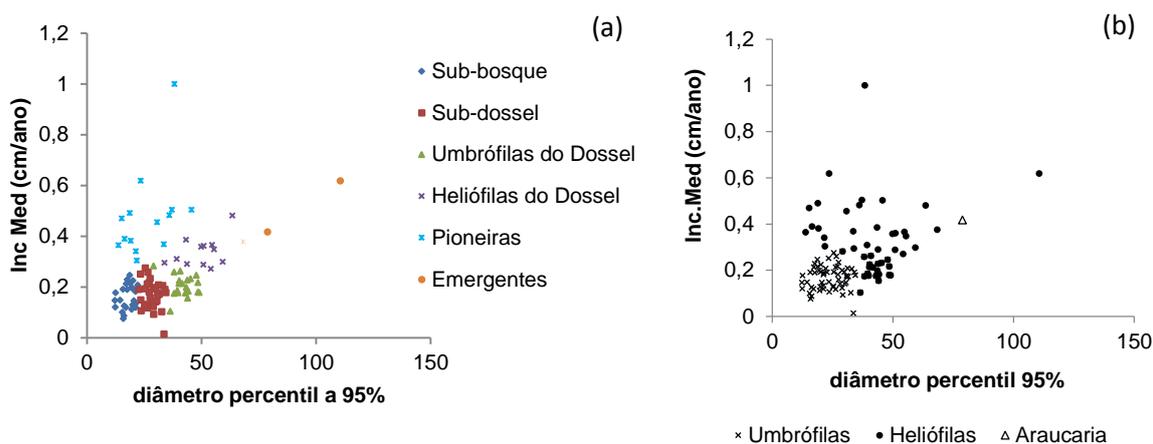


FIGURA 1 - GRUPOS DE ESPÉCIES PARA OS MODELOS INDEPENDENTES (A) E DEPENDENTES (B) DA DISTÂNCIA DE ACORDO COM O MÉTODO DE AGRUPAMENTO DE ESPÉCIES PROPOSTO POR ALDER *et al.* (2002)

Desse modo, para o modelo de árvore dependente da distância, os grupos das espécies: Estrato Inferior, Subdossel e Umbrófilas do Dossel utilizados no modelo independente da distância, foram reunidos em um único grupo, definido como o grupo das espécies Umbrófilas, considerando que esses grupos apresentam espécies com características tolerantes à sombra. Os grupos das espécies Pioneiras, Emergentes e Heliófilas do Dossel foram reunidos no grupo das espécies Heliófilas, por serem grupos cujas espécies são demandadoras de luz. A *Araucaria angustifolia* (araucária), por ser a principal espécie dessa tipologia e se apresentar em grande abundância, foi considerada em um grupo à parte.

2.2.2. Componentes dos Modelos Construídos

Foram parametrizados submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento para os grupos de espécies definidos (Tabela 1).

Os submodelos de incremento diamétrico e sobrevivência dependem de duas transformações do diâmetro da árvore (DAP), além do índice de competição (dependente ou independente da distância).

Os submodelos de recrutamento empregados no modelo de crescimento dependente e independente da distância construídos foram os mesmos: são em nível de parcela e dependem da área basal do grupo (G_i) e da parcela (G). A principal diferença é que no modelo de crescimento dependente da distância o posicionamento

de árvores recrutadas se dá de maneira aleatória dentro da parcela, definido em um plano cartesiano (X,Y) em metros.

TABELA 1 - SUBMODELOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO (Δd), SOBREVIVÊNCIA (P) E RECRUTAMENTO (N) PARA AMBOS OS MODELOS DE CRESCIMENTO EM NÍVEL DE ÁRVORE INDIVIDUAL CONSTRUÍDOS

Modelo	Função	Submodelo
Independente da distância	Δd	$\ln(DI + 0.2) = \beta_0 + \beta_1 \cdot DAP + \beta_2 \cdot \ln DAP + \beta_3 \cdot BAL + \beta_4 \cdot G$
	p	$p = [1 + \exp^{-(\beta_0 + \beta_1 \cdot X_1 + \beta_2 \cdot X_2 + \beta_3 \cdot BAL + \beta_4 \cdot G)}]^{-1}$
	N	$\ln(N + 1) = \beta_0 + \beta_1 \cdot Gi + \beta_2 \cdot Gi^2 + \beta_3 \cdot G$
Dependente da distância	Δd	$\ln(DI + \alpha) = \beta_0 \cdot spp + \beta_1 \cdot DAP + \beta_2 \cdot \ln DAP + \beta_3 \cdot DAP \cdot spp + \beta_4 \cdot \ln DAP \cdot spp + \beta_5 \cdot CI$
	p	$p = [1 + \exp^{-(\beta_0 \cdot spp + \beta_1 \cdot DAP + \beta_2 \cdot DAP^{0.5} + \beta_3 \cdot DAP \cdot spp + \beta_4 \cdot DAP^{0.5} \cdot spp + \beta_5 \cdot CI)}]^{-1}$
	N	$\ln(N + 1) = \beta_0 \cdot spp + \beta_1 \cdot Gi + \beta_2 \cdot G + \beta_3 \cdot Gi \cdot spp + \beta_4 \cdot G \cdot spp$
Site form		$h_t = \beta_0 + \beta_1 \cdot [parcela \cdot \ln(DAP)]$

DI é o incremento diamétrico (cm/ano); p é a probabilidade de sobrevivência; N é o número de árvores recrutadas; spp é a variável qualitativa referente ao grupo de espécies; dbh é o diâmetro à altura do peito (DAP) em cm; $\ln dbh$ é o logaritmo neperiano do DAP; $dbh \cdot spp$ é uma interação entre a variável qualitativa do grupo e o DAP; $\ln dbh \cdot spp$ é uma interação entre o logaritmo neperiano do DAP e a variável qualitativa do grupo, CI é o índice de competição de Hegyi; $\alpha = 0,2$ para considerar os incrementos diamétricos negativos comuns em florestas tropicais e permitir a transformação logarítmica; Gi é a área basal do grupo ($m^2 \cdot ha^{-1}$) e G é a área basal da parcela ($m^2 \cdot ha^{-1}$); $Gi \cdot spp$ e $G \cdot spp$ são a área basal do grupo e da parcela com interação com a espécie, respectivamente.

Em ambos os modelos de crescimento construídos (dependente e independente da distância), os submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento são determinísticos. Especificamente para a sobrevivência, foi empregado um submodelo compatível determinístico-estocástico, em que, em um primeiro estágio, a probabilidade de sobrevivência é estimada pela regressão logística e, no segundo estágio, a exclusão de árvores se dá de uma maneira estocástica, em que um número é sorteado entre 0 e 1 e se a probabilidade de sobrevivência calculada for maior que o número sorteado, então a árvore permanece na simulação (VANCLAY, 1991; EID e TUHUS, 2001).

Estava disponível uma equação de volume (IBDF/FATEC, 1983) e uma de biomassa ajustada para essa tipologia florestal (MARTINS, 2011). Ambas as equações são de dupla entrada e dependem do DAP e da altura total (h). Particularmente para o volume, estava disponível uma equação específica para a *Araucaria angustifolia* e outra para as demais espécies angiospermas encontradas

nessa tipologia florestal. Deste modo, foram ajustadas curvas h-d para representar o sítio (VANCLAY e HENRY, 1988), considerando-se que foi observada grande variabilidade de sítio na área de estudo, indicada principalmente pela diferença na composição florística e na densidade de árvores observadas entre parcelas.

2.2.3 Características de ambos os modelos de crescimento construídos

Os parâmetros do submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento foram implementados no *software* de simulação SIMILE (MUETZELFELDT e MASSHEDER, 2003).

Os modelos funcionam como ferramenta de apoio para o manejo, podendo-se definir variáveis importantes para simular desbastes como: diâmetro mínimo de corte, ciclo de corte e intensidade de corte.

Ambos os modelos realizam projeções para parcelas de 1 ha. Os dados de *input* necessários para inicializar o modelo são: identificação da parcela (código da parcela) necessária para a estimativa do sítio utilizando a altura na curva h-d; diâmetro da árvore ou DAP; grupo ecológico ao qual a árvore pertence e, para o modelo dependente da distância, a coordenada X e Y, em metros, de todas as árvores presentes na parcela.

Para o modelo independente da distância, a competição, além da área basal (G), foi analisada com o índice BAL (*basal area in larger trees*) para sub-parcelas de 2.500 m². Por isto, para esse submodelo, também é necessária a identificação da sub-parcela.

Ambos os modelos fornecem projeções em nível de árvore, grupos de espécies e em nível de parcela, para área basal, volume e biomassa. Como ferramenta de apoio ao manejo, ambos os modelos também disponibilizam gráficos de saída para o volume disponível para corte e volume cortado ao longo das simulações.

2.2.4. Índices de Competição utilizados nos modelos

2.2.4.1. Independente da distância

A competição entre árvores por luz foi avaliada pelo índice BAL, enquanto a competição por água e nutrientes foi representada pela área basal (Gt) (VANCLAY, 1994; WEISKITTEL, *et al.* 2011) para os submodelos de incremento diamétrico e sobrevivência.

Um estudo prévio realizado na presente pesquisa indicou que o uso de parcelas de 2.500 m² apresentou maior significância para o índice BAL nos ajustes dos modelos de incremento diamétrico. Todavia, para a área basal total (Gt), parcelas de 1 ha indicaram maior significância. Portanto, esses foram os tamanhos de parcelas utilizadas para essas duas variáveis de competição nos ajustes dos submodelos de incremento diamétrico e sobrevivência no modelo independente da distância.

No modelo de recrutamento, a competição foi avaliada pela área basal (G). Espera-se que em parcelas com maior densidade (área basal), ocorram maiores taxas de recrutamento de espécies umbrófilas; enquanto que em parcelas com baixa densidade ocorra um maior número de árvores recrutadas de espécies heliófilas ou exigentes à luz.

2.2.4.2 Dependente da distância

O índice de Hegyi (1974) foi empregado para avaliar a influência da competição entre árvores no crescimento e na sobrevivência dos três grupos de espécies formados para o modelo dependente da distância. Esse índice é expresso pela fórmula:

$$H_j = \sum \left(\frac{d_i/d_j}{D_{ij}} \right)$$

em que d_i é o diâmetro do competidor i , d_j é o diâmetro da árvore objeto j , e D_{ij} é a distância entre as árvores i e j .

Embora muitos trabalhos tenham determinado um raio fixo para avaliar a competição entre árvores nos índices dependentes da distância, a utilização de um raio fixo apresenta grande desvantagem quando implementado em um modelo de simulação (PRETZSCH, 2009).

Nesta pesquisa foi considerado que o raio de influência de árvores competidoras depende dos diâmetros das árvores competidora e objetivo em uma relação $D_{ij} < \alpha (d_i + d_j)$ (VANCLAY *et al.*, 2013). Esses autores determinaram que a maior influência na competição para o crescimento entre *Araucaria cunninghamii* Aiton ex D. Don e *Flindersia Brayleyana* F.Muell. foi observada quando $\alpha = 40$. Todavia nesta pesquisa, foi observado que para a sobrevivência, o raio de influência na competição é menor e uma análise prévia indicou $\alpha = 4$ o valor mais apropriado a ser utilizado.

Quando se utiliza três grupos de espécies, nove casos de competição entre grupos podem ocorrer (Tabela 2).

TABELA 2 - CASOS EM QUE OCORRE A COMPETIÇÃO INTRA E INTERGRUPOS

Caso	Causam competição		Sofrem competição
1	Umbrófilas	→	Umbrófilas
2	Umbrófilas	→	Heliófilas
3	Umbrófilas	→	<i>Araucaria angustifolia</i>
4	Heliófilas	→	Umbrófilas
5	Heliófilas	→	Heliófilas
6	Heliófilas	→	<i>Araucaria angustifolia</i>
7	<i>Araucaria angustifolia</i>	→	Umbrófilas
8	<i>Araucaria angustifolia</i>	→	Heliófilas
9	<i>Araucaria angustifolia</i>	→	<i>Araucaria angustifolia</i>

Foram ajustados índices de competição para cada caso apresentado na Tabela 2. Os coeficientes que apresentaram semelhança foram unidos com o objetivo de diminuir o número de variáveis independentes nos ajustes dos submodelos de incremento diamétrico e sobrevivência.

2.2.3 Validação e simulações realizadas com os modelos desenvolvidos

O modelo foi avaliado em todos os estágios de sua construção, considerando a consistência biológica do modelo, os sinais dos coeficientes ajustados para os componentes do modelo, a análise de resíduos após os ajustes e a comparação entre valores observados e estimados (VANCLAY, 1994).

Foram calculados viés, precisão e acurácia em percentagem (PRETZSCH, 2009) para a área basal. Estas estatísticas comparam valores observados e estimados nas unidades amostrais.

Dados levantados no primeiro levantamento realizado (2002) foram inseridos para inicialização do modelo e projeções de 9 anos para a área basal total foram comparadas com os dados observados de área basal no último levantamento realizado (2011), nas 25 parcelas da área amostrada, para o modelo independente da distância e dependente da distância

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 GRUPOS FORMADOS

A Tabela 3 apresenta as duas principais espécies dos grupos formados em ordem de abundância para os dois modelos de crescimento construídos.

De forma geral, o método de agrupamento proposto por Alder *et al.* (2002) condiz com as características das principais espécies da Floresta Ombrófila Mista, descritas na literatura.

TABELA 3 - GRUPOS FORMADOS E AS DUAS ESPÉCIES MAIS ABUNDANTES DE CADA GRUPO COM SUAS CARACTERÍSTICAS, PARA AMBOS OS MODELOS DE CRESCIMENTO CONSTRUÍDOS

Modelo	Grupo	Família (Nº de Espécies)	$\bar{\Delta d}$	DAP max*	N.ha ⁻¹ *	N
Independente da Distância	1- Estrato Inferior	(19)	0.16	31.67	46.96	3489
	<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	Rubiaceae	0.21	30.56	16.60	
	<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	Myrtaceae	0.19	31.26	8.52	
	2- Subdossel	(30)	0.18	61.43	232.84	17421
	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Lauraceae	0.14	56.34	49.84	
	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Aquifoliaceae	0.19	43.77	47.40	
	3- Umbrófilas do Dossel	(23)	0.21	73.53	95.44	7175
	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	Lauraceae	0.21	64.14	32.64	
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae	0.23	73.53	15.72	
	4- Heliófilas do Dossel	(16)	0.31	110.45	50.36	3777
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	0.34	82.60	14.52	
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Lauraceae	0.29	86.58	12.60	
	5- Pioneiras	(16)	0.37	52.52	8.90	717
	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	Rubiaceae	0.48	52.52	4.40	
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	Asteraceae	0.37	34.38	1.36		
6- Emergentes	(2)	0.40	155.97	60.08	4504	
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze †	Araucariaceae	0.42	121.44	41.32		
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	Lauraceae	0.38	155.97	18.76		
Dependente da Distância	1- Umbrófilas	(43)	0.19	73.53	375.28	18938
	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Lauraceae	0.14	56.34	49.84	
	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Aquifoliaceae	0.19	43.77	47.40	
	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	Lauraceae	0.21	64.14	32.64	
	2- Heliófilas	(63)	0.33	155.97	78.08	6041
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	0.34	82.60	14.52	
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Lauraceae	0.29	86.58	12.60	
	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Lauaceae	0.27	69.07	8.88	
	3- <i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Araucariaceae	0.41	121.44	41.32	1224

$\bar{\Delta d}$ = incremento diamétrico médio (cm/ano), DAP max. = DAP máximo (cm), * para dados de 2011. † a araucária foi considerada como Grupo 7 nas análises volumétricas devido à diferentes equações de volume disponíveis para angiospermas e araucárias. N = número de observações utilizadas nos ajustes do submodelo de incremento diamétrico para cada grupo.

Os coeficientes dos submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento estão apresentados no Anexo 1.

3.2 TENDÊNCIA DOS SUBMODELOS

A Figura 2 indica a tendência dos submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento ajustados para os grupos formados em ambos os modelos de crescimento construídos.

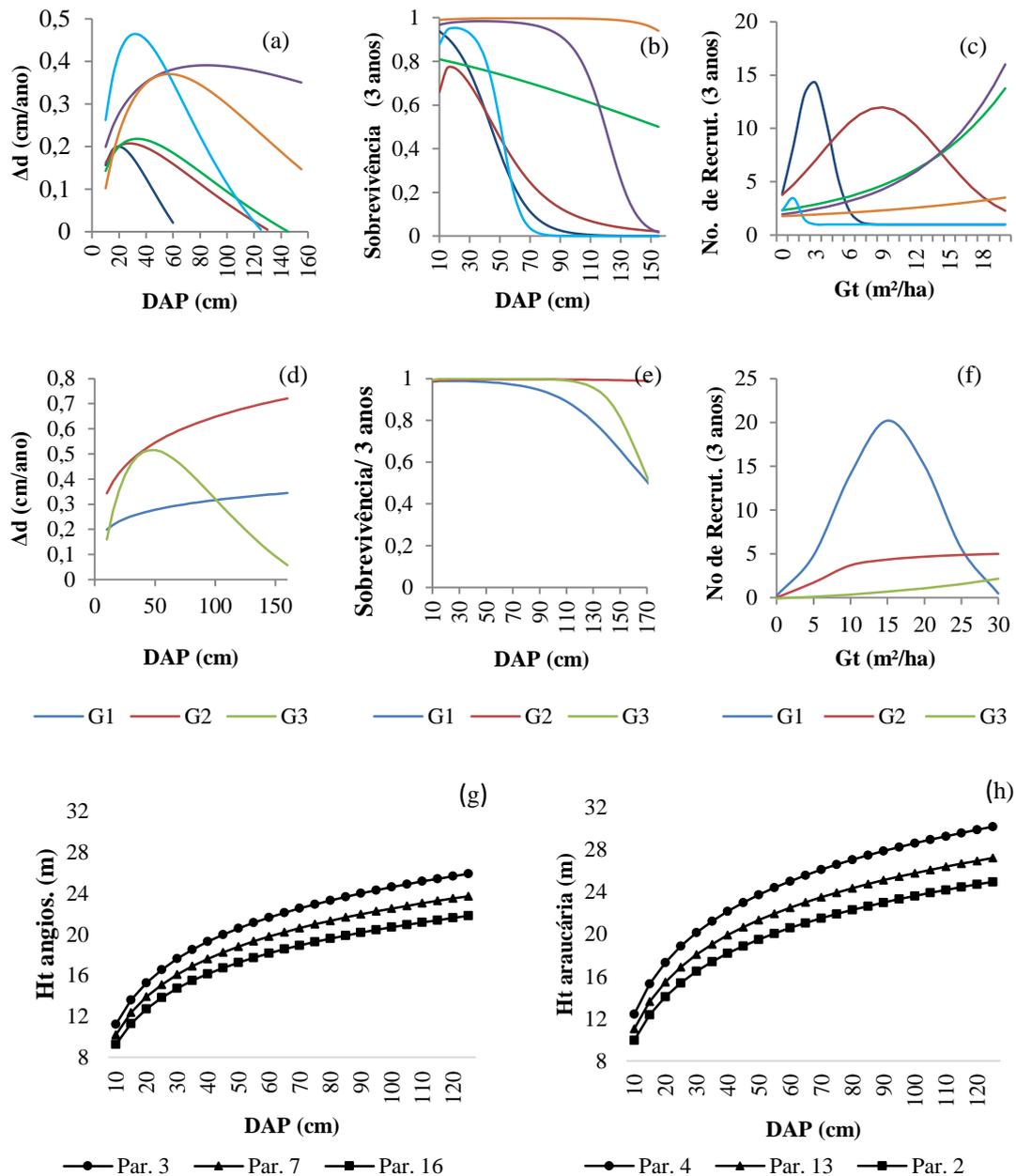


FIGURA 2 - CURVAS MÉDIAS DOS SUBMODELOS NÃO DEPENDENTES DA DISTÂNCIA AJUSTADOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO (a), SOBREVIVÊNCIA (b) E RECRUTAMENTO (c) PARA OS SEIS GRUPOS DE ESPÉCIES FORMADOS: (—) ESTRATO INFERIOR-G₁; (—) SUBDOSEL-G₂; (—) UMBRÓFILAS DO DOSEL-G₃; (—) HELIÓFILAS DO DOSEL-G₄; (—) PIONEIRAS-G₅; (—) EMERGENTES-G₆. TENDÊNCIA DOS SUBMODELOS AJUSTADOS PARA O INCREMENTO DIAMÉTRICO (d), SOBREVIVÊNCIA (e) E RECRUTAMENTO (f) PARA OS TRÊS GRUPOS DE ESPÉCIES UTILIZADOS NO MODELO DE CRESCIMENTO DEPENDENTE DA DISTÂNCIA: G₁ = GRUPO DAS ESPÉCIES UMBRÓFILAS; G₂ = GRUPO DAS ESPÉCIES HELIÓFILAS; G₃ = *Araucaria angustifolia*. CURVAS DE SÍTIO (SITE FORM) AJUSTADAS PARA A PARCELA (PAR.) DE MAIOR, MÉDIO E MENOR SÍTIO PARA ANGIOSPERMAS (g) E ARAUCÁRIAS (h)

Os submodelos de incremento diamétrico, sobrevivência e recrutamento ajustados para os grupos ecológicos em ambos os modelos construídos, embora apresentem diferentes tendências, indicaram consistência biológica e comportamento esperados dos grupos ecológicos formados. As espécies heliófilas tiveram maiores taxas de crescimento em diâmetro do que as espécies tolerantes à sombra. Espécies emergentes, por serem mais longevas, tendem a ter maior probabilidade de sobrevivência quando atingem grandes diâmetros, quando comparadas a espécies tolerantes à sombra, que apresentaram as maiores taxas de mortalidade, por estarem submetidas a uma maior competição. As maiores taxas de recrutamento foram observadas nas espécies tolerantes à sombra possivelmente porque a floresta está em um estágio avançado de regeneração e pelas restrições de incidência de luz no estrato inferior, favorecendo a regeneração de espécies umbrófilas.

3.3 VALIDAÇÃO DOS MODELOS

As estatísticas de viés, precisão e acurácia em percentagem (PRETZSCH, 2009) foram calculadas para área basal para ambos os modelos de crescimento construídos (Tabela 4). A comparação foi realizada para a área basal total (Gt), visto que os grupos 1, 2 e 3 formados para o modelo dependente da distância apresentam diferentes espécies quando comparadas aos grupos 1, 2 e 3 do modelo independente da distância.

TABELA 4 - VIÉS, PRECISÃO E ACURÁCIA EM PERCENTAGEM CALCULADOS PARA A ÁREA BASAL TOTAL (GT) EM AMBOS OS MODELOS DE CRESCIMENTO CONSTRUIDOS.

Modelo	Estatística	Gt
Independente da Distância	Viés (%)	-1,7
	Precisão (%)	3,8
	Acurácia (%)	1,3
Dependente da Distância	Viés (%)	4,4
	Precisão (%)	3,2
	Acurácia (%)	5,4

As estatísticas calculadas para a área basal para todas as espécies (Gt) indicaram que o modelo independente da distância apresentou os menores erros em percentagem, para as estatísticas viés e acurácia. No entanto, o modelo dependente da distância demonstrou ser um pouco mais preciso do que o modelo independente da distância (3,2% e 3,8%, respectivamente).

3.4 EXEMPLOS APLICATIVOS DOS MODELOS

3.4.1. Simulação da Dinâmica florestal

A dinâmica florestal a longo prazo foi simulada para avaliar a sucessão ecológica dos grupos ecológicos com projeções realizadas para um período de 50 anos, utilizando-se dados coletados no último levantamento realizado (2011) para inicializar o modelo.

Projeções em área basal da parcela 1 (1 ha) abrangendo todas as espécies (G) para os modelos dependente e independente da distância estão apresentadas na Figura 3a. As Figuras 3b e 3c mostram as projeções em área basal para os grupos de espécies projetados pelos modelos independente e dependente da distância, respectivamente.

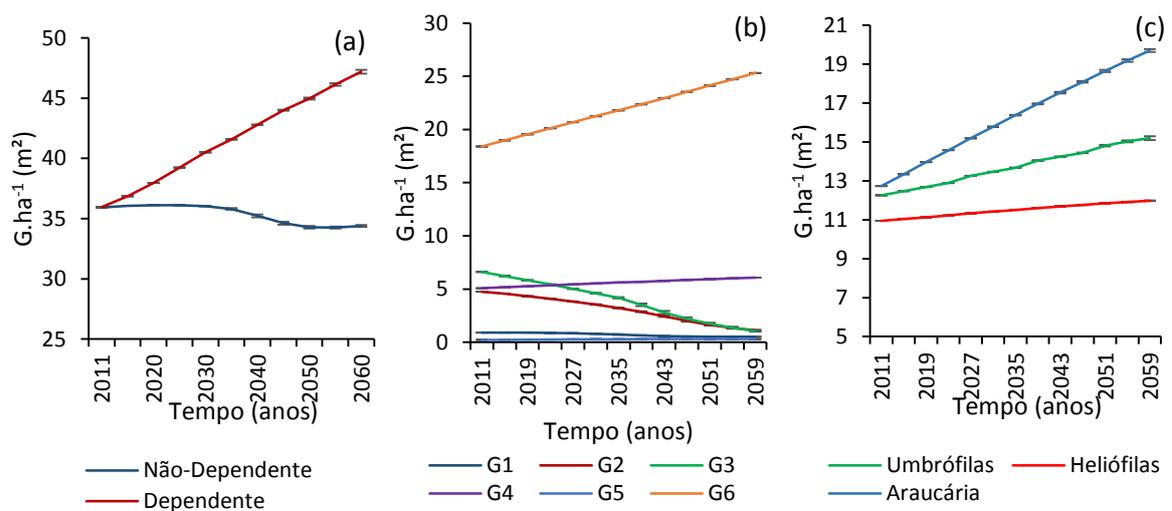


FIGURA 3 - PROJEÇÕES EM ÁREA BASAL DA PARCELA (1 ha) REALIZADAS PELOS MODELOS DEPENDENTE E INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA (a). PROJEÇÕES PARA OS GRUPOS DE ESPÉCIES REALIZADOS PELO MODELO INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA (b) E DEPENDENTE DA DISTÂNCIA (c) PARA UM PERÍODO DE 50 ANOS. BARRAS VERTICAIS INDICAM UM DESVIO PADRÃO RESULTANTE DE 20 SIMULAÇÕES ($GRANULARITY=0,2$). PARA O MODELO INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA (b): G1 = ESTRATO INFERIOR; G2= SUBDOSSEL; G3= UMBRÓFILAS DO DOSSEL; G4= HELIÓFILAS DO DOSSEL; G5= PIONEIRAS; G6= EMERGENTES

A área basal (G) da parcela simulada apresentou no início da simulação, em 2011, $35,9 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$. As simulações indicaram que o modelo dependente da distância projetou o crescimento em área basal até $47,1 \text{ m}^2/\text{ha}^{-1}$ em um período de 50 anos,

enquanto que o modelo independente da distância apresentou pequena redução em área basal, atingindo $34,4 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ no final do período simulado.

O maior crescimento em área basal apontado pelo modelo dependente da distância pode ser justificado pelo efeito da competição que foi desconsiderado em quase todos os casos de competição intra e intergrupos (Tabela 2) no submodelo de sobrevivência. Apenas no caso 1, quando ocorre a competição entre espécies umbrófilas, é que foi observado indício de competição intragrupo. Embora esta variável não tenha contribuído significativamente ($p < 0,05$) no ajuste do submodelo de sobrevivência, ainda assim foi incluída na análise. Por outro lado, os índices de competição independentes da distância (BAL e G) apontaram estreita correlação com a probabilidade de sobrevivência nos ajustes ($p < 0,05$) e estes foram incluídos no ajuste do submodelo de sobrevivência. Deste modo, as árvores apresentaram maior probabilidade de sobrevivência no modelo dependente da distância quando comparado ao modelo independente da distância e essa pode ser a justificativa pela qual o modelo dependente da distância prognosticou maior crescimento para a parcela simulada, quando comparado ao modelo independente da distância.

Quanto às projeções para os grupos, as simulações indicaram que, para o modelo independente da distância, os grupos das espécies tolerantes à sombra (estrato inferior, subdossel e umbrófilas do dossel) e das pioneiras tendem a diminuir em área basal, a partir do início da simulação (Fig. 4b), enquanto que as espécies emergentes, representadas pelas espécies mais longevas dessa tipologia florestal (CARVALHO, 1994; CARVALHO, 2003), tiveram crescimento ascendente até o fim do período simulado (Fig. 4b). O modelo indicou estabilidade do crescimento no grupo das espécies emergentes em um período de 200 anos após o início das simulações.

As projeções em área basal para os grupos ecológicos do modelo dependente da distância indicaram que as araucárias apresentaram maior crescimento do que os outros dois grupos. Embora a taxa de crescimento diamétrico médio nas espécies heliófilas (Tabela 3) tenha sido maior do que nas umbrófilas, projeções em longo prazo estimaram um maior crescimento em área basal das espécies umbrófilas, provavelmente justificada pela alta taxa de recrutamento observada nesse grupo quando comparado ao grupo das heliófilas (Figura 2).

Assim, especificamente para o grupo das espécies tolerantes à sombra (umbrófilas), simulações apontadas pelo modelo independente da distância indicaram que os três grupos de espécies tolerantes à sombra têm tendência de redução em

área basal. No entanto, quando os três grupos utilizados no modelo independente da distância foram reunidos em um único grupo empregado no modelo dependente da distância (umbrófilas), houve tendência de crescimento desse grupo até o fim das simulações.

3.4.2. Subsídios ao Manejo Florestal

Um mesmo regime de manejo foi simulado para a parcela 1 para ambos os modelos de crescimento construídos. Foi determinado um horizonte de planejamento de 60 anos, com ciclos de corte de 10 anos, sendo que o primeiro corte foi ajustado para ser realizado em 2014, três anos depois do início da simulação. Nas simulações foram definidas a mesma intensidade de corte, restringindo o corte somente para árvores com DAP acima de 40 cm. Na Fig. 4 (a) está apresentado o volume total projetado pelos dois modelos, enquanto que na Fig. 4 (b) está o volume disponível para corte, respeitando-se as diretrizes impostas para o manejo, ao longo do período simulado. As Fig. 4 (c) e 4 (d) demonstram o volume de madeira para os grupos formados apontados pelos modelos independente e dependente da distância respectivamente.

Embora o regime de manejo simulado para ambos os modelos tenha sido o mesmo, há uma grande diferença no volume total da parcela no final do período simulado. O modelo dependente da distância apresentou tendência crescente do volume, enquanto no modelo independente da distância o volume final tendeu a decrescer até o fim do horizonte de planejamento (Fig. 4a).

A Figura 4b apresenta a disponibilidade de madeira para corte ao longo do período simulado. A diferença foi pequena entre os dois modelos de crescimento no fim do período simulado (8,9 m³ e 8,2 m³ para o modelo independente e dependente da distância, respectivamente).

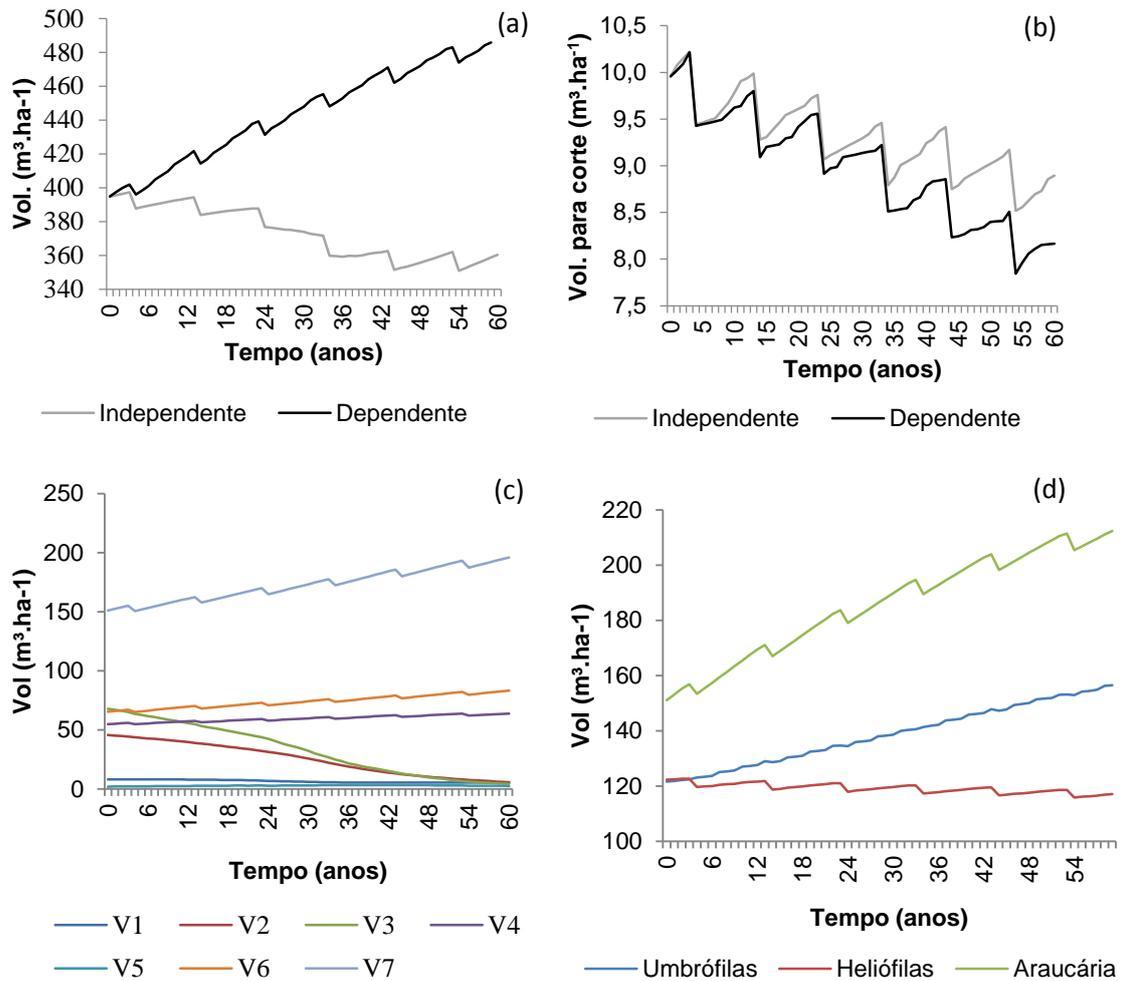


FIGURA 4 - VOLUME TOTAL PROJETADO PELO MODELO DEPENDENTE E INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA PARA O REGIME DE MANEJO PROPOSTO (a). VOLUME DISPONÍVEL PARA CORTE PARA AMBOS OS MODELOS (b) AO LONGO DO HORIZONTE DE PLANEJAMENTO. PROJEÇÃO EM VOLUME DOS GRUPOS ECOLÓGICOS PARA O MODELO INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA (c): V1 = ESTRATO INFERIOR; V2 = SUBDOSEL; V3 = UMBRÓFILAS DO DOSEL; V4 = HELIÓFILAS DO DOSEL; V5 = PIONEIRAS; V6 = VOLUME DE *Ocotea porosa*, V7= VOLUME DE *Araucaria angustifolia*. PROJEÇÃO EM VOLUME DOS GRUPOS ECOLÓGICOS PARA O MODELO DEPENDENTE DA DISTÂNCIA (d)

A Figura 4c demonstra que as espécies do grupo das emergentes que atingem grandes diâmetros foram as que sofreram cortes, (*Araucaria angustifolia* (V7) e *Ocotea porosa* (V6)), além do grupo das espécies heliófilas do dossel (V4) (ex. *Cedrela fissilis*). O mesmo foi observado para o modelo dependente da distância, em que indivíduos de *Araucaria angustifolia* (V3) e espécies heliófilas (V2) atingem grandes tamanhos e, portanto, sofreram maiores cortes (Fig. 4d).

Por outro lado, ambos os modelos construídos não indicaram corte no grupo das espécies Umbrófilas, considerando que estas espécies raramente atingem

diâmetros maiores do que 40 cm, o mínimo estipulado para cortes no regime de manejo simulado.

No final de 60 anos de horizonte de planejamento, implementando-se ciclos de corte de 10 anos, as simulações com o modelo de crescimento independente da distância indicaram um volume de *Araucaria angustifolia* de 196 m³/ha, enquanto que o modelo dependente da distância resultou em volume próximo a 212 m³/ha. Este maior crescimento apontado pelo modelo dependente da distância é justificado também por esse modelo apresentar competição na sobrevivência apenas em um caso: quando indivíduos de espécies unbrófilas estão próximos e competem com outros indivíduos de espécies umbrófilas (caso 1 da Tabela 2).

3.4.3 Assimilação de carbono florestal com aplicação de regime de manejo

A quantificação da biomassa florestal tem sido alvo de várias pesquisas, principalmente com o objetivo de avaliar o carbono assimilado pela floresta. Ao implementar uma equação de biomassa dependente do tamanho da árvore no modelo de crescimento, é possível quantificar o carbono arbóreo assimilado pela floresta ao longo do tempo.

O conteúdo de carbono é um valor normalmente próximo a 50% de biomassa da árvore e geralmente varia pouco entre espécies ou diferentes partes da árvore (WEST, 2009). Este fator (0,5) tem sido bastante empregado para transformar biomassa da árvore em carbono assimilado (ex. PINARD e PUTZ, 1996; GOWER *et al.*, 1999; NELSON *et al.*, 2000).

Ocasionalmente a quantidade de carbono assimilada é reportada como a quantidade de dióxido de carbono equivalente (CO₂ equiv.) que a árvore remove da atmosfera (WEST, 2009). Neste caso a conversão de carbono em dióxido de carbono equivalente é realizada simplesmente multiplicando o carbono assimilado por 3,67, que é a razão entre o peso de uma molécula de dióxido de carbono e o peso de um átomo de carbono (UTT *et al.*, 2000; WEST, 2009).

Projetos para captação de carbono florestal já foram elaborados no Brasil e em outros países, inclusive em áreas de pequenos proprietários de terras que abrigam florestas nativas. Tais projetos permitem que planos de manejo sejam implementados

visando a auto-sustentabilidade se os princípios da sustentabilidade no manejo florestal forem obedecidos.

A seguir é apresentado um exemplo de um regime de manejo que poderia ser aplicado em áreas de pequenos produtores rurais, aliado a um projeto de captação de carbono (Figura 5). Para ambos os modelos construídos foram definidos ciclos de corte de 20 anos, para diâmetros acima de 40 cm, sendo o primeiro corte estabelecido para três anos após o início da simulação, com mesma intensidade de corte para um horizonte de planejamento de 60 anos.

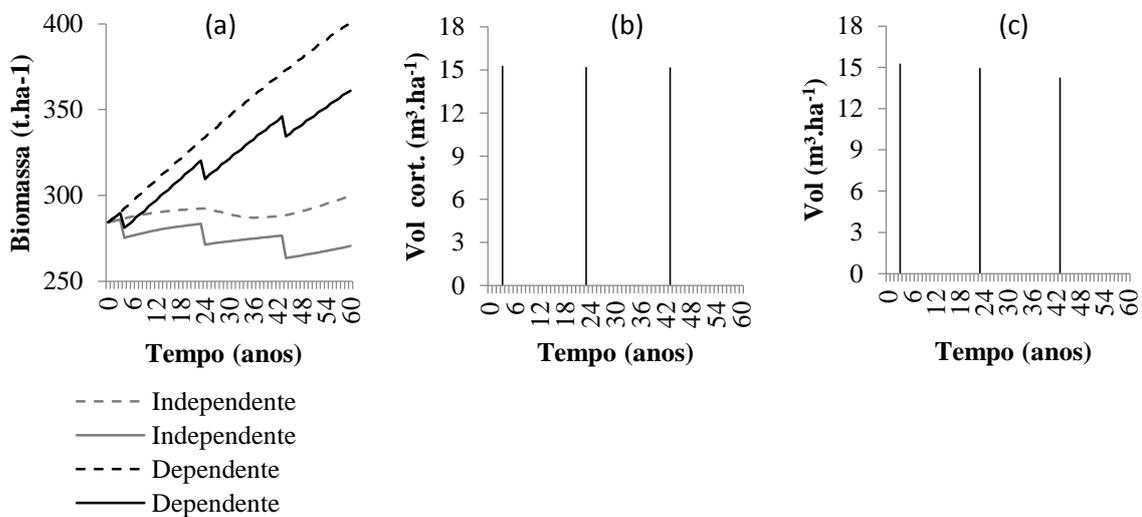


FIGURA 5. CRESCIMENTO EM BIOMASSA ARBÓREO TOTAL DA FLORESTA (a) (DAP > 10 CM), SEM APLICAÇÃO DE REGIME DE MANEJO (LINHAS PONTILHADAS EM (a) E AO APLICAR O REGIME DE MANEJO SUGERIDO (LINHAS SÓLIDAS). VOLUME DE MADEIRA ESTIMADA PARA CADA CORTE SIMULADO PELO MODELO INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA (b) E DEPENDENTE DA DISTÂNCIA (c).

As linhas pontilhadas na Figura 5a indicam o crescimento em biomassa arbórea da floresta sem realização de cortes. Algumas áreas que abrigam Florestas de Araucária estão localizadas em áreas protegidas, em unidades de conservação onde o manejo florestal é restringido, e projetos de carbono podem também ser implementados nessas áreas onde o corte é proibido.

As linhas sólidas (Fig.5a) representam a aplicação do regime de manejo proposto. A linha preta apresentada na Figura 5a indica maior tendência de crescimento em biomassa arbóreo simulado pelo modelo dependente da distância comparado ao modelo independente da distância (linha cinza), que mostrou estabilidade no crescimento ao longo do período simulado.

Ambos os modelos indicaram valores próximos de volume cortado até o final do horizonte de planejamento (aproximadamente 15 m³ por corte apontado pelo modelo crescimento independente da distância (Fig. 5b) e dependente da distância (Fig. 5c).

4. CONCLUSÃO

Foram construídos dois modelos em nível de árvore individual: um dependente da distância e outro independente da distância. Ambos os modelos foram parametrizados com dados provenientes de um fragmento de floresta de araucária rico em espécies e não perturbado nos últimos 70 anos.

Para grupos de espécies

Para o modelo independente da distância, as simulações em longo prazo para avaliar a dinâmica sucessional dos grupos ecológicos indicaram que os grupos das espécies tolerantes à sombra (estrato inferior, subdossel e umbrófilas do dossel) tendem a reduzir em área basal e volume, enquanto o grupo das espécies emergentes, majoritariamente composto por araucárias, tende a crescer acentuadamente até o fim do período simulado.

O modelo dependente da distância indicou crescimento mais acentuado da *Araucaria angustifolia* durante o período simulado e tendência de crescimento das espécies tolerantes à sombra, provavelmente justificada pela alta taxa de recrutamento nesse grupo. As espécies heliófilas mantiveram valores próximos em área basal durante toda a simulação.

Quanto ao regime de manejo testado, o modelo independente da distância indicou que as espécies emergentes *Araucaria angustifolia*, *Ocotea porosa* e o grupo de espécies heliófilas do dossel atingem grandes diâmetros, e como consequência, foram as espécies que mais poderiam sofrer cortes. Mesmo aplicando-se cortes de baixa intensidade, o modelo indicou tendência crescente no volume dessas espécies até o final do período simulado.

Tendência semelhante foi constatada nas projeções realizadas com o modelo dependente da distância, ou seja, araucárias e espécies heliófilas, que atingem grandes tamanhos, poderiam sofrer cortes. No entanto a araucária apresentou

crescimento volumétrico mesmo sendo submetida a cortes, enquanto o grupo das espécies heliófilas teve tendência decrescente no crescimento volumétrico.

Para a parcela simulada

Os dois modelos de crescimento construídos mostraram diferentes tendências no crescimento em área basal, volume e biomassa da parcela.

O modelo dependente da distância apontou maior crescimento nessas três variáveis até o fim do período simulado. Esse resultado pode ser justificado devido ao submodelo de sobrevivência no modelo dependente da distância considerar competição apenas no caso em que as espécies umbrófilas sofrem competição com outras espécies umbrófilas. Nos demais casos, as variáveis de competição não foram significativas e nem apresentaram consistência biológica, considerando o sinal dos coeficientes nos ajustes, e, nesses casos, a sobrevivência foi estimada apenas em função do seu tamanho (DAP).

Por outro lado, no modelo independente da distância foram consideradas duas variáveis de competição (BAL e G) que apresentaram significância nos ajustes dos submodelos de sobrevivência. Deste modo, a taxa de mortalidade foi mais evidente no modelo independente da distância, quando comparado ao modelo dependente da distância, razão pela qual o modelo dependente da distância indicou maior crescimento em área basal, volume e biomassa em nível de parcela.

Quanto aos regimes de manejo testados, ambos os exemplos utilizando ciclos de corte de 10 ou 20 anos, apresentaram valores próximos da disponibilidade de madeira até o fim do período simulado para os dois modelos de crescimento construídos.

5. REFERÊNCIAS

ALDER, D. OAVIKA, F., SANCHEZ, M., SILVA, J.N.M., VAN DER HOUT, P., WRIGHT, H.L. A comparison of species growth rates from four moist tropical forest regions using increment-size ordination. **International Forestry Review**, v. 4, n. 3, 196-205, 2002.

BEHLING, H., PILLAR, V.D. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern *Araucaria* forest and grassland ecosystems. **Phil. Trans. R. Soc. B.**, v. 362, n. 1478, p. 243-251, 2007.

CARVALHO, P.E.R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira.** Colombo: EMBRAPA – CNPF; Brasília: EMBRAPA – SPI, 640 p., 1994.

CARVALHO, P.E.R. **Espécies arbóreas brasileiras.** Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, v.1, 1039p, 2003,

DAVIS, L.S., JOHNSON, K.N. **Forest management. Third edition.** McGraw-Hill, New York, NY, 790p. 1987.

EID, T., TUHUS, E. Models for individual tree mortality in Norway. **For. Ecol. Manage.**, v. 154, p. 69-84, 2001.

FUPEF - Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, **Conservação do bioma Floresta com Araucária,** Curitiba, 2001.

GOWER, S.T., VOGEL, J.G., NORMAN, J.M., KUCHARIK, C.J., STEELE, S.J. & STOW, T.K. Carbon distribution and aboveground net primary production in aspen, jackpine, and black spruce stands in Saskatchewan and Manitoba, Canada. **J.Geophys. Res.**, v. 102, n.D24, p. 29.029 - 29.041, 1997.

HEGYI, F. A simulation model for managing jack-pine stands. *In: Proceedings, Growth Models for Tree and Stand Simulation, IUFRO S4.01-4. Edited by J. Fries.* Department of Forest Yield, Royal College of Forestry, Stockholm, Sweden. pp 74-87, 1974.

IBDF/FATEC. Inventário Florestal Nacional. Florestas Nativas do Rio Grande do Sul. Brasília: Edit. Gráfica Brasileira Ltda., 1983. 345 p.

LIU, J., ASHTON, P.S. Individual-based simulation models for forest succession and management. **For. Ecol. Manage.**, v. 73, p. 157-175, 1995.

LORIMER, C.G. Test of age-independent competition indices for individual trees in natural hardwood stands. **For. Ecol. Manage.**, v. 6, p. 343-360, 1983.

MÄKINEN, H. Describe competitive differences between scots pines families. **Silva Fennica**, v. 31, n.1, p. 43-52, 1997.

MARTINS, P. J. Biomassa vegetal, estoque de carbono e dinâmica em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana. Dissertação de Mestrado em Agronomia. UNICENTRO – Guarapuava, 73p., 2011.

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

MUNRO D.D. **Forest growth models – a prognosis.** In: Fries, J (ed) Growth models for tree and stand simulation. Royal College of Forestry, Stockholm, Sweden, Research Notes 30, p. 7–21, 397 p., 1974.

NEBEL, G., MEILBY, H. Growth and population structure of timber species in Peruvian Amazon flood plains. **For. Ecol. Manage.**, v. 215, p. 196-211, 2005.

NELSON, R.F., KIMES, D.S., SALAS, W.A. & ROUTHIER, M. Secondary Forest Age and Tropical Forest Biomass Estimation Using Thematic Mapper Imagery. **BioScience**, v. 50, n.5, p. 419-431, 2000.

PELTONIEMI, M. E MÄKIPÄÄ, R. Quantifying distance-independent tree competition for predicting Norway spruce mortality in unmanaged forests. **For. Ecol. Manage.**, v. 261, p. 30-42, 2011.

PENG, C. Growth and yield models for uneven-aged stands: past, present and future. **For. Ecol. Manage.**, v. 132, p. 259-279, 2000a.

PENG, C. Understanding the role of forest simulation models in sustainable forest management. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 20, p. 481-501, 2000b.

PINARD M.A., PUTZ F.E. Retaining forest biomass by reducing logging damage. **Biotropica**, v. 172, p. 278–295, 1996.

PORTÉ, A., BARTELINK, H.H. Modelling mixed forest growth: a review of models for forest management. **Ecological Modelling**, v. 150, p.141-188, 2002.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield: from measurement to model**. Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 664p, 2009.

RENNOLLS, K., TOMÉ, M., MCROBERTS, R.E., VANCLAY, J.K., LEMAY, V., GUAN, B.T., GERTNER, G.Z. **Potential contributions of statistics and modelling to sustainable forest management: review and synthesis**. in K Reynolds, A Thomson, M Shannon, M Kohl, D Ray & K Rennolls (eds), *Sustainable forestry: from monitoring and modelling to knowledge management and policy science*, CAB International, Wallingford, UK, p. 314-341, 2007.

SHUGART, JR. H.H.; WEST, D.C. Forest succession models. **Bio Science**, v. 30, n.5, p. 308-313, 1980.

UTT J.A, HUNTER W, McCormick R.E. **Carbon emissions, Carbon sinks, and Global warming**. In: Agricultural Policy and the Environment. Rowman & Littlefield Publishers, 204p, 2003.

VANCLAY, J.K., HENRY, N.B. Assessing site productivity in indigenous cypress pine forests in southern Queensland. **Commonwealth Forestry Review**, v. 67, n.1, 53-64, 1988.

VANCLAY, J.K. Compatible deterministic and stochastic predictions by probabilistic modeling of individual trees. **For. Sci.**, v. 37, n. 6, p. 1656-1663, 1991.

VANCLAY, J.K. **Modelling Forest Growth and Yield. Applications to Mixed Tropical Forests.** CAB International/Briddles Ltd., Guilford, 312p, 1994.

VANCLAY, J.K. Growth models for tropical forests: a synthesis of models and methods. **For. Sci.**, v. 41, p. 7-42, 1995.

VANCLAY, J.K., LAMB, D., ERSKINE, P.D., CAMERON, D.M. Spatially-explicit competition in a mixed planting of *Araucaria cunninghamii* and *Flindersia brayleyana*. **Annals of Forest Science**, v. 70, n. 6, p. 611-619, 2013.

WEISKITTEL, A.R., HANN, D.W., KERSHAW JR, J.A., VANCLAY, J.K., **Forest Growth and Yield Modeling**, Wiley-Blackwell, Chichester, 2011.

WEST P. W. **Tree and Forest Measurement.** 2^a Ed., Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 192p, 2009.

APÊNDICE 1. COEFICIENTES DOS SUBMODELOS DE INCREMENTO DIAMÉTRICO, SOBREVIVÊNCIA E RECRUTAMENTO, AJUSTADOS PARA OS GRUPOS DE ESPÉCIES FORMADOS, EM AMBOS OS MODELOS DE CRESCIMENTO CONSTRUÍDOS.

Modelo	Sub Modelo	Var.	Grupos						
			1	2	3	4	5	6	
Independente da Distância	Δd	β_0	-1.3612**	-1.0942**	-1.1720**	-0.9004**	-2,0994*	-1,6610**	
		DBH	-0.0349*	-0.0128**	-0.0140**	-0.0058**	-0,0241	-0,0162**	
		\ln DBH	0.6303**	0.3183**	0.3927**	0.3132**	0,7665	0,6934**	
		BAL	-0.0249**	-0.0137**	-0.0230**	-0.0215*	-0,0208†	-0,0404**	
		G	-0.0239**	-0.0215**	-0.0212**	-0.0239**	-0,0092	-0.0242**	
	p	β_0	8.0148**	12.9567**	4.9827**	1.9897*	-7.4890*	4.0419**	
		DBH	-0.1018**		-0.0314**		-0.2569**	0.0597*	
		DBH ^{0.5}		-1.3177**		0.4638*			
		DBH ²				-0.0004*		-0.0004*	
		DBH ⁻¹		-39.9112**					
		\ln DBH					5.2228**		
		BAL	-0.2225*	-0.2755**	-0.2145**				
	G	-0.0629							
	$N_{(Recr)}$	β_0	1.0602**	1.0212*	0.3648	0.1235	0.2594	0.1941	
		Gi	1.1478**	0.3098*	0.1133**	0.1382**	1.7941	0.0589**	
		Gi ²	-0.2132	-0.0174			-1.1528		
		G			-0.0034	-0.0071		-0.0180	
	Dependente da distância	Δd	β_0	-1.1759**	0.1070	-1.7121**			
			DBH		-0.0002	-0.0187**			
\ln DBH			0.1119**	0.0884	0.7797**				
C3,C6			0.0042						
C1, C2, C4, C7			-0.0104**						
C5,C8			-0.0295**						
C9			-0.0532**						
p		β_0	1.4126*	-0.4330	-4.0490				
		DBH	-0.0793*	0.0279	-0.1240				
		DBH ^{0.5}	0.7805*	0.0726	1.9430*				
		C1	-0.0179						
$N_{(Recr)}$		β_0	0.1864	-1.2399	0.5257				
		Gi	0.3757**		0.0419				
		1/Gi		-19.7870*					
		Gi ²	-0.0123*						
		Gt			-0.0211				
1/Gt			207.4350*						

CAPÍTULO V - CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

A construção dos dois modelos de crescimento em nível de árvore individual permitiu chegar a algumas conclusões que serão abordados a seguir.

Embora a floresta não tenha sofrido distúrbios nos últimos 70 anos, algumas unidades amostrais ainda apresentam tendência de crescimento, justificada principalmente pela presença de espécies emergentes (*Araucaria angustifolia* e *Ocotea porosa*), que crescem por centenas de anos. Algumas unidades amostrais já atingiram seu estoque total, e as simulações indicaram decréscimo em área basal desde o início das projeções.

Em projeções realizadas para parcelas de baixa, média e alta produtividade foi observado tendência de crescimento de espécies emergentes e declínio de espécies tolerantes à sombra, principalmente porque a taxa de mortalidade foi mais evidente que a taxa de recrutamento nos grupos de espécies tolerantes à sombra.

Apesar de as araucárias presentes na área de estudo ainda estarem em processo de crescimento, os resultados indicam severa competição intra-específica dessa espécie para o crescimento em diâmetro. Por outro lado, foi identificado um indício de facilitação ao crescimento dessa espécie na presença próxima de espécies angiospermas e também foi observada baixa taxa de mortalidade para essa espécie. Como consequência, em simulações de longo prazo, a araucária prevaleceu sobre os demais grupos e tende a dominar a floresta causando supressão de indivíduos de outros grupos.

O desenvolvimento deste trabalho permitiu obter resultados que poderão contribuir para conservação das florestas nativas de araucária relacionadas à aplicação do manejo florestal nos remanescentes dessa tipologia florestal.

É comum encontrar na literatura a distinção entre os termos: conservação e preservação das florestas. O primeiro, aceita o uso racional dos recursos naturais provindos da floresta de maneira sustentável, enquanto o segundo determina proteção total das florestas, sem nenhuma possibilidade de intervenção.

O governo brasileiro, nos últimos anos, prudentemente criou Unidades de Conservação de Proteção Integral em extensas áreas com Florestas de Araucária, com o intuito de preservar porções de florestas primárias ou em avançado estágio de sucessão, proporcionando assim, dentre outros benefícios, a manutenção da carga genética nesses remanescentes florestais.

Porém os fragmentos florestais que não estão inseridos nas áreas protegidas sob domínio do Estado, estão cada vez mais sendo reduzidos em número e área. Uma grande parte dos remanescentes de Florestas de Araucária abrange área de propriedades rurais, cuja maior proporção é ocupada por culturas agrícolas, pastagens, ou plantios monoespecíficos florestais. A floresta nativa é vista pelos pequenos proprietários rurais como uma área ociosa e improdutivo dentro da propriedade rural.

A legislação atual dificulta o uso racional da Florestas de Araucária, pois considera que espécies que estão incluídas na “Lista Oficial Brasileira das Espécies de Plantas Ameaçadas de Extinção” não podem ser manejadas para fins madeireiros. De acordo com a listagem de espécies ameaçadas, publicada em 2008, estão incluídas as espécies: araucária (*Araucaria angustifolia*), imbuia (*Ocotea porosa*) e canela-sassafrás (*Ocotea odorifera*), dentre outras espécies importantes dentro dessa tipologia florestal.

Algumas colocações importantes devem ser mencionadas nesse contexto:

1) A afirmação de que essas espécies se encontram ameaçadas de extinção deveria ser melhor investigada. Em fragmentos em estágio moderado a avançado de sucessão, alta densidade de indivíduos da espécie araucária são encontrados. Em vários levantamentos florísticos realizados nessa tipologia florestal em diferentes áreas, a araucária se apresenta dentre as principais espécies de maior IVI (Índice de Valor de Importância). Esse índice considera densidade, dominância e frequências relativas da espécie. Para exemplificar, alguns trabalhos em diferentes fragmentos da Região Sul em que a araucária está listada entre as três espécies de maior IVI, acima de outras dezenas de espécies avaliadas, podem ser encontrados em: Longhi (1980); Galvão *et al.* (1989); Roseira (1990); Silva e Marconi (1990); Durigan (1999); Negrelle e Leuchtenberger (2001); Pizzato (1999); Rondon Neto *et al.* (2002); Ziller (2000); Valério *et al.* (2008), Sawczuk (2009), Vibrans *et al.* (2012).

2) Estudos conduzidos pela FUFPEF-CNPq (2001) apontam que um percentual de quase 25%, ou um quarto da área de ocorrência dessa fito-fisionomia encontra-se revestida por florestas no Paraná, contrariando afirmações divulgadas que as Florestas de Araucária estariam ameaçadas de extinção (SANQUETTA e

MATTEI, 2006). Os fragmentos estão sendo reduzidos, mas ainda existem vários fragmentos florestais passíveis de manejo (SANQUETTA e MATTEI, 2006).

3) As simulações realizadas neste trabalho indicaram que as espécies emergentes como a araucária, imbuia e cedro, apresentaram maior crescimento do que os outros grupos de espécies, mesmo após simulações com intervenções de corte de baixa intensidade.

4) Estudos têm revelado que, em florestas não perturbadas, as taxas de regeneração da araucária são mínimas, como observado neste e em outros trabalhos. Porém, em florestas que sofreram distúrbios (com cortes ou distúrbios naturais) as taxas de regeneração são mais evidentes, sugerindo que o corte seletivo de maneira sustentável, promoveria a regeneração natural dessa espécie.

Os dados coletados no último levantamento realizado, em 2011, indicaram que mais de um terço das espécies da área de estudo apresentaram menos de 10 indivíduos. Nesse contexto, o enriquecimento de espécies é de extrema importância e deveria ser incluído em todo plano de manejo florestal, principalmente se realizado nas Florestas de Araucárias, que apresentam algumas espécies endêmicas já em risco de extinção (e que não estão presentes na listagem de espécies ameaçadas de extinção).

Outra questão importante que deveria ser investigada para inclusão do manejo florestal seria o manejo de produtos não madeiráveis. A Floresta de Araucária é rica em produtos não madeiráveis. O pinhão, certamente, é o produto mais conhecido, mas outros produtos como as folhas de erva-mate para consumo do chá, ou a canela-sassafrás para produção de óleos essenciais (safrol), também apresentam grande valor comercial e podem gerar fonte de renda alternativa para o proprietário rural. Projetos de captação de carbono podem também ser incluídos no manejo sustentável, aumentando ainda mais o valor da floresta.

Um passo importante seria a mudança na legislação de modo a promover o incentivo do manejo de florestas nativas de forma sustentável e implementar um trabalho de extensão rural a fim de conscientizar os produtores rurais que áreas ocupadas por florestas nativas são tão importantes (e talvez mais rentáveis) que as áreas ocupadas por culturas agrícolas dentro da propriedade rural.

As simulações indicaram que é possível implementar o manejo florestal em Florestas de Araucária sem colocar em risco a principal espécie dessa tipologia florestal, a araucária.

REFERÊNCIAS

DURIGAN, M. E. **Florística, dinâmica e análise protéica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo – Pr.** Curitiba. 83 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, 1999.

FUPEF –CNPq (Fundação de Pesquisas Florestas do Paraná – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico). **Conservação do bioma Floresta de Araucária.** Curitiba. Relatório Final, v.1, e 2, 2001.

GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; RODERJAN, C. V. Levantamento fitossociológico das principais associações arbóreas da Floresta Nacional de Irati – Pr. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 19, n. 1/2, p. 30-49, 1989.

LONGHI, S. J. **A estrutura de uma floresta natural de Araucaria angustifolia (Bertol.) O. Ktze. No sul do Brasil.** Curitiba, 198 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

NEGRELLE, R. A. B. & LEUCHTENBERGER, R. Composição e estrutura do componente arbóreo de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista. **Rev. Floresta**, Curitiba, v. 1 e 2, n. 31, p. 42-51, 2001.

PIZATTO, W. **Avaliação biométrica da estrutura e da dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo - Pão do Triunfo – P: 1995 a 1998.** Curitiba, 1999. 172 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná

RONDON NETO, R. M., WATZLAWICK, L.F., CALDEIRA, M.V.W., SCHOENINGER, E.R. Análise florística e estrutural de um fragmento de floresta ombrófila mista montana, situado em Criúva, RS - Brasil. **Rev. Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 12, n. 1, p. 29-37, 2002.

ROSEIRA, D. S. **Composição florística e estrutura fitossociológica do Bosque com Araucaria angustifolia (Bertol.) O. Ktze no Parque Estadual João Paulo II, Curitiba, Paraná.** Curitiba, 1990. 110 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.

SANQUETTA, C.R.; MATTEI, E. **Perspectivas de Recuperação e Manejo Sustentável das Florestas de Araucária.** Curitiba, Multi-Graphic Gráfica e Editora, 264p, 2006.

SILVA, C. da S. & Marconi. L. p. Fitossociologia em uma floresta com araucária em Colombo – Pr. **Bol. Pesq. Fl.** Colombo, n. 20, p. 23-38, jun. 1990.

SAWCZUK, A. R. Alteração na florística e estrutura horizontal de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de Irati, estado do Paraná. **Dissertação de Mestrado** em Ciências Florestais, UNICENTRO, 2009.

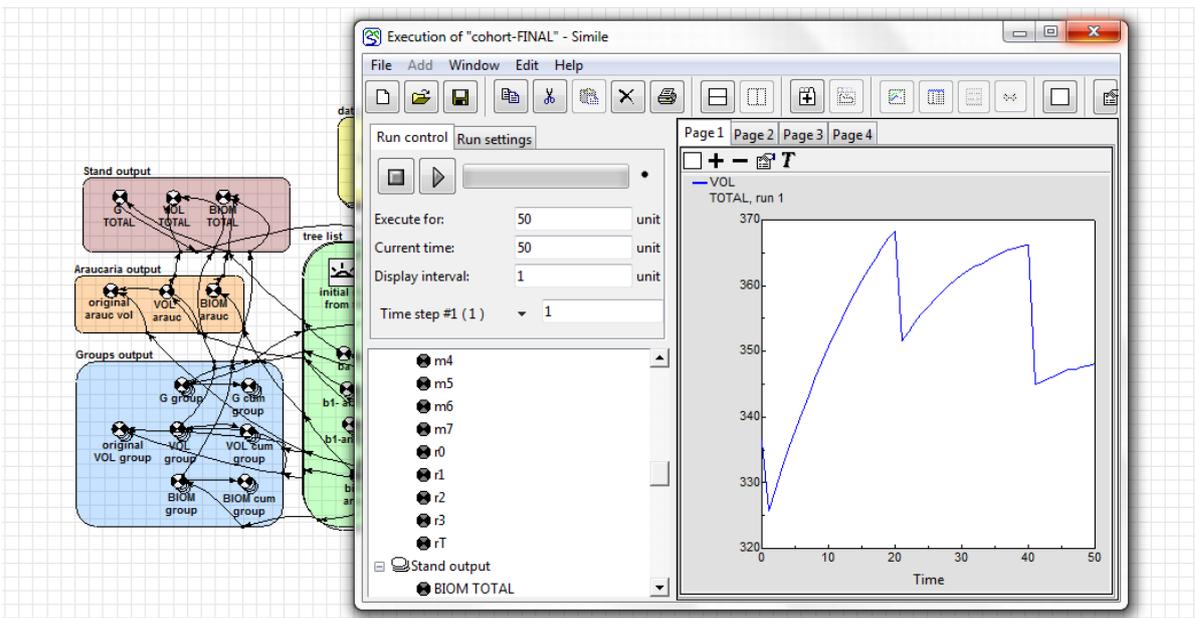
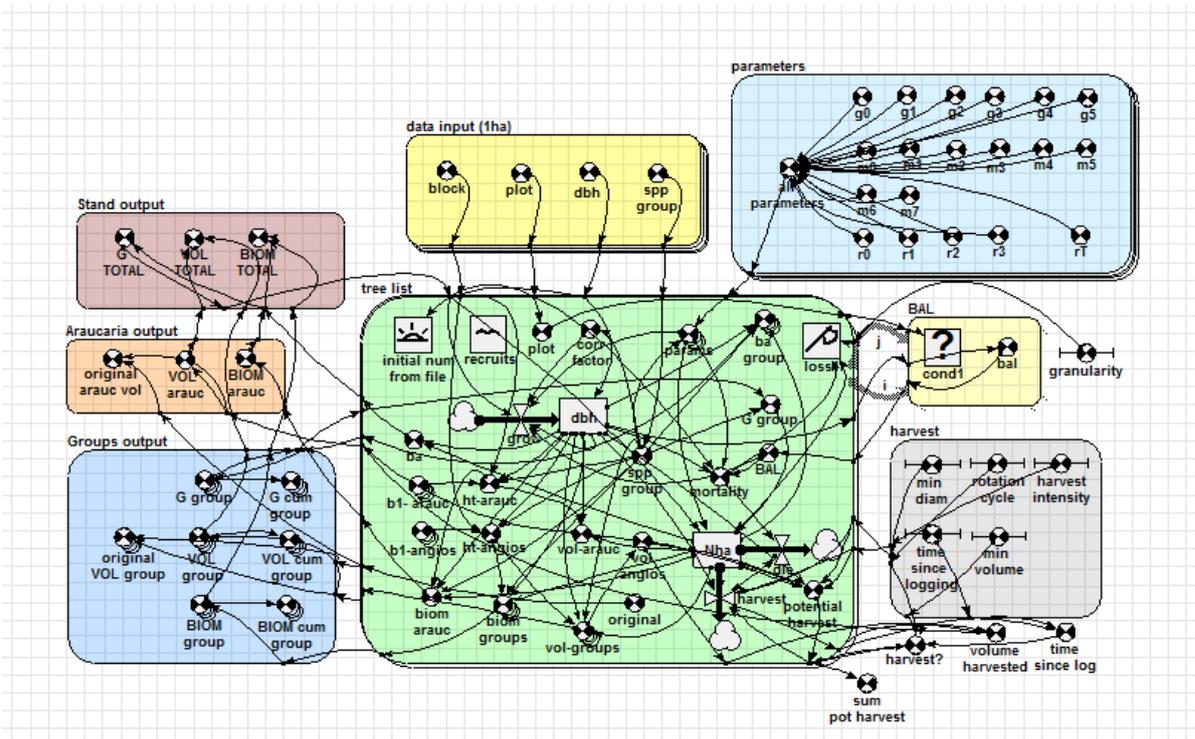
SILVA, F.C., MARCONI, L.P. Fitossociologia de uma floresta com araucária em Colombo-PR. **Boletim de Pesq. Flor.**, n.20, p.23-38, 1990.

VALÉRIO, A.F., WATZLAWICK, L.F., BALBINOT, R. Análise florística e estrutural do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Clevelândia, sudoeste do Paraná. **Rev. Acad. Ciênc. Agrár. Ambient.**, v.6, n.2, 239-248, 2008.

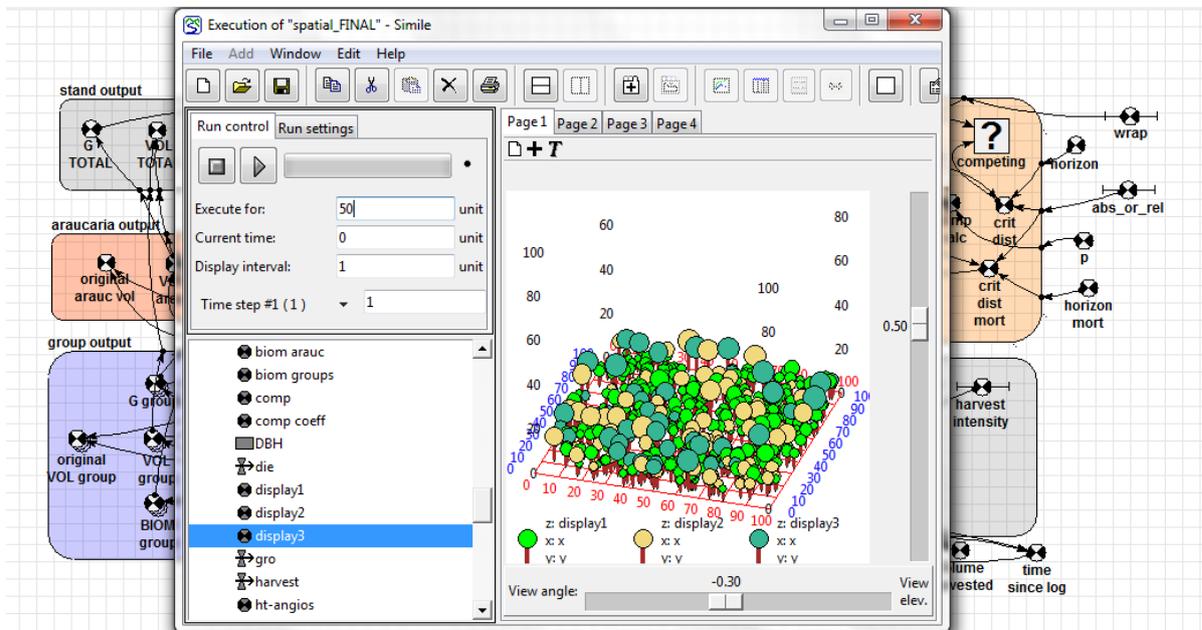
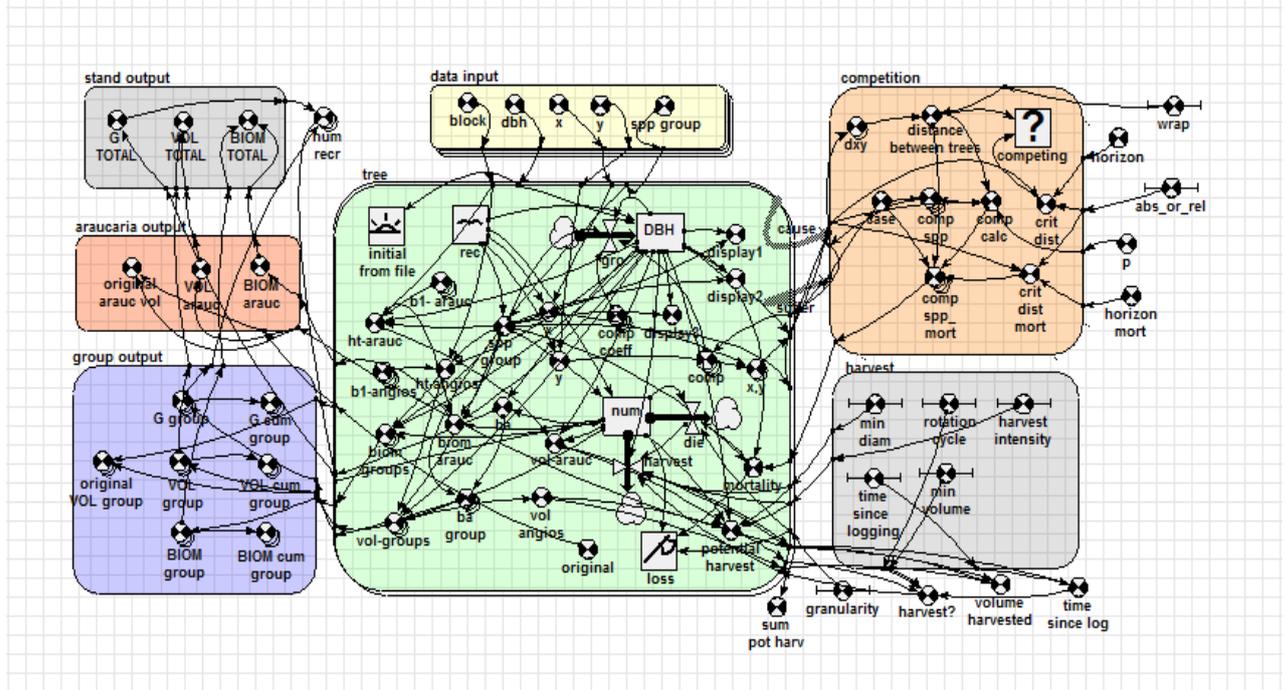
VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L. de; MÜLLER, J. J. V.; REIS, M. S. dos. Inventário florístico florestal de Santa Catarina - 2011. Local: Blumenau. FURB / CCA-UFSC / Epagri, 2012. 33p

ZILLER, S. R. **A estepe Gramíneo-Lenhosa no Segundo Planalto do Paraná: Diagnóstico Ambiental com Enfoque à Contaminação Biológica.** Curitiba, 2000. 242 f. Tese de Doutorado (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

APÊNDICE 1 – MODELO DE CRESCIMENTO EM NÍVEL DE ÁRVORE INDIVIDUAL INDEPENDENTE DA DISTÂNCIA CONSTRUÍDO NO SOFTWARE DE SIMULAÇÃO SIMILE



APÊNDICE 2 - MODELO DE CRESCIMENTO EM NÍVEL DE ÁRVORE INDIVIDUAL DEPENDENTE DA DISTÂNCIA CONSTRUÍDO NO SOFTWARE DE SIMULAÇÃO SIMILE



Principais comandos aplicados no SIMILE para o modelo independente da distância (linguagem de programação C++)

```

Compartment  Nha :
  Initial value = if time(1)==0 then 1 else
min(max(0,exp(element([params],15)+element([params],16)*G_group+element
([params],17)*G_group^2)+element([params],18)*last(G__TOTAL)-
1),element([params],19)) (real)
  Where:
    G__TOTAL = Value(s) of ../Stand output/G TOTAL
    [params] = Value(s) of params
    G_group = Value(s) of G group

Rate of change = - die - harvest

Creation  initial num from file :
  initial num from file =          count([dbh]) (real)
  Where:
    [dbh] = Value(s) of ../data input (1ha)/dbh

Comments:
  Start with a tree list equal in length to the input data.

Flow  die :
  die =          mortality*Nha (real)
  Where:
    Nha = Value(s) of Nha
    mortality = Value(s) of mortality

Flow  grow :
  grow =          if dbh<=0 then 0 else
max(0,exp(element([params],1)+element([params],2)*dbh+element([params],
3)*log(dbh)+element([params],4)*BAL+element([params],5)*log(BAL+0.01)+e
lement([params],6)*G__TOTAL)-0.2)*corr_factor (real)
  Where:
    G__TOTAL = Value(s) of ../Stand output/G TOTAL
    dbh = Value(s) of dbh
    corr_factor = Value(s) of corr factor
    [params] = Value(s) of params
    BAL = Value(s) of BAL

Variable  G group :
  G group =          element(last([G_group]),min(6,spp_group)) (real)
  Where:
    [G_group] = Value(s) of ../Groups output/G group
    spp_group = Value(s) of spp group

Variable  ba :
```

```

ba =      Nha*pi()*dbh^2/40000 (real)
Where:
    dbh = Value(s) of dbh
    Nha = Value(s) of Nha

Variable  biom arauc :
    biom arauc =      if spp_group==7 and ht_arauc>0 then
(0.04821*(dbh^1.34374*ht_arauc)^1.26829)*Nha else 0 (real)
    Where:
        ht_arauc = Value(s) of ht-arauc
        dbh = Value(s) of dbh
        spp_group = Value(s) of spp group
        Nha = Value(s) of Nha

Variable  biom groups :
    biom groups =      makearray(if place_in(1)
==min(6,spp_group) and ht_angios>0 then
(0.04821*(dbh^1.34374*ht_angios)^1.26829)*Nha else 0,6) (6 of real)
    Where:
        Nha = Value(s) of Nha
        ht_angios = Value(s) of ht-angios
        dbh = Value(s) of dbh
        spp_group = Value(s) of spp group

Variable  corr factor :
    corr factor =
    element([1.072615,1.090198,1.110838,1.125247,1.148429,1.134669],mi
n(6,spp_group)) (real)
    Where:
        spp_group = Value(s) of spp group

Variable  ht-angios :
    ht-angios =      if spp_group!=7 then -
2.12411+element([b1_angios],element([block],1))*log(dbh) else 0 (real)
    Where:
        [b1_angios] = Value(s) of b1-angios
        [block] = Value(s) of ../data input (1ha)/block
        dbh = Value(s) of dbh
        spp_group = Value(s) of spp group

Variable  ht-arauc :
    ht-arauc =      if spp_group==7 then -
3.74186+element([b1__arauc],element([block],1))*log(dbh) else 0 (real)
    Where:
        [b1__arauc] = Value(s) of b1- arauc
        [block] = Value(s) of ../data input (1ha)/block
        dbh = Value(s) of dbh
        spp_group = Value(s) of spp group

Variable  mortality :

```

```

mortality = 1-
((exp(element([params],7)+element([params],8)*dbh+element([params],9)*d
bh^-
1+element([params],10)*dbh^0.5+element([params],11)*dbh^2+element([para
ms],12)*log(dbh)+element([params],13)*BAL+element([params],14)*G__TOTAL
))/ (1+exp(element([params],7)+element([params],8)*dbh+element([params],
9)*dbh^-
1+element([params],10)*dbh^0.5+element([params],11)*dbh^2+element([para
ms],12)*log(dbh)+element([params],13)*BAL+element([params],14)*G__TOTAL
)))^0.333 (real)

```

Where:

```

G__TOTAL = Value(s) of ../Stand output/G TOTAL
[params] = Value(s) of params
dbh = Value(s) of dbh
BAL = Value(s) of BAL

```

Variable original :

```

original = (if time(1)==0 then 1 elseif
time(1)==init_time(1) then 0 else prev(1)) (int)

```

Variable params :

```

params = element([[all_parameters]],min(6,spp__group)) (19
of real)

```

Where:

```

[[all_parameters]] = Value(s) of ../parameters/all
parameters
spp__group = Value(s) of spp group

```

Variable potential harvest :

```

potential harvest = if dbh>min__diam then
Nha*(vol_arauc+vol_angios)*(1-harvest_intensity) else 0 (real)

```

Where:

```

Nha = Value(s) of Nha
harvest_intensity = Value(s) of ../harvest/harvest intensity
min__diam = Value(s) of ../harvest/min diam
dbh = Value(s) of dbh
vol_arauc = Value(s) of vol-arauc
vol_angios = Value(s) of vol angios

```

Variable spp group :

```

spp group = (if time(1)==0 then
element([spp_group],index(1)) elseif time(1)==init_time(1) then
fmod(index(1),7)+1 else prev(1)) (real)

```

Where:

```

[spp_group] = Value(s) of ../data input (1ha)/spp group

```

Variable vol angios :

```

vol angios = sum([vol_groups]) (real)

```

Where:

```

[vol_groups] = Value(s) of vol-groups

```

Variable vol-arauc :
 vol-arauc = if ht_arauc>0 then (10^(-
 4.2974+2.1842*log10(dbh)+0.6850*log10(ht_arauc)))*Nha else 0 (real)

Where:

ht_arauc = Value(s) of ht-arauc
 dbh = Value(s) of dbh
 Nha = Value(s) of Nha

Variable vol-groups :
 vol-groups = makearray(if place_in(1)
 ==min(6,spp_group) and ht_angios>0 then (exp(-
 8.87+1.91*log(dbh)+0.76*log(ht_angios))*Nha) else 0,6) (6 of real)

Where:

Nha = Value(s) of Nha
 ht_angios = Value(s) of ht-angios
 dbh = Value(s) of dbh
 spp_group = Value(s) of spp_group

Submodel parameters :

Submodel "parameters" is a fixed_membership multi-instance submodel with dimensions [6].

Variable all parameters :
 all parameters =
 [g0,g1,g2,g3,g4,g5,m0,m1,m2,m3,m4,m5,m6,m7,r0,r1,r2,r3,rT] (19 of real)

Where:

g0 = Value(s) of g0
 g1 = Value(s) of g1
 g2 = Value(s) of g2
 rT = Value(s) of rT
 m1 = Value(s) of m1
 g3 = Value(s) of g3
 g4 = Value(s) of g4
 m0 = Value(s) of m0
 m2 = Value(s) of m2
 m3 = Value(s) of m3
 r0 = Value(s) of r0
 r1 = Value(s) of r1
 r2 = Value(s) of r2
 g5 = Value(s) of g5
 m4 = Value(s) of m4
 m5 = Value(s) of m5
 m6 = Value(s) of m6
 m7 = Value(s) of m7
 r3 = Value(s) of r3

Variable g0 :
 g0 = table(index(1)) (real)

Variable g1 :
 g1 = table(index(1)) (real)

```
Variable  g2 :  
  g2 =      table(index(1)) (real)  
  
Variable  g3 :  
  g3 =      table(index(1)) (real)  
  
Variable  g4 :  
  g4 =      table(index(1)) (real)  
  
Variable  g5 :  
  g5 =      table(index(1)) (real)  
  
Variable  m0 :  
  m0 =      table(index(1)) (real)  
  
Variable  m1 :  
  m1 =      table(index(1)) (real)  
  
Variable  m2 :  
  m2 =      table(index(1)) (real)  
  
Variable  m3 :  
  m3 =      table(index(1)) (real)  
  
Variable  m4 :  
  m4 =      table(index(1)) (real)  
  
Variable  m5 :  
  m5 =      table(index(1)) (real)  
  
Variable  m6 :  
  m6 =      table(index(1)) (real)  
  
Variable  m7 :  
  m7 =      table(index(1)) (real)  
  
Variable  r0 :  
  r0 =      table(index(1)) (real)  
  
Variable  r1 :  
  r1 =      table(index(1)) (real)
```

Variable r2 :
 r2 = table(index(1)) (real)

Variable r3 :
 r3 = table(index(1)) (real)

Variable rT :
 rT = element([99,99,10,5,99,99],index(1)) (real)

Submodel data input (1ha) :

Submodel "data input (1ha)" is a fixed_membership multi-instance submodel with dimensions [573].

Variable block :
 block = table(index(1)) (int)

Variable dbh :
 dbh = table(index(1)) (real)

Variable plot :
 plot = table(index(1)) (int)

Variable spp group :
 spp group = table(index(1)) (int)

Submodel harvest :

Variable harvest intensity :
 harvest intensity = Variable parameter (real)
 Minimum = 0, Maximum = 1
 Comments:
 retained

Variable min diam :
 min diam = Variable parameter (int)
 Minimum = 0, Maximum = 160

Variable min volume :
 min volume = Variable parameter (int)
 Minimum = 0, Maximum = 1000

Variable rotation cycle :
 rotation cycle = Variable parameter (int)
 Minimum = 0, Maximum = 50

Variable time since logging :
 time since logging = Variable parameter (int)
 Minimum = 0, Maximum = 1000

Principais comandos aplicados no SIMILE para o modelo dependente da
distância (linguagem de programação C++)

```

Variable  num recr :
    num recr =      if time(1)==0 then 0 else
max(0, [exp(0.186426+0.375749*last(element([G_group],1))-
0.0123069*last(element([G_group],1))^2),
      -1.23996-
19.7879/last(element([G_group],1))+207.435*(1/last(G__TOTAL)),
      exp(0.525677+0.0418904*last(element([G_group],1))-
0.0210922*last(G__TOTAL))] (3 of real)
    Where:
      G__TOTAL = Value(s) of stand output/G TOTAL
      [G_group] = Value(s) of group output/G group

Variable  p :
    p =      0.5 (real)

Variable  sum pot harv :
    sum pot harv =      sum({potential_harvest}) (real)
    Where:
      {potential_harvest} = Value(s) of tree/potential harvest

Variable  time since log :
    time since log =      if time(1)==0 then time_since__logging
elseif last(sum({harvest}))>0 then 1 else prev(1)+1 (int)
    Where:
      time_since__logging = Value(s) of harvest/time since
logging
      {harvest} = Value(s) of tree/harvest

Variable  volume harvested :
    volume harvested =
    sum({harvest}*({vol_arauc}+{vol_angios})) (real)
    Where:
      {vol_angios} = Value(s) of tree/vol angios
      {vol_arauc} = Value(s) of tree/vol-arauc
      {harvest} = Value(s) of tree/harvest

Variable  wrap :
    wrap =      Variable parameter (int)
    Minimum = 0, Maximum = 1

Submodel group output :

Variable  BIOM group :
    BIOM group =      sum({[biom_groups]}) (3 of real)
    Where:

```

{[biom_groups]} = Value(s) of ../tree/biom groups

Variable BIOM cum group :
 BIOM cum group = subtotals([BIOM_group]) (3 of real)
 Where:
 [BIOM_group] = Value(s) of BIOM group

Variable G cum group :
 G cum group = subtotals([G_group]) (3 of real)
 Where:
 [G_group] = Value(s) of G group

Variable G group :
 G group = sum({[ba_group]}) (3 of real)
 Where:
 {[ba_group]} = Value(s) of ../tree/ba group

Variable VOL group :
 VOL group = sum({[vol_groups]}) (3 of real)
 Where:
 {[vol_groups]} = Value(s) of ../tree/vol-groups

Variable VOL cum group :
 VOL cum group = subtotals([VOL_group]) (3 of real)
 Where:
 [VOL_group] = Value(s) of VOL group

Variable original VOL group :
 original VOL group = sum({[vol_groups]}*{original}) (3 of
 real)
 Where:
 {original} = Value(s) of ../tree/original
 {[vol_groups]} = Value(s) of ../tree/vol-groups

Submodel araucaria output :

Variable BIOM arauc :
 BIOM arauc = sum({biom_arauc}) (real)
 Where:
 {biom_arauc} = Value(s) of ../tree/biom arauc

Variable VOL arauc :
 VOL arauc = sum({vol_arauc}) (real)
 Where:
 {vol_arauc} = Value(s) of ../tree/vol-arauc

Variable original arauc vol :
 original arauc vol = sum({vol_arauc}*{original}) (real)

Where:

{original} = Value(s) of ../tree/original
 {vol_arauc} = Value(s) of ../tree/vol-arauc

Submodel stand output :

Variable BIOM TOTAL :

BIOM TOTAL = BIOM_arauc+sum([BIOM_group]) (real)

Where:

BIOM_arauc = Value(s) of ../araucaria output/BIOM arauc
 [BIOM_group] = Value(s) of ../group output/BIOM group

Variable G TOTAL :

G TOTAL = sum({ba}) (real)

Where:

{ba} = Value(s) of ../tree/ba

Submodel tree :

Submodel "tree" is a population submodel.

Compartment DBH :

Initial value = if time(1)==0 then element([every_dbh],index(1))
 elseif channel_is(rec) and init_time(1)==time(1) then
 10 else prev(1) (real)

Where:

rec = Value(s) of rec
 [every_dbh] = Value(s) of ../data input/dbh

Rate of change = + gro

Compartment num :

Initial value = if time(1)==0 then 1
 elseif channel_is(rec) and init_time(1)==time(1) then
 element([num_recr],spp_group) else prev(1) (real)

Where:

rec = Value(s) of rec
 [num_recr] = Value(s) of ../num recr
 spp_group = Value(s) of spp group

Rate of change = - harvest - die

C

Flow die :

die = if num>granularity then mortality*num else 0
 (real)

Where:

num = Value(s) of num
 mortality = Value(s) of mortality

granularity = Value(s) of ../granularity

```
Flow   gro :
      gro =          t=exp(-
1.17590+0.111879*log(DBH)+sum([comp_coeff]*[comp])
          +(if spp_group==2 then (0.107080+0.0884371*log(DBH)-
0.000187055*DBH) elseif
          spp_group==3 then (-1.71210+0.779670*log(DBH)-
0.0187024*DBH) else 0))-0.2,
          if t<0 and DBH<1 then 0 else t (real)
```

Where:

```
[comp] = Value(s) of comp
DBH = Value(s) of DBH
[comp_coeff] = Value(s) of comp coeff
spp_group = Value(s) of spp group
```

```
Immigration   rec :
      rec =          if fmod(time(1),3)==0 and time(1)>0 then 3 else 0
(real)
```

```
Loss   loss :
      loss =          if num>granularity then 0 else mortality (real)
```

Where:

```
mortality = Value(s) of mortality
num = Value(s) of num
granularity = Value(s) of ../granularity
```

```
Variable   Araucária :
      Araucária =          if spp_group==3 then DBH^0.5 else 0 (real)
```

Where:

```
DBH = Value(s) of DBH
spp_group = Value(s) of spp group
```

```
Variable   Heliófilas :
      Heliófilas =          if spp_group==2 then DBH^0.5 else 0 (real)
```

Where:

```
DBH = Value(s) of DBH
spp_group = Value(s) of spp group
```

```
Variable   Umbrófilas :
      Umbrófilas =          if spp_group==1 then DBH^0.5 else 0 (real)
```

Where:

```
DBH = Value(s) of DBH
spp_group = Value(s) of spp group
```

```
Variable   b1- arauc :
```

b1- arauc =

```
[6.41253,5.94245,6.79566,7.02310,6.85289,6.14516,6.64988,6.64713,6
.38152,6.90924,6.34691,6.60176,6.41015,6.74477,6.17234,6.32994,6.27737,
```

6.30795,6.77514,6.79274,6.66933,6.72386,6.67525,6.63521,6.44160] (25 of real)

Variable b1-angios :
 b1-angios =
 [5.11901,5.33074,5.79922,5.44720,5.39896,5.26062,5.34685,5.42942,5.07346,5.46908,5.38710,5.24858,5.42134,5.29672,5.49294,4.95073,5.31891,5.26559,5.59319,5.39722,5.48556,5.53524,5.16334,5.09594,5.20547] (25 of real)

Variable biom arauc :
 biom arauc = if spp_group==3 and ht_arauc>0 then
 (0.04821*(DBH^1.34374*ht_arauc)^1.26829)*num else 0 (real)
 Where:
 ht_arauc = Value(s) of ht-arauc
 DBH = Value(s) of DBH
 spp_group = Value(s) of spp group
 num = Value(s) of num

Variable biom groups :
 biom groups = makearray(if place_in(1) ==min(3,spp_group)
 and ht_angios>0 then (0.04821*(DBH^1.34374*ht_angios)^1.26829)*num else
 0,3) (3 of real)
 Where:
 ht_angios = Value(s) of ht-angios
 spp_group = Value(s) of spp group
 DBH = Value(s) of DBH
 num = Value(s) of num

Variable comp :
 comp = if count({[comp_spp_suffer]})>0 then
 sum({[comp_spp_suffer]}) else [0,0,0,0,0,0,0,0,0] (9 of real)
 Where:
 {[comp_spp_suffer]} = Value(s) of ../competition/comp spp
 for submodel "tree" in role "suffer"
 {[comp_spp_cause]} = Value(s) of ../competition/comp spp for
 submodel "tree" in role "cause"
 {[every_comp_spp]} = Value(s) of ../competition/comp spp

Variable comp coeff :
 comp coeff = [-0.0103621,-0.0103621,0.00427048,-
 0.0103621,-0.0294726,0.00427048,-0.0103621,-0.0294726,-0.0531990] (9 of real)

Variable ht-angios :
 ht-angios = if spp_group!=3 then -
 2.12411+element([b1_angios],element([block],1))*log(DBH) else 0 (real)
 Where:

```

DBH = Value(s) of DBH
spp_group = Value(s) of spp group
[b1_angios] = Value(s) of b1-angios
[block] = Value(s) of ../data input/block

```

```

Variable ht-arauc :
  ht-arauc =      if spp_group==3 then -
3.74186+element([b1__arauc],element([block],1))*log(DBH) else 0 (real)
  Where:
    spp_group = Value(s) of spp group
    DBH = Value(s) of DBH
    [b1__arauc] = Value(s) of b1- arauc
    [block] = Value(s) of ../data input/block

```

```

Variable mortality :
  mortality =      t=(1.41264-0.0793311*DBH+0.780573*DBH^0.5)+
      (if spp_group==1 then -
0.0179381*element(sum({[comp_spp__mort__suffer]}),1)
      elseif spp_group==2 then -
0.433362+0.0279936*DBH+0.0726159*DBH^0.5
      elseif spp_group==3 then -4.04929-
0.124356*DBH+1.94348*DBH^0.5
      else 0),
      (1-(exp(t)/(1+exp(t)))^(0.3333)) (real)
  Where:

```

```

    DBH = Value(s) of DBH
    spp_group = Value(s) of spp group
    {[comp_spp__mort__suffer]} = Value(s) of ../competition/comp
spp__mort for submodel "tree" in role "suffer"
    {[comp_spp__mort__cause]} = Value(s) of ../competition/comp
spp__mort for submodel "tree" in role "cause"
    {[every_comp_spp__mort]} = Value(s) of ../competition/comp
spp__mort

```

```

Variable original :
  original =      (if time(1)==0 then 1 elseif
time(1)==init_time(1) then 0 else prev(1)) (int)

```

```

Variable spp group :
  spp group =      if time(1)==0 then
element([spp_group],index(1))
      elseif channel_is(rec) and init_time(1)==time(1) then
fmod(index(1),3)+1 else prev(1) (real)
  Where:
    [spp_group] = Value(s) of ../data input/spp group
    rec = Value(s) of rec

```

```

Variable vol angios :
  vol angios =      sum([vol_groups]) (real)
  Where:
    [vol_groups] = Value(s) of vol-groups

```

```

Variable   x :
  x =      if time(1)==0 then element([every_x],index(1))
           elseif channel_is(rec) and init_time(1)==time(1) then
rand(0,100) else prev(1) (real)
  Where:
    [every_x] = Value(s) of ../data input/x
    rec = Value(s) of rec

```

```

Variable   x,y :
  x,y =      [x,y] (2 of real)
  Where:
    x = Value(s) of x
    y = Value(s) of y

```

```

Variable   y :
  y =      if time(1)==0 then element([every_y],index(1))
           elseif channel_is(rec) and init_time(1)==time(1) then
rand(0,100) else prev(1) (real)
  Where:
    [every_y] = Value(s) of ../data input/y
    rec = Value(s) of rec

```

Submodel competition :

Submodel "competition" is an association submodel between "tree" and itself with roles "cause" and "suffer".

```

Condition   competing :
  competing =      crit_dist>distance_between_trees and
distance_between_trees>0 (cond_spec)
  Where:
    distance_between_trees = Value(s) of distance between trees
    crit_dist = Value(s) of crit dist

```

```

Variable   case :
  case =      suffer_spp_group+(cause_spp_group-1)*3 (real)
  Where:
    suffer_spp_group = Value(s) of ../tree/spp group from
submodel "tree" in role "suffer"
    cause_spp_group = Value(s) of ../tree/spp group from
submodel "tree" in role "cause"
    {every_spp_group} = Value(s) of ../tree/spp group

```

```

Variable   comp calc :
  comp calc =
((suffer_DBH/cause_DBH)/distance_between_trees)^p (real)
  Where:
    distance_between_trees = Value(s) of distance between trees
    p = Value(s) of ../p

```

```

        suffer_DBH = Value(s) of ../tree/DBH from submodel "tree" in
role "suffer"
        cause_DBH = Value(s) of ../tree/DBH from submodel "tree" in
role "cause"
        {every_DBH} = Value(s) of ../tree/DBH

```

```

Variable   comp spp :
  comp spp =      if case==1 then [comp_calc,0,0,0,0,0,0,0,0,0]
                 elseif case==2 then [0,comp_calc,0,0,0,0,0,0,0]
                 elseif case==3 then [0,0,comp_calc,0,0,0,0,0,0]
                 elseif case==4 then [0,0,0,comp_calc,0,0,0,0,0]
                 elseif case==5 then [0,0,0,0,comp_calc,0,0,0,0]
                 elseif case==6 then [0,0,0,0,0,comp_calc,0,0,0]
                 elseif case==7 then [0,0,0,0,0,0,comp_calc,0,0]
                 elseif case==8 then [0,0,0,0,0,0,0,comp_calc,0]
                 elseif case==9 then [0,0,0,0,0,0,0,0,comp_calc]
                 else [0,0,0,0,0,0,0,0,0] (9 of real)

```

Where:

```

  case = Value(s) of case
  comp_calc = Value(s) of comp calc

```

```

Variable   comp spp_mort :
  comp spp_mort =      if
distance_between_trees>crit_dist_mort then [0,0,0,0,0,0,0,0,0]
                 elseif case==1 then [comp_calc,0,0,0,0,0,0,0,0]
                 elseif case==2 then [0,comp_calc,0,0,0,0,0,0,0]
                 elseif case==3 then [0,0,comp_calc,0,0,0,0,0,0]
                 elseif case==4 then [0,0,0,comp_calc,0,0,0,0,0]
                 elseif case==5 then [0,0,0,0,comp_calc,0,0,0,0]
                 elseif case==6 then [0,0,0,0,0,comp_calc,0,0,0]
                 elseif case==7 then [0,0,0,0,0,0,comp_calc,0,0]
                 elseif case==8 then [0,0,0,0,0,0,0,comp_calc,0]
                 elseif case==9 then [0,0,0,0,0,0,0,0,comp_calc]
                 else [0,0,0,0,0,0,0,0,0] (9 of real)

```

Where:

```

  distance_between_trees = Value(s) of distance between trees
  comp_calc = Value(s) of comp calc
  case = Value(s) of case
  crit_dist_mort = Value(s) of crit dist mort

```

```

Variable   crit dist :
  crit dist =      if abs_or_rel==1 then horizon
                 else (cause_DBH+suffer_DBH)*horizon/100 (real)

```

Where:

```

  abs_or_rel = Value(s) of ../abs_or_rel
  horizon = Value(s) of ../horizon
  suffer_DBH = Value(s) of ../tree/DBH from submodel "tree" in
role "suffer"
  cause_DBH = Value(s) of ../tree/DBH from submodel "tree" in
role "cause"
  {every_DBH} = Value(s) of ../tree/DBH

```

```

Variable   crit dist mort :
  crit dist mort =      if abs_or_rel==1 then horizon_mort

```

```

else (cause_DBH+suffer_DBH)*horizon_mort/100 (real)
Where:
horizon_mort = Value(s) of ../horizon_mort
abs_or_rel = Value(s) of ../abs_or_rel
suffer_DBH = Value(s) of ../tree/DBH from submodel "tree" in
role "suffer"
cause_DBH = Value(s) of ../tree/DBH from submodel "tree" in
role "cause"
{every_DBH} = Value(s) of ../tree/DBH

```

```

wrap = Value(s) of ../wrap
[dxy] = Value(s) of dxy

```

```

Variable dxy :
dxy = [suffer_x_y]-[cause_x_y] (2 of real)
Where:
[suffer_x_y] = Value(s) of ../tree/x,y from submodel "tree"
in role "suffer"
[cause_x_y] = Value(s) of ../tree/x,y from submodel "tree"
in role "cause"
{[every_x_y]} = Value(s) of ../tree/x,y

```

Submodel harvest :

```

Variable harvest intensity :
harvest intensity = Variable parameter (real)
Minimum = 0, Maximum = 1
Comments:
retained

```

```

Variable min diam :
min diam = Variable parameter (int)
Minimum = 0, Maximum = 160

```

```

Variable min volume :
min volume = Variable parameter (int)
Minimum = 0, Maximum = 1000

```

```

Variable rotation cycle :
rotation cycle = Variable parameter (int)
Minimum = 0, Maximum = 50

```

```

Variable time since logging :
time since logging = Variable parameter (int)
Minimum = 0, Maximum = 1000

```

Submodel data input :

Submodel "data input" is a fixed_membership multi-instance submodel with dimensions [538].

```

Variable block :
block = table(index(1)) (int)

```

```
Variable dbh :  
    dbh =          table(index(1)) (real)
```

```
Variable spp group :  
    spp group =    table(index(1)) (int)
```

```
Variable x :  
    x =            table(index(1)) (real)
```

```
Variable y :  
    y =            table(index(1)) (real)
```