UFRRJ

INSTITUTO DE FLORESTAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E FLORESTAIS

TESE

Sistemas agroflorestais sucessionais com mognos-africanos: aspectos silviculturais e recuperação de funções ecossistêmicas

Felipe Martini Santos

2019

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMADE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E FLORESTAIS

SISTEMAS AGROFLORESTAIS SUCESSIONAIS COM MOGNOS-AFRICANOS: ASPECTOS SILVICULTURAIS E RECUPERAÇÃO DE FUNÇÕES ECOSSISTÊMICAS

FELIPE MARTINI SANTOS

Sob a Orientação do Professor
Guilherme Montandon Chaer

e Coorientação do Professor
Marco Antonio Monte

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Silvicultura e Manejo Florestal.

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2019

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Santos, Felipe Martini, 1988-
S237s Sistemas agroflorestais sucessionais com mognos africanos: aspectos silviculturais e recuperação de funções ecossistêmicas / Felipe Martini Santos. - 2019.
188 f.: il.

Orientador: Guilherme Montandon Chaer.
Coorientador: Marco Antonio Monte.
Tese(Doutorado). -- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Florestais (PPGCAF), 2019.

1. Khaya spp.. 2. Modelos dendrométricos. 3. Crescimento e produção. 4. Serviços ecossistêmicos. I. Chaer, Guilherme Montandon, 1975-, orient. II. Monte, Marco Antonio, 1976-, coorient. III Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós graduação em Ciências Ambientais e Florestais (PPGCAF). IV. Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E FLORESTAIS

FELIPE MARTINI SANTOS

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, área de Concentração em Silvicultura e Manejo Florestal.

TESE APROVADA EM 27/02/2019

Guilherme Montandon Chaer. Dr. Embrapa Agrobiologia
(Orientador)

Daniel Piotto. Dr. UFSB

Marcos Vinícius Winckler Caldeira. Dr. UFES

Eduardo Vinícius da Silva. Dr. UFRRJ

Sergio Miana de Faria. Dr. Embrapa Agrobiologia

DEDICATÓRIA

À minha família e ao povo brasileiro por terem financiado meus estudos até aqui.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, gostaria de expressar meu agradecimento a Deus por sempre ter me concedido proteção, saúde e sabedoria para que eu trilhasse os caminhos da vida.

Ao meu orientador Dr. Guilherme Montandon Chaer pelos ensinamentos que levarei por toda vida acadêmica e profissional. Agradeço pelas discussões enriquecedoras para construção deste trabalho. Além disso, sou muito grato pela relação sempre respeitosa, pela confiança no meu trabalho e, sobretudo, pela amizade.

Agradeço ao meu co-orientador Prof. Marco Antonio Monte pelo companheirismo e estimadas discussões sobre modelagens e mensuração florestal que contribuíram imensamente para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao grande amigo Gilberto Terra, pessoa inspiradora pela sua inteligência e conhecimentos sobre silvicultura, botânica, ecologia florestal e manejo de agroflorestas. Posso dizer que durante esses quatro anos de convivência e troca de experiências, pude evoluir profissionalmente e rever alguns conceitos da nossa profissão. Agradeço imensamente por ter aberto as "porteiras" e ter permitido a realização do projeto KHAYA na Fazenda Sucupira. Sou imensamente grato pelas contribuições valiosas ao projeto e na "coorientação" da tese. Agradeço também pela ajuda na identificação botânica do levantamento florístico das plantas regenerantes. Não posso deixar de agradecer à Luiza Avelar, sua esposa e companheira na difícil tarefa de gerenciar as atividades diárias, e, principalmente pelos seus dotes culinários, os quais tivemos o privilégio de saborear durante as expedições à Fazenda. Muito obrigado e parabéns pelo trabalho, pela coragem e determinação de vocês!!!

Agradeço pelo esforço de trabalho de toda equipe de funcionários e diaristas da Sucupira Agroflorestas que de alguma forma contribuíram com este trabalho. O empenho de todos vocês fez parte da construção deste trabalho.

A todos os pesquisadores, analistas e técnicos do Laboratório de Leguminosas Florestais da Embrapa Agrobiologia (Lab Leg) pelas contribuições em diferentes etapas deste trabalho, pelos conhecimentos compartilhados, pelo convívio diário e pela amizade. Agradeço também a todos os estudantes e colegas do Lab Leg (aos atuais e aos que por lá passaram e seguiram seus caminhos em outra empreitada). Obrigado por todos os momentos que vivenciamos juntos, pelas ajudas em análises, procedimentos laboratoriais e, principalmente, pela amizade.

Gostaria de agradecer a todos os professores membros da banca examinadora pelas valiosas discussões e contribuições prestadas a este trabalho.

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Florestais (PPGCAF/UFRRJ) e aos professores do Departamento de Silvicultura da UFRRJ, pela enorme contribuição em minha formação acadêmica e pessoal.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. O trabalho também contou com o apoio da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) – Nº do projeto 03.13.14.011.00.00 – e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) – Nº do projeto 420467/2016-5 (Universal). Fica aqui meu agradecimento especial à essas instituições.

Agradeço à toda irmandade do Alojamento da Embrapa. Fiz muitos amigos naquele lugar! Agradeço também ao Fernando Lima pela amizade e por ter me hospedado em sua casa (*breombo*) nos dias que precisei dormir em Seropédica.

Por fim, mas não menos importante, gostaria de manifestar um profundo agradecimento aos meus pais, José Hugo Ferreira Santos e Josiane Maria Martini, e a todos os meus familiares, por todo o amor e dedicação comigo e pela compreensão da minha ausência durante os finais de semana e datas comemorativas. Serei eternamente grato por todo o esforço e incentivos prestados aos meus estudos. Não posso deixar de agradecer também à minha querida esposa Andreia e à minha filha Lívia pelo carinho e por sempre terem me apoiado e compreendido minhas ausências nos momentos de estudo, viagens e convívios à distância durante boa parte do período do doutorado (ônus necessário).

RESUMO GERAL

SANTOS, Felipe Martini. **Sistemas agroflorestais sucessionais com mognos-africanos: aspectos silviculturais e recuperação de funções ecossistêmicas**. 2019. 188f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Departamento de Silvicultura, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2019.

As espécies de mogno-africano (*Khaya* spp.) apresentam madeira de excelente qualidade, especialmente para usos na indústria moveleira, decoração e acabamentos de interiores, instrumentos musicais e construção naval. Recentemente, os mognos-africanos têm despertado o interesse de silvicultores e investidores nas regiões tropicais. Normalmente, os povoamentos de mognos-africanos têm sido implantados em monocultivos equiâneos, em densidades que variam de 280 a 1100 plantas ha^{-1} e expectativa de colheita aos 18 anos. Alternativamente, há a possibilidade do plantio do mogno-africano sob diferentes arranjos de sistemas agroflorestais (SAFs). Quando esses sistemas são manejados harmonicamente com a sucessão secundária, são chamados de SAFs sucessionais. No entanto, pouco se sabe a respeito do crescimento e a produção de *Khaya* spp. em sistemas produtivos mais complexos. Ademais, poucos estudos abordaram o manejo da regeneração natural em SAFs sucessionais estabelecidos em áreas abandonadas por atividades agropecuárias. O objetivo desta tese foi avaliar aspectos silviculturais e os serviços ecossistêmicos em povoamentos mistos e SAFs sucessionais com *Khaya* spp. com diferentes níveis de diversidade e manejo da regeneração natural. Os estudos foram conduzidos na Fazenda Sucupira, Valença-BA. Um experimento em blocos casualizados foi estabelecido em janeiro de 2016 em área de produção de *Khaya ivorensis* e *Khaya anthotheca*, plantadas em linhas alternadas (no espaçamento 7 m x 3 m) em novembro de 2013. Os seguintes tratamentos foram estabelecidos: (T1) plantio misto de mogno-africano sem condução da regeneração natural (uso de herbicida); (T2) plantio misto de mogno-africano com condução seletiva da regeneração natural; (T3) SAF com mogno-africano sem condução da regeneração natural; (T4) SAF com mogno-africano com condução seletiva da regeneração natural (SAF sucessional). A presente tese foi organizada em três capítulos. No capítulo I, realizou-se o ajuste de equações hipsométricas e volumétricas para árvores de *K. ivorensis* e *K. anthotheca* estabelecidas em povoamentos mistos e em SAFs sucessionais. As equações ajustadas deram subsídios ao capítulo II, onde avaliou-se o crescimento e produtividade de ambas as espécies em plantios mistos e SAFs sucessionais com condução seletiva ou não da regeneração natural. Já no capítulo III avaliou-se a recuperação das funções ecossistêmicas decorrentes do manejo da regeneração natural em sistemas de produção de *Khaya* spp. (povoamentos mistos e SAFs) estabelecidos em área agrícola abandonada.

Palavras-chave: *Khaya ivorensis*; *Khaya anthotheca*; produção de madeira; regeneração natural; serviços ecossistêmicos.

GENERAL ABSTRACT

SANTOS, Felipe Martini. **Successional agroforestry systems with African mahoganies: silvicultural aspects and recovery of ecosystem functions**. 2019. 188f. Thesis (Doctor in Environment and Forest Science). Forest Institute, Department of Silviculture, Federal Rural University of Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2019.

African mahoganies (*Khaya* spp.) have high wood quality, especially for uses in the furniture industry, decoration and interior finishes, musical instruments and shipbuilding. Recently, African mahoganies have stimulated the interest of foresters and investors in the tropics. Normally, the African mahoganies stands have been established under monocultures with all trees established at the same time, in densities ranging from 280 to 1100 plants ha^{-1} with harvest projections to 18 years. Alternatively, there is the possibility of planting African mahogany under different arrangements of agroforestry systems (AFS). When these systems are handled harmonically with the secondary succession, they are called successional agroforestry systems. However, little is known about the growth and production of *Khaya* spp. in more complex productive systems. In addition, few studies have addressed the management of natural regeneration in successive AFS established in areas abandoned by agricultural activities. The aim of this thesis was to evaluate silvicultural aspects and ecosystem servides in mixed-species plantations and successional AFS with *Khaya* sp. under different level of diversity and natural regeneration management. The studies were conducted on Fazenda Sucupira, Valença, Bahia state, Brazil. A completely randomized block design experiment was established in January 2016 on a production stand of *Khaya ivorensis* e *Khaya anthotheca* planted on alternate rows (spacing 7 m x 3 m) in November 2013. The following treatments were established: (T1) mixed plantation of African mahogany without conduction of natural regeneration; (T2) mixed plantation of African mahogany with selective conduction of natural regeneration; (T3) AFS with African mahogany without conduction of natural regeneration; (T4) AFS with African mahogany with selective conduction of natural regeneration (successional AFS). The present thesis was organized in three chapters. In chapter I, the adjustment of hypsometric and volumetric equations for *K. ivorensis* and *K. anthotheca* was established in mixed and successional agroforestry systems stands. The selected equations subsided chapter II that evaluated the growth and yield of both *Khaya* species established in mixed and successional AFS stands with or without selective management of natural regeneration. In chapter III, it was evaluated the recovery of the ecosystem functions resulting from natural regeneration management in *Khaya* spp. production systems (mixed and agroforestry stands) established in abandoned agricultural area were evaluated.

Keywords*: Khaya ivorensis; Khaya anthotheca*; wood production; natural regeneration; ecosystem services.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Alguns exemplos de SAFs dentro de cada classificação, de acordo com Depommier (1986), citado por Puig (2008). 19

Tabela 2: Efeito da intensidade de manejo da pastagem na regeneração lenhosa oito anos após o abandono em Paragominas, PA 25

Tabela 3: Caracterização química do solo nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-40 cm na área experimental 33

Tabela 4: Espécies plantadas com as árvores de *Khaya* spp. e os respectivos produtos explorados comercialmente nos SAFs 35

Tabela 5: Modelos lineares e não-lineares utilizados para o ajuste de equações hipsométricas 55

Tabela 6: Modelos lineares e não-lineares utilizados para o ajuste de equações volumétricas 56

Tabela 7: Coeficientes e qualidade de ajuste dos modelos hipsométricos para *Khaya ivorensis*. 60

Tabela 8: Coeficientes e qualidade de ajuste dos modelos hipsométricos para *Khaya anthotheca*. 61

Tabela 9: Coeficientes e qualidade de ajuste dos modelos volumétricos para *Khaya ivorensis*. 64

Tabela 10: Coeficientes e qualidade de ajuste dos modelos volumétricos para *Khaya anthotheca*. 65

Tabela 11: Equações utilizadas para predição da altura total e volume das espécies de *Khaya* spp. no experimento (SANTOS et al., 2018) 79

Tabela 12: Estatística descritiva dos dados observados de altura comercial do fuste (até a primeira ramificação na base da copa) de *K. anthotheca* e *K. ivorensis*. 87

Tabela 13: Escala de Braun-Blanquet (1964) adotada na avaliação da cobertura da comunidade 106

Tabela 14: Listagem florística da comunidade regenerante (níveis I e II) nos tratamentos T2 e T4 114

Tabela 15: Estrutura horizontal do nível I da comunidade regenerante em toda a área experimental 118

Tabela 16: Estrutura horizontal do nível II da comunidade regenerante dos tratamentos T2 e T4 121

Tabela 17: Parâmetros de diversidade do nível II da comunidade regenerante 122

Tabela 18: Equações alométricas utilizadas na estimativa das frações de biomassa aérea para cada agrupamento de espécies 124

Tabela 19: Estimativa de biomassa aérea da comunidade regenerante dentro de cada compartimento 126

Tabela 20: Conteúdo nutricional associado à serapilheira estocada sobre o solo 126

Tabela 21: Conteúdo nutricional associado ao nível I da comunidade regenerante 127

Tabela 22: Conteúdo nutricional associado ao estrato arbustivo do nível II da comunidade regenerante nos tratamentos T2 e T4 128

Tabela 23: Conteúdo nutricional associado ao estrato arbóreo do nível II da comunidade regenerante nos tratamentos T2 e T4 129

Tabela 24: Conteúdo total de nutrientes nos compartimentos (serapilheira e biomassa aérea) da comunidade regenerante (níveis I e II) 130

Tabela 25: Variáveis químicas associadas à fertilidade do solo aos 58 meses após o plantio 131

Tabela 26: Variáveis associadas à atividade microbiológica do solo aos 58 meses após o plantio 132

Tabela 27: Atributos funcionais de algumas das principais espécies regenerantes 141

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Diferenças morfológicas nos folíolos das espécies do gênero *Khaya* com potencial madeireiro. (A) *Khaya ivorensis*; (B) *Khaya grandifoliola*; (C) *Khaya anthotheca;* (D) *Khaya senegalensis*. 6

Figura 2: Árvores matrizes de (A) *Khaya grandifoliola*, (B) *Khaya ivorensis*, (C) *Khaya anthotheca* e (D) *Khaya senegalensis*. Indivíduos adultos fotografados na Embrapa Agrobiologia, Seropédica, RJ (A) e Reserva Natural Vale, Linhares, ES (B, C e D). Fotos: (A) Felipe Martini; (B, C e D) Guilherme Chaer. 9

Figura 3: Faixa de valores de densidade básica da madeira (g cm^{-3}) encontrados em espécies do gênero *Khaya* e *Swietenia macrophylla* (Meliaceae). Adaptado de Normand e Sallenave (1958). 11

Figura 4: Evolução de preços de madeira serrada de *K. ivorensis* comercializada por Gana no mercado internacional. Fonte: Tropical Timber Market Report (ITTO, 2018). 12

Figura 5: (A) Detalhe da lagarta de *H. grandella* construindo sua galeria durante o ataque ao meristema de *K. anthotheca* na Fazenda Sucupira, Valença, BA. (B) Resinas produzidas por *K. anthotheca* em resposta ao ataque da *H. grandella*, misturadas à serragem e fezes da lagarta. (C) lagarta de *H. grandella* atacando frutos de *K. ivorensis*. Fotos: (A e B) Felipe Martini Santos e (C) Luiza Avelar e Gilberto Terra. 14

Figura 6: (A) Árvore de *Khaya ivorensis*. com cancro-de-córtex na Fazenda Sucupira, Valença, BA (B) Árvore de *Khaya* sp. infectada pelo cancro-de-córtex em um povoamento monoespecífico. (C) Detalhe das lesões causadas pelo fungo *Lasiodiplodia theobromae* no córtex do tronco. Fotos: (A) Gilberto Terra e (B e C) João Gabriel Missia. 16

Figura 7: Foto panorâmica de dois talhões sob cultivo de SAFs sucessionais com mognos-africanos na fazenda Sucupira (Valença, BA). À esquerda da estrada, talhão com alta regeneração natural e à direita, com baixa regeneração. 26

Figura 8: Localização da área de estudo. 27

Figura 9: (A) Perfil do solo em uma das áreas experimentais. (B) Retirada de amostras de solo ao longo do perfil para análises físico-químicas. 28

Figura 10: (A) Granulometria (B) densidade aparente do solo (g cm-3) em profundidade. Amostras retiradas em mini-trincheiras abertas nos blocos experimentais. 29

Figura 11: Dados climáticos registrados pela estação meteorológica de Valença, BA (A444) (Fonte: INMET, 2019). A seta em azul indica o período de plantio do mogno-africano. 31

Figura 12: Balanço hídrico climatológico para a região de Valença, BA, com dados climáticos de 2010 a 2018. Fonte de dados: INMET (2019). 32

Figura 13: Esquematização do arranjo espacial das espécies nos SAFs implantado nas parcelas dos tratamentos T3 e T4. 36

Figura 14: Imagem aérea do local de estudo. É possível notar a presença de diversos fragmentos de florestas adjacentes que contribuem para a chuva de sementes e o avanço da sucessão na área experimental. 37

Figura 15: (A) Mensuração da circunferência à altura do peito, (B) da altura total de árvores inferiores a 5m e (C e D) da altura total (árvores maiores que 5m) e do diâmetro com casca em diferentes alturas ao longo do fuste. 54

Figura 16: Distribuição dos resíduos padronizados dos modelos hipsométricos para *Khaya anthotheca* e *Khaya ivorensis*. 59

Figura 17: Distribuição dos resíduos padronizados dos modelos volumétricos para *Khaya* anthotheca e *Khaya ivorensis*. 63

Figura 18: Evolução do DAP das árvores de *K. anthotheca* e *K. ivorensis* entre os tratamentos ao longo do período de estudo. Letras iguais indicam ausência de diferença estatística pelo teste Tukey ($p<0,05$). 81

Figura 19: Incremento em volume das árvores de *K. anthotheca* e *K. ivorensis* nos tratamentos experimentais ao longo do período de estudo. Letras iguais indicam ausência de diferença estatística pelo teste Tukey ($p<0,05$). 82

Figura 20: Produção acumulada (m^3 madeira / ha) das espécies *K. anthotheca e K. ivorensis* nos tratamentos experimentais ao longo do período de estudo. Letras iguais indicam ausência de diferença estatística pelo teste Tukey ($p<0,05$). 83

Figura 21: Dinâmica do crescimento em altura das espécies *K. anthotheca* e *K. ivorensis* ao longo do período de estudo. y representa a altura em metros; x representa a idade em meses após o plantio. R^2 representa o coeficiente de determinação ajustado da equação. 85

Figura 22: Dinâmica do crescimento em DAP das espécies *K. anthotheca* e *K. ivorensis* ao longo do período de estudo. y representa a altura em metros; x representa a idade em meses após o plantio. R^2 representa o coeficiente de determinação ajustado da equação. 86

Figura 23: (A) Relação entre qualidade de fuste e percentual de volume das árvores de *K. anthotheca* e *K. ivorensis*. (B) Frequência de árvores dentro de cada nível de classe de qualidade de fuste em função da classe de IMA em volume individual ($cm^3\ ano^{-1}$) das árvores de *K. anthotheca* e *K. ivorensis*. 88

Figura 24: (A) Árvore jovem de *K. anthtotheca* apresentando entortamento devido às brotações novas. (B) Linha de plantio com plantas jovens de *K. anthotheca* com problemas de entortamentos. (C e D) Ponteiros de árvores jovens de *K. anthotheca* quebrados, após emissão de brotações novas. (E) Sinal de entortamento deixado no fuste, possivelmente causado pela carga dos folíolos novos. 93

Figura 25: (A) Lançamento do gabarito de 1 m x 1 m para o levantamento florístico e fitossociológico, (B) seguido da remoção da parte aérea e serapilheira estocada para quantificação da biomassa aérea do nível I da comunidade regenerante. 105

Figura 26: (A) Separação das frações da biomassa aérea (folhas, galhos e tronco) das plantas do nível II da comunidade regenerante. (B) Pesagem das frações em campo, com auxílio de balança digital suspensa.....109

Figura 27: Curva de suficiência amostral do nível I da comunidade regenerante nos tratamentos T2 e T4.....117

Figura 28: Principais espécies da comunidade regenerante (nível I) entre os tratamentos, com base no valor de importância em porcentagem. 119

Figura 29: Análise de agrupamento (cluster) pelo método K-means representada graficamente pela ordenação das espécies em função das componentes principais das variáveis estruturais (altura e área de copa) e das frações da biomassa (folhas, galhos e tronco) das espécies com maior IVI. Espécies: 1 – *B. dracunculifolia*; 2 – *V. guianensis*; 3 – *C. pachystachya*; 4 – *C. scorpioides*; 5 – *P. heteromallum*; 6 – *Inga sp.*; 7 – *S. crinitum*; 8 – *L. camara*; 9 – *Mikania sp.*; 10 – *B. ferruginea*. 123

Figura 30: Análise de componentes principais (PCA) das variáveis associadas à atividade microbiana nos tratamentos experimentais.....133

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL 1
2. OBJETIVOS 3
2.1 Geral: 3
2.2 Específicos: 3
3. REVISÃO DE LITERATURA 4
3.1 Mogno-africano (*Khaya* spp.) 4
3.1.1 Ocorrência, taxonomia e características ecológicas de *Khaya* spp. 4
3.1.2 Histórico e base genética das populações de *Khaya* spp. no Brasil 7
3.1.3 Produtos madeireiros e não-madeireiros de *Khaya* 10
3.1.4 Principais pragas e doenças da cultura 13
3.1.5 Experiências e aspectos silviculturais em povoamentos plantados de *Khaya* sp. 16
3.2 Sistemas agroflorestais (SAFs) 18
3.3 Funções produtivas e ecossistêmicas de SAFs sucessionais 20
3.4 A sucessão secundária em áreas agrícolas ou pastagens abandonadas 22
4. MATERIAL E MÉTODOS GERAL 27
4.1 Caracterização do local de estudo 27
4.2 Delineamento experimental e tratos culturais 34
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 38
CAPÍTULO I 48
RESUMO 49
ABSTRACT 50
6.1. INTRODUÇÃO 51
6.2. MATERIAL E MÉTODOS 53
6.2.1 Caracterização da origem dos dados 53
6.2.2 Medições das árvores e composição do banco de dados 53
6.2.3 Modelos hipsométricos e volumétricos 54
6.2.4 Análises estatísticas 57
6.3 RESULTADOS 58
6.3.1 Relações hipsométricas 58
6.3.2 Relações volumétricas 62
6.4. DISCUSSÃO 66
6.4.1 Relações hipsométricas em plantios de *Khaya* spp. 66
6.4.2 A ontogenia das árvores de *Khaya* spp. e o ajuste de equações hipsométricas 67
6.4.3 Relações volumétricas em plantios de *Khaya* spp. 67
6.5. CONCLUSÕES 69
6.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 70

CAPÍTULO II **74**
RESUMO **75**
ABSTRACT **76**
7.1 INTRODUÇÃO **77**
7.2. MATERIAL E MÉTODOS **78**
7.2.1 Caracterização do local de estudo 78
7.2.3 Crescimento e produção da parte aérea 78
7.2.4 Análise qualitativa do fuste 79
7.2.5 Análise de dados 79
7.3. RESULTADOS **80**
7.4. DISCUSSÃO **89**
7.4.1 Crescimento e produção de *K. anthotheca* e *K. ivorensis* em SAFs sucessionais e em plantios mistos 89
7.4.2 Aspectos silviculturais de *K. anthotheca* e *K. ivorensis* 91
7.5. CONCLUSÕES **95**
7.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS **96**
CAPÍTULO III **99**
RESUMO **100**
ABSTRACT **101**
8.1 INTRODUÇÃO **102**
8.2 MATERIAL E MÉTODOS **104**
8.2.1 Caracterização e delineamento experimental 104
8.2.2 Levantamento florístico e fitossociológico da regeneração natural 104
8.2.2.1 Estrutura horizontal das comunidades 106
8.2.2.2 Avaliação da diversidade das comunidades regenerantes 108
8.2.3 Quantificação da biomassa e conteúdo de nutrientes na biomassa da vegetação espontânea 108
8.2.4 Estoque e conteúdo de nutrientes na serapilheira 109
8.2.5 Amostragem de solo 110
8.2.6 Análises de solo 110
8.2.6.1 Análises químicas do solo 110
8.2.6.2 Análises microbianas do solo 110
8.2.7 Análise de dados 111
8.3. RESULTADOS **113**
8.4. DISCUSSÃO **134**
8.5. CONCLUSÕES **143**
8.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS **144**

9. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....152
10. ANEXOS 155

1. INTRODUÇÃO GERAL

As áreas ocupadas por florestas naturais têm diminuído ao longo das últimas décadas. Entre 1990 e 2015, estima-se que mais de 130 milhões de hectares tenham sido desmatados, em decorrência da abertura de novas fronteiras agrícolas e pela crescente demanda de madeira (FAO, 2015). Neste contexto, o desmatamento se torna uma das principais preocupações em escala global. Por outro lado, o aumento de áreas florestais plantadas tem desempenhado um papel importante na mitigação dos impactos negativos, causados pela destruição das florestas naturais e exploração predatória de madeira (JÜRGENSEN; KOLLERT; LEBEDYS, 2014; PAYN et al., 2015).

Grande parte da silvicultura nos trópicos está voltada para o plantio e colheita de produtos madeireiros e não-madeireiros de espécies pertencentes aos gêneros *Eucalyptus*, *Pinus* e *Acacia*, e mais secundariamente por *Tectona grandis* e *Hevea brasiliensis* (FAO, 2006; FAO, 2015). Recentemente, o cultivo do mogno-africano (*Khaya* spp.) tem despertado o interesse de alguns silvicultores e investidores, pois tem sido apontado como alternativa para geração de renda no médio e longo prazo, devido ao elevado valor econômico da madeira serrada (RIBEIRO et al., 2018).

As espécies de *Khaya* spp. apresentam madeira de excelente qualidade, especialmente para usos na indústria moveleira, decoração e acabamentos de interiores, instrumentos musicais e construção naval (RIBEIRO; FILHO; SCOLFORO, 2017). Outro ponto favorável ao cultivo de *Khaya* spp., diz respeito ao ciclo de produção mais curto (entre 18 a 20 anos – i.e., dependendo do sítio e do material genético), comparativamente ao de outras espécies nativas de madeira nobre similares, como o mogno-amazônico (*Swietenia macrophylla*) (FALESI; BAENA, 1999). No entanto, informações técnicas e científicas sobre o potencial de produção de madeira de *Khaya* spp. nas condições brasileiras e em outros países tropicais ainda são escassas, pois a grande maioria dos povoamentos já estabelecidos ainda se encontra em fase inicial de crescimento.

Normalmente, o monocultivo de *Khaya* spp. tem sido implantado em espaçamentos de até 36 m^2 por árvore, os quais somente são justificáveis quando as árvores atingem maturidade de copa e do sistema radicular, período este que ocorre após vários anos de cultivo. Assim, a área subaproveitada pelo mogno-africano (nas linhas e entrelinhas) pode ser utilizada para o plantio ordenado de outras espécies arbóreas madeireiras de ciclo mais curto, e/ou espécies agrícolas (perenes e anuais) ou até mesmo para criação de animais em diferentes arranjos de sistemas agroflorestais (SAFs) (NAIR, 1993). No entanto, o ato de cultivar árvores de *Khaya* spp. com outras culturas ainda é pouco difundida. Acredita-se que o cultivo de *Khaya* spp. possa ser uma prática ainda mais rentável quando são cultivadas em SAFs (ARCO-VERDE; AMARO, 2015).

Existem diversos tipos e combinações de SAFs que buscam a produção integrada de madeira e alimentos (NAIR, 2007; MONTAGNINI, 2017). Porém, quando esses sistemas são manejados harmonicamente com a sucessão secundária, são chamados de “sucessionais". Os SAFs sucessionais são compostos por um maior número de espécies (plantadas e regenerantes), com arranjos espaciais mistos e dinâmicos, pois são conduzidos conforme a sucessão secundária se expressa no sítio (VIEIRA; HOLL; PENEIREIRO, 2009). Logo, os SAFs sucessionais podem vir a se assemelhar às florestas secundárias tropicais em termos de diversidade, estrutura e funcionamento (YOUNG, 2017). Ao serem estabelecidos em áreas degradadas pelas atividades agropecuárias, roçadas seletivas e podas dos indivíduos regenerantes são atividades imprescindíveis para incorporação de matéria orgânica ao solo e permitir incrementar a ciclagem biogeoquímica de nutrientes, a atividade microbiológica e a

fertilidade do solo que sustentarão o crescimento das árvores e culturas alimentícias, com mínima utilização de insumos externos (PENEIREIRO, 1999). Contudo, as experiências ainda são raras, de pequena escala e muito empíricas. Destacam-se os SAFs sucessionais focados em fruticultura no Vale do Ribeira, Estado de São Paulo (STEENBOCK; VEZZANI, 2013; FROUFE; RACHWAL; SEOANE, 2011), bem como os trabalhos realizados por Ernst Götsch no estado da Bahia (PENEIREIRO, 1999; PASINI, 2017).

Pouco se sabe a respeito do crescimento e a produção das árvores de *Khaya* spp. em sistemas produtivos mais complexos (como os povoamentos mistos e SAFs sucessionais), em resposta às interações ecológicas entre as espécies cultivadas e/ou regenerantes, como a redução competitiva e facilitação (VANDERMEER, 1989; MALÉZIEUX et al., 2009). A redução competitiva está relacionada ao particionamento e exploração de nichos ecológicos entre espécies diferentes, enquanto a facilitação se manifesta no efeito positivo proporcionado por uma espécie sobre o crescimento e sobrevivência da outra em função da convivência entre elas (e.g., aumento das condições de sombreamento para as espécies tolerantes à sombra e melhorias sobre a ciclagem e oferta de nutrientes via deposição de serapilheira) (KELTY, 2006). Ademais, o manejo da regeneração natural tem sido pouco explorado em SAFs sucessionais estabelecidos em áreas abandonadas por atividades agropecuárias. Poucos estudos têm demonstrado os possíveis efeitos deste tipo de manejo sobre a provisão de serviços ecossistêmicos (SANTOS; CROUZEILLES; SANSEVERO, 2019).

Assim, a presente tese foi organizada em três capítulos, a saber: no capítulo I, realizou-se um estudo sobre o ajuste de equações hipsométricas e volumétricas para árvores de *Khaya* spp. em povoamentos mistos e em SAFs sucessionais. As equações ajustadas deram subsídios ao capítulo II, onde foi avaliado o crescimento e produtividade de *Khaya* spp. em plantios mistos e SAFs sucessionais com condução seletiva ou não da regeneração natural. Já no capítulo III avaliou-se a recuperação das funções ecossistêmicas decorrentes do manejo da regeneração natural em sistemas de produção de *Khaya* spp. (povoamentos mistos e SAFs) estabelecidos em área agrícola abandonada.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral:

Avaliar aspectos silviculturais e os serviços ecossistêmicos em povoamentos mistos e SAFs sucessionais com *Khaya* spp. com diferentes níveis de diversidade e manejo da regeneração natural, na região do baixo sul baiano.

2.2 Específicos:

- Ajustar e selecionar equações alométricas para estimativa da altura e do volume de árvores de *Khaya* spp. em SAFs sucessionais.
- Avaliar o crescimento e produção de *Khaya* spp. em povoamentos mistos e em SAFs estabelecidos em ambientes com ou sem condução seletiva da regeneração natural;
- Avaliar a recuperação de funções ecossistêmicas em áreas agrícolas abandonadas, através do manejo seletivo da comunidade regenerante em povoamentos mistos e SAFs sucessionais com *Khaya* spp.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Mogno-africano (*Khaya* spp.)

3.1.1 Ocorrência, taxonomia e características ecológicas de *Khaya* spp.

O gênero *Khaya* (Meliaceae) possui cinco espécies diferentes, a saber: *K. anthotheca, K. grandifoliola, K. ivorensis, K. madagascariensis e K. senegalensis* (LEMMENS et al., 2012; PINHEIRO et al., 2011). Todas essas espécies, incluindo àquelas do gênero *Entandrophragma* (Meliaceae), são conhecidas vulgarmente como mogno-africano ("African mahogany" em inglês, e "acajou d'Afrique", em francês). De acordo com Lemmens; Louppe; Oteng-Amoako (2012), as principais espécies do gênero *Khaya* que possuem potencial para produção de madeira serrada de alto valor econômico apresentam as seguintes características em seus ambientes naturais:

- ***K. ivorensis:*** É uma espécie emergente no dossel das florestas naturais da África. Sua ocorrência compreende desde as florestas úmidas a semideciduais. Estão distribuídas em até 700 m de altitude e em regiões com índices pluviométricos entre 1600 a 2500 mm anuais, com períodos curtos de estiagem. As árvores apresentam folhas compostas e paripenadas com três a sete pares de folíolos dispostos de maneira oposta, características comuns a todas as espécies deste gênero. Os folíolos têm forma oblonga e/ou elíptica com ápice marcadamente acuminado (Figura 1). A inflorescência é do tipo panícula com até 20 cm de comprimento e o fruto produzido é uma cápsula, onde se destacam, em média, cinco válvulas deiscentes, embora este parâmetro não seja uma forte evidência para separação morfológica das demais espécies. As árvores desta espécie são de grande porte, as quais atingem até 60 m de altura em florestas naturais da África. Nesta fase do crescimento, a base da copa se forma a partir de 30 m ao longo do tronco, que se destaca pela sua forma retilínea e cilíndrica, com diâmetro variando entre 160 – 210 cm. Na base do tronco é bem nítida a formação de sapopembas que podem atingir 4 m de distância do eixo central do tronco.

- ***K. senegalensis:*** É uma espécie que ocorre em florestas secas de transição para savana, em matas ripárias e nas savanas africanas em até 1500 m de altitude. É adaptada aos climas mais secos, como precipitações entre 650 a 1300 mm anuais, suportando bem os períodos prolongados de seca (entre 4 a 7 meses). É uma árvore com folíolos de forma elíptica com ápice ligeiramente acuminado (Figura 1). A inflorescência é do tipo panícula e o fruto produzido é uma cápsula, onde se destacam, em média, quatro válvulas deiscentes. É uma espécie de menor porte em relação a *Khaya ivorensis*. Pode atingir entre 30-35 m de altura, com a copa formada a partir de 10 – 16 m ao longo do tronco, geralmente mais curto, porém com diâmetro entre 100 – 250 cm. Na base do tronco não são observadas sapopembas, ou quando presentes são quase imperceptíveis.

- ***K. anthotheca*:** É uma espécie que se distribui em florestas semideciduais e zonas de transição com as savanas em até 1500 m de altitude, em regiões com índices pluviométricos que variam de 1200 a 1800 mm anuais, com períodos de seca que não ultrapassam 4 meses. É uma árvore com folíolos ovados-oblongos com ápice ligeiramente acuminado a obtuso (Figura 1). A inflorescência é do tipo panícula e o fruto produzido é uma cápsula, onde se destacam, em média, quatro válvulas deiscentes, assim como em *Khaya senegalensis*. É uma espécie de grande porte, que pode ultrapassar os 60 m de altura. Assim como *K. ivorensis*, a base da copa se forma a partir de 30 m ao longo do tronco, que se destaca pela sua forma retilínea e cilíndrica, com

diâmetro superior a 120 cm. Na base do tronco também ocorrem sapopembas que podem atingir mais de 4 m de distância do eixo central do tronco.

- ***K. grandifoliola*:** Ocorre em florestas semideciduais e ao longo de cursos d'água das savanas em até 1400 mm de altitude, em regiões que apresentam índices pluviométricos que variam de 1200 a 1800 mm anuais, com períodos de seca moderados (inferiores a 5 meses). Morfologicamente ambas as espécies são muito parecidas. Os folíolos têm forma elíptica a oblonga-elíptica com ápice ligeiramente acuminado (Figura 1). A inflorescência é do tipo panícula e o fruto produzido é uma cápsula, onde se destacam, em média, cinco válvulas deiscentes, assim como em *Khaya ivorensis*. É uma espécie de porte médio, que atinge até 40 m de altura. Nesta fase do crescimento, a base da copa se forma a partir de 23 m ao longo do tronco, que aparenta forma um pouco tortuosa, com diâmetro variando entre 120 – 200 cm. Na base do tronco é bem nítida a formação de sapopembas que podem atingir 3 m de distância do eixo central do tronco.

Na prática, ainda é bem complexo distinguir sem ambiguidade algumas espécies de *Khaya*, com base apenas em características morfológicas. No local deste estudo, por exemplo, até a presente data não foi possível reconhecer caracteres exclusivos que separem *K. grandifoliola* de *K. anthotheca*. A separação dos táxons ganha mais complexidade com a premissa de que em condições naturais pode ocorrer hibridização entre as espécies do gênero, gerando indivíduos com características morfológicas intermediárias. Bouka et al. (2019) revisaram os táxons do gênero *Khaya* e concluíram que *K. ivorensis*, *K. grandifoliola* e *K. senegalensis* são consideradas espécies distintas, cujos limites taxonômicos ainda precisam ser melhor estabelecidos. Segundo os mesmos autores, *K. anthotheca* consiste no táxon mais polimórfico do grupo. Esta informação foi corroborada com outros estudos que realizaram análises químicas da madeira e sementes de espécies de *Khaya*, onde foram identificadas moléculas específicas (quimiotipos) para cada uma das quatro espécies atualmente aceitas na África (ADESIDA et al., 1971). Estas análises também sugeriram que *K. nyasica* (atualmente reconhecida como *K. anthotheca*) possa recuperar seu *status* de espécie no futuro. Além disso, existem pelo menos dois outros quimiotipos, que podem pertencer a novos táxons ou a outros anteriormente descritos. Assim, é plausível que *K. anthotheca* possa "abrigar" espécies ainda não identificadas atualmente, pois a especiação de plantas nem sempre é acompanhada de uma diferenciação morfológica clara (BICKFORD et al.2007).

Outra tentativa de separação de espécies de *Khaya* foi feita por Olowokudejo; Nyananyo (1990) os quais identificaram alguns caracteres micromorfológicos (visíveis apenas sob microscópio), tais como: aparência da superfície cuticular de folhas, tamanho e forma de células da epiderme e o tamanho e densidade dos estômatos. Os autores também desenvolveram uma chave de identificação das espécies, com base nesses parâmetros.

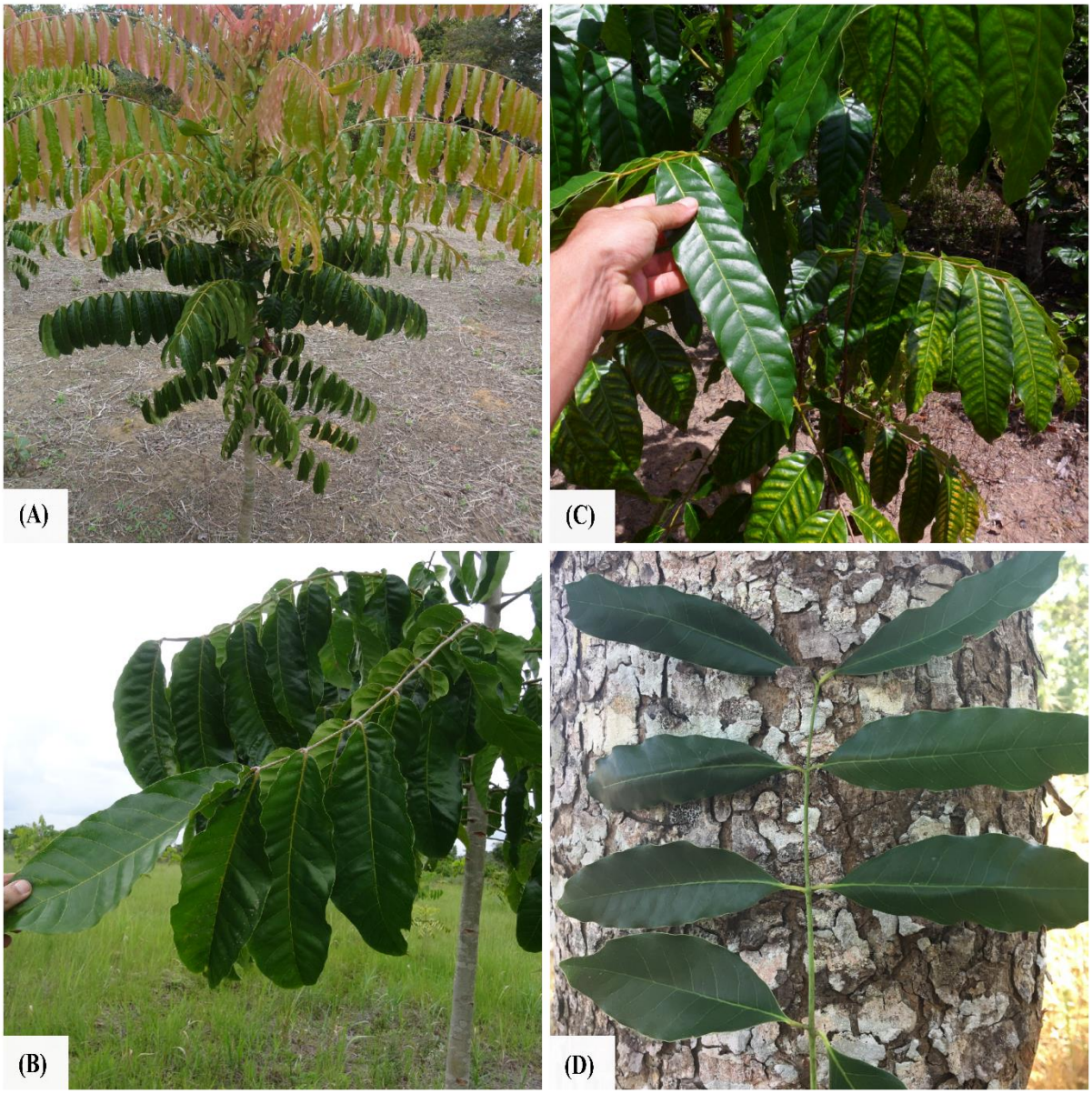


Figura 1: Diferenças morfológicas nos folíolos das espécies do gênero *Khaya* com potencial madeireiro. (A) *Khaya ivorensis*; (B) *Khaya grandifoliola*; (C) *Khaya anthotheca;* (D) *Khaya senegalensis*.

O gênero *Khaya* é endêmico da África intertropical, onde as populações naturais foram drasticamente exploradas sem qualquer prática de manejo florestal sustentável, visando à exportação de madeiras serradas altamente valiosas e apreciadas sobretudo na Europa, Ásia e Estados Unidos (FAO et al., 2006). A extração de mognos-africanos (*Khaya* e *Entandrophragma*) é conhecida desde 1595, quando as primeiras toras chegaram à corte britânica (POORTER et al., 2004). Contudo, a exploração foi intensificada por volta de 1720, concomitantemente ao declínio dos estoques dos mognos-americanos, representados predominantemente por *Swietenia mahagoni* (L.) Jacq. e *Swietenia macrophylla* King. (Meliaceae), oriundas das florestas naturais da América Latina (PARREN; DE GRAAF, 1995). Em Gana, por exemplo, existem relatos de que as populações nativas das espécies do gênero *Khaya* spp. sofreram exploração ilegal e sem nenhum tipo de planejamento durante centenas de anos. Somente no ano de 1913, este país contribuiu com mais de 80% da demanda mundial por

madeira de mogno-africano (cerca de 88.200 m³ de madeira), e este desmatamento se manteve em níveis elevados até o início da década de 1990, quando políticas públicas começaram a ser criadas com objetivo de conter o desmatamento e promover o desenvolvimento sustentável dos recursos florestais de Gana (DANQUAH et al., 2013). Este fato levou a inclusão das quatro principais espécies madeireiras do gênero *Khaya* na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN), como vulneráveis à extinção (HAWTHORNE, 1998).

Alguns esforços, ainda que bastante incipientes, foram desenvolvidos no início dos anos 90 para conter o avanço do desmatamento ilegal, além de incentivar a silvicultura de mognos-africanos na África (DANQUAH et al., 2013). No entanto, a silvicultura de *Khaya* spp. naquele continente ainda sofre grandes dificuldades devido aos prejuízos causados pelo forrageamento de animais silvestres, incêndios naturais (em áreas de savana) e, principalmente, os ataques severos da *Hypsiphyla robusta* (Lepidoptera: Pyralidae) aos brotos terminais, prejudicando o crescimento monopodial das plantas, tanto na fase de produção de mudas quanto em indivíduos adultos estabelecidos no campo (OPUNI-FRIMPONG et al., 2008a).

Na África, a maior área plantada do gênero *Khaya* supera os 280 mil hectares, concentrados em sua grande maioria no Sudão (FAO et al., 2006). No entanto, são crescentes as iniciativas para o desenvolvimento da silvicultura de *Khaya* em regiões tropicais, onde o ataque da broca ocorre em menor frequência. Na Austrália, por exemplo, existem mais de 12 mil hectares com plantios comerciais de *Khaya senegalensis*, além de várias pesquisas voltadas para o melhoramento genético e a domesticação da espécie (NIKLES et al., 2008; NIKLES et al. 2012).

3.1.2 Histórico e base genética das populações de *Khaya* spp. no Brasil

A introdução do mogno-africano no Brasil foi feita em meados da década de 70 através de duas doações de sementes oriundas de fontes independentes de países do continente africano. A primeira delas, da qual se tem registro, foi realizada em 1975 por meio de um intercâmbio de sementes entre pesquisadores de duas instituições: o Instituto de Pesquisa Agropecuária do Centro do Sul (IPEACS), localizado à época no Km 47 em Seropédica, RJ, Brasil, onde atualmente abriga as dependências da Embrapa Agrobiologia, e o Departamento Florestal do atual Conselho de Pesquisas Científicas e Industriais de Gana (CSIR-FORIG). O pesquisador brasileiro responsável pelo recebimento do lote de sementes de mogno-africano foi Dr. Octávio de Almeida Drummond (*in memoriam*), engenheiro agrônomo e pesquisador na área de fitopatologia. Depoimentos de funcionários aposentados da Embrapa Agrobiologia, afirmam que Dr. Drummond tinha o costume de realizar intercâmbios de sementes de espécies nativas brasileiras com várias instituições de pesquisa pelo mundo e, em troca, recebia sementes de espécies nativas dos locais das instituições com quem fazia os escambos.

Segundo carta escrita pelo próprio Dr. Drummond (Anexo 1), essas sementes de mogno-africano foram semeadas em abril de 1975 e as mudas foram plantadas em outubro de 1976 na frente do prédio sede do então IPEACS (hoje pertencente à Embrapa Agrobiologia) (Figura 2A). Por algum equívoco, nesta mesma carta, Dr. Drummond se referiu às árvores como "cedro-africano", com a seguinte identificação taxonômica: *Entandrophragma utile* Sprague (Meliaceae). Atualmente, sabe-se que as referidas árvores plantadas pertencem ao gênero *Khaya*. No entanto, ainda não se sabe exatamente a qual espécie pertence (possivelmente são espécimes de *K. grandifoliola*), necessitando da confirmação por especialistas botânicos na família Meliaceae.

Após alguns anos, as sementes descendentes das primeiras árvores de *Khaya* foram colhidas e novas mudas foram produzidas para serem plantadas pelo *campus* da Embrapa Agrobiologia/Pesagro-Rio, integrando parte conjunto paisagístico deste local. Além disso, algumas árvores também foram plantadas no campus da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro em datas até então desconhecidas. Deste modo, considerando as áreas da Embrapa Agrobiologia/Pesagro-Rio e da UFRRJ, ao todo são mais de 20 árvores de mogno-africano em estágio avançado de desenvolvimento (com copas já formadas e com alta capacidade reprodutiva). Anualmente, estas árvores produzem sementes, as quais são coletadas por produtores e outras pessoas interessadas no cultivo desta espécie, e as mudas são produzidas e plantadas em diversas regiões do país.

A segunda doação de sementes de mogno-africano aconteceu em 1976 por uma comitiva de autoridades de Costa do Marfim durante uma visita pela Amazônia. Naquela ocasião, as sementes de mogno-africano da espécie *Khaya grandifoliola* foram doadas para o pesquisador Dr. Italo Falesi, na época diretor do então Instituto de Pesquisa e Experimentação Agropecuária do Norte (IPEAN), atual Embrapa Amazônia Oriental (CPATU). As mudas foram produzidas destas sementes e cinco delas foram plantadas no *campus* do CPATU. De acordo com Ribeiro et al. (2017), atualmente existem quatro árvores de mogno-africano presentes neste local, as quais tornaram-se reprodutivas no final da década de 80 e suas sementes têm sido doadas e/ou comercializadas por terceiros para outras regiões do país.

Outra fonte importante de sementes está localizada na Reserva Natural Vale (RNV), Linhares, ES. Neste local existem plantios de três espécies de mogno-africano (*Khaya anthotheca, Khaya senegalensis* e *Khaya ivorensis*). Na RNV existem atualmente diferentes talhões com os mognos-africanos em plantios mistos e monoespecíficos que fizeram parte de ensaios de campo dos primeiros estudos envolvendo a silvicultura dessas espécies, iniciadas pelo pesquisador Dr. Renato de Jesus e atualmente conduzidos por pesquisadores da RNV (Figuras 2B, 2C e 2D). Da mesma forma, as sementes produzidas pelas matrizes também já foram coletadas e comercializadas para outros produtores do país.

Figura 2: Árvores matrizes de (A) *Khaya grandifoliola*, (B) *Khaya ivorensis*, (C) *Khaya anthotheca* e (D) *Khaya senegalensis*. Indivíduos adultos fotografados na Embrapa Agrobiologia, Seropédica, RJ (A) e Reserva Natural Vale, Linhares, ES (B, C e D). Fotos: (A) Felipe Martini; (B, C e D) Guilherme Chaer.

Soares et al. (2014) relatam ainda a existência de outros plantios de mognos-africanos provenientes de sementes de populações nativas de algumas regiões da África Ocidental. Um exemplo é o povoamento localizado na fazenda de Norton Amador Costa (ex-pesquisador da Embrapa Amazônia Oriental). As sementes foram obtidas de Costa do Marfim e Tanzânia, e os plantios foram realizados no início dos anos 2000. Nesta localidade, as árvores também estão em fase reprodutiva e já existe a comercialização das sementes produzidas. No entanto, a procedência exata dessas sementes é desconhecida. Com isso, não se sabe o número de matrizes em que as sementes foram obtidas ou se foram coletadas em florestas naturais ou plantadas.

Neste cenário, é provável que a base genética atual dos povoamentos de mognos-africanos no Brasil ainda seja bastante reduzida. Isto representa um dos principais gargalos para

as atividades de melhoramento genético e a seleção de indivíduos superiores e mais resistentes ao ataque de pragas e doenças, por exemplo. Entretanto, de forma surpreendente, Soares (2014) ao realizar os primeiros estudos com diversidade genética de mognos-africanos no Brasil, utilizando marcadores microssatélites desenvolvidos para *Khaya senegalensis*, demonstrou que as populações de *Khaya ivorensis* no estado do Pará (parte delas oriundas de sementes das matrizes do CPATU e outras resultantes de importações feitas de Costa do Marfim e Tanzânia) possuem diversidade genética comparável com a de populações naturais da África, o que possibilita a utilização destes materiais genéticos em programas de melhoramento da espécie.

3.1.3 Produtos madeireiros e não-madeireiros de *Khaya*

A literatura afirma que as espécies do gênero *Khaya* produzem madeira com características apreciáveis para o uso em movelaria de luxo, decoração de interiores, construção naval e civil, além de instrumentos musicais (PINHEIRO et al., 2011; RIBEIRO; FILHO; SCOLFORO, 2017). Além da beleza, as madeiras de *Khaya* possuem características tecnológicas desejáveis. Silva et al. (2016) avaliaram a qualidade da madeira (em termos de deformação residual longitudinal, índice de rachaduras, deslocamento da medula e defeitos de secagem nas tábuas) das espécies de *Khaya ivorensis* e *Khaya senegalensis*. Este estudo é particularmente interessante pois utilizou material proveniente de árvores maduras de mesma idade (19 anos) das duas espécies, plantadas na Reserva Natural Vale, Linhares, ES. Os autores não detectaram diferenças significativas nas médias de deformação residual longitudinal, índice de rachaduras de toras e tábuas e deslocamento da medula entre as espécies. Todavia, a espécie *Khaya ivorensis* apresentou as maiores dimensões de rachaduras de topo de toras e de tábuas, enquanto, as tábuas de *Khaya senegalensis* apresentaram os maiores empenamentos. Por fim, os autores ponderaram que os índices avaliados não foram elevados ao ponto de inviabilizar o uso e a qualidade das duas espécies de mogno-africano para a produção de madeira serrada.

Em termos de densidade da madeira, Normand e Sallenave (1958) reportam que os valores encontrados em algumas espécies de *Khaya* sp. são similares aos de *Swietenia macrophylla* (mogno-amazônico), com exceção de *K. senegalensis* (Figura 3). De acordo com Lemmens; Louppe; Oteng-Amoako (2012) a densidade da madeira e o padrão de cores variam conforme a espécie e o tipo de lenho, a saber:

- *K. senegalensis*: A madeira apresenta cerne castanho rosado a castanho avermelhado, com alburno distintamente mais claro. A densidade básica supera as demais espécies do gênero *Khaya,* a qual pode atingir valores próximos a 900 kg m^{-3} a 12% de umidade.
- *K. ivorensis:* A madeira apresenta cerne castanho rosado a avermelhado e alburno castanho claro, com densidade básica que varia entre 460 – 570 kg m^{-3} a 12% de umidade.
- *K. anthotheca:* A madeira apresenta cerne castanho rosado a avermelhado e alburno castanho claro, com densidade básica variando entre 490 – 660 kg m-3 a 12% de umidade.
- *K. grandifoliola*: A madeira apresenta cerne castanho rosado a castanho avermelhado e alburno castanho claro a castanho rosado, com densidade básica variando entre 560 – 770 kg m-3 a 12% de umidade.

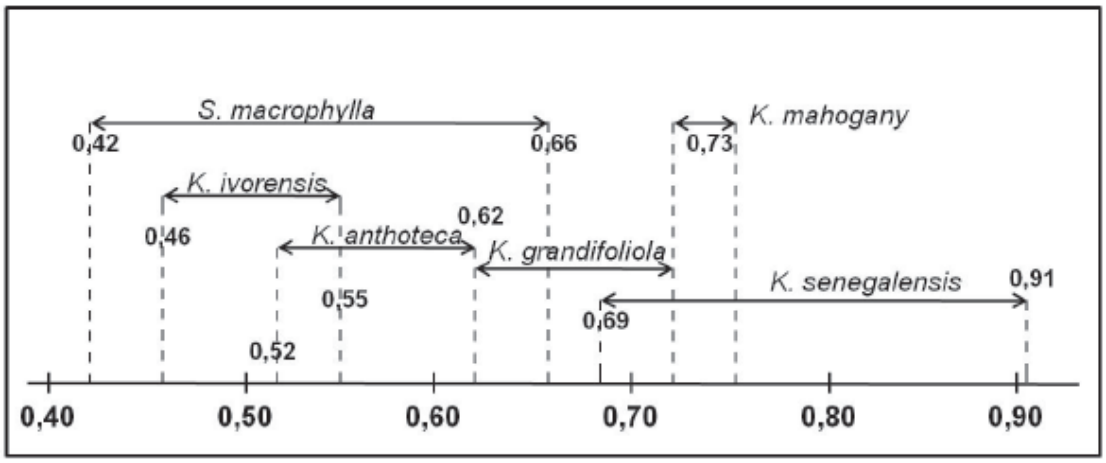


Figura 3: Faixa de valores de densidade básica da madeira (g cm^{-3}) encontrados em espécies do gênero *Khaya* e *Swietenia macrophylla* (Meliaceae). Adaptado de Normand e Sallenave (1958).

A usinagem do mogno-africano também já foi estudada, de acordo com a norma ASTM-D 1666-87. Carvalho et al. (2010) realizaram testes de usinagem (teste de plaina, teste de lixa, teste de furação para cavilha e dobradiça, teste de rasgo e fendilhamento por pregos) na madeira de *K. ivorensis*, tendo mostrado boa qualidade no acabamento, com grande potencial para utilização na indústria de movelaria e revestimento interno de construções. Em outro estudo, Silva et al. (2012) realizaram os mesmos testes em corpos de prova de *K. ivorensis* e *K. senegalensis*. Seus resultados indicaram que a madeira de *K. senegalensis* apresentou, em média, superfície usinada de regular (nota 3) a ruim (nota 5), com tendência de formar superfície lanosa em grã entrecruzada. Por outro lado, assim como Carvalho et al. (2010), a madeira de *K. ivorensis* também apresentou boa usinagem (nota 2).

Parece que *K. senegalensis* leva uma pequena vantagem em termos de propriedades físico-mecânicas da madeira, talvez por apresentar maiores valores de densidade, em relação às demais espécies, mas não ao ponto de desmerecer o potencial as demais espécies do mesmo gênero para produção de madeira serrada. França et al. (2015), avaliaram características anatômicas e propriedades físico-mecânicas das madeiras de duas espécies de mogno africano (*Khaya ivorensis e Khaya senegalensis*). Os resultados mostraram que as espécies foram diferentes quanto ao tipo e frequência de vasos e porosidade, com raios predominantemente multisseriados e hereocelulares e fibras libriformes. As duas espécies possuíram estabilidade dimensional (retratibilidade e fator de anisotropia) dentro da normalidade. Porém, em relação às propriedades mecânicas, a madeira de *K. senegalensis* teve os maiores valores para todos os ensaios realizados, incluindo módulo de elasticidade e de ruptura à flexão estática, resistência à compressão axial, ao cisalhamento e dureza Janka.

Contudo, apesar dessas diferenças é bastante comum a comercialização da madeira de mognos-africanos em lotes mistos no mercado internacional (LEMMENS; LOUPPE; OTENG-AMOAKO, 2012). Os preços de madeira serrada secas ao ar e em estufa aumentaram 47% e 64%, respectivamente, nos últimos cinco anos (Figura 4). Os valores são da ordem de 800 a 1000 euros por m^3 (Figura 4). Vale ressaltar que esses valores foram obtidos em cotações de madeiras comercializadas para Ásia, Europa e EUA oriundas de florestas naturais da África, sobretudo de Gana (Figura 4). Tais madeiras são provenientes de árvores maduras de *Khaya* (muitas das vezes com idades superiores a 100 anos), com grandes dimensões (principalmente em diâmetro) e que cresceram sob condições edafoclimáticas favoráveis ao crescimento e amadurecimento da madeira (i.e., níveis de fertilidade e regime de precipitação e temperaturas).

Deste modo, é plausível supor que tanto a qualidade quanto seu valor de mercado sejam superiores aos de povoamentos estabelecidos em outras regiões tropicais. Portanto, é improvável que um silvicultor brasileiro, por exemplo, consiga comercializar a madeira serrada de mogno-africano (com 18 ou 20 anos) dentro dessa faixa de valores. Esses valores, no entanto, são úteis para balizar modelagens econômicas e criar expectativas da rentabilidade da cultura do mogno-africano em florestas plantadas em países tropicais.

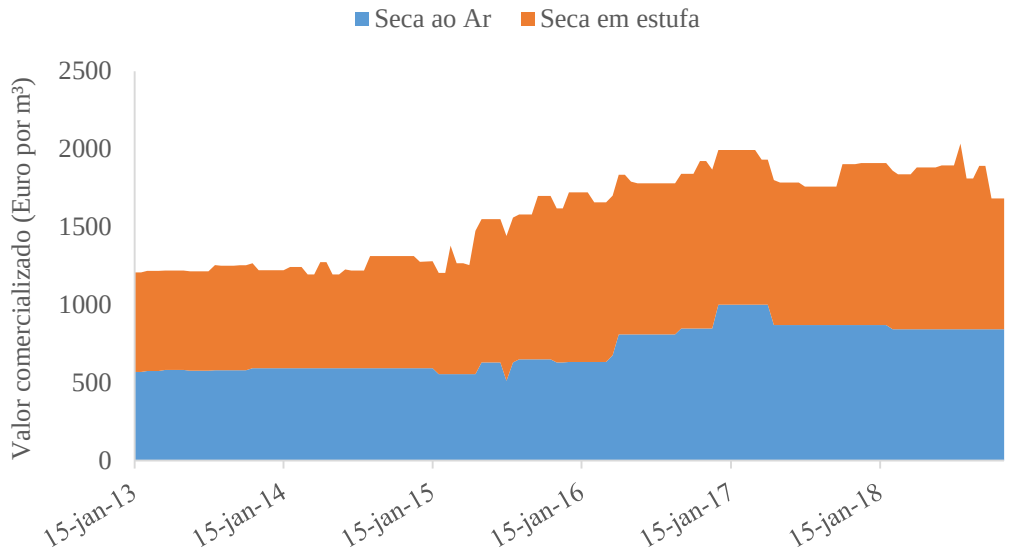


Figura 4: Evolução de preços de madeira serrada de *K. ivorensis* comercializada por Gana no mercado internacional. Fonte: Tropical Timber Market Report (ITTO, 2018).

Por outro lado, até que as árvores de mogno-africano não atinjam o ponto de corte, as madeiras daquelas que forem sendo desbastadas podem ser utilizadas na fabricação de pequenos utensílios domésticos (ABPMA, 2018) ou até mesmo para uso energético. Por exemplo, Souza (2015) avaliaram briquetes mistos compostos de resíduos de mogno-africano (*K. ivorensis* e *K. senegalensis*) e eucalipto. Observou-se que nos tratamentos com maior percentagem de mogno africano (50MA:50E e 75MA:25E) os briquetes apresentaram maior teor de extrativos, maior resistência à compressão, menor umidade e maior poder calorífico. O autor concluiu que os resíduos das duas espécies possuem potencial para a geração de energia, porém os briquetes com maior percentagem de mogno africano na sua composição foram de maior potencial energético, além de serem mais resistentes.

Alguns usos não-madeireiros incluem os extratos oriundo das folhas, cascas e raízes, os quais já foram identificados com propriedades medicinais antifúngicas, anti-inflamatórias e antimaláricas em estudos etnobotânicos (AGBEDAHUNSI; FAKOYA; ADESANYA, 2004; ABDELGALEIL; HASHINAGA; NAKATANI, 2005; TEPONGNING et al., 2013). Além disso, no atual cenário de franca expansão da silvicultura de *Khaya* spp., a disponibilidade de sementes pode ser um gargalo para a produção de mudas. A produção de sementes pode ser uma alternativa interessante para produtores que já possuem povoamentos em idades reprodutivas, tendo em vista que o preço médio de mercado atualmente tem variado entre R$ 1,2 a R$ 3 mil reais / kg de semente (dados baseados em pesquisas de preços da internet no ano de 2018). Smiderle et al. (2015) fizeram um estudo de rendimento de sementes em matrizes de *K. ivorensis* em Roraima. Os autores relataram que, em média, cada fruto produz

aproximadamente 60 sementes. Assim, eles fizeram uma estimativa de que cerca de 20 frutos seriam suficientes para produzir 1000 mudas, se considerado um percentual de germinação de 80% das sementes. O estudo mostrou ainda que a massa de 100 sementes é de 32,8 g e, portanto, para o produtor obter 1 kg de sementes seria preciso coletar em torno de 50 frutos de *K. ivorensis*.

Ainda sobre as sementes, do ponto de vista ecológico, o mogno-africano não é considerado uma espécie com potencial invasor, graças à sua síndrome de dispersão (anemocórica), diferentemente de algumas espécies exóticas que já foram introduzidas no Brasil, a exemplo das acácias australianas (*Acacia mangium*, *Acacia auriculiformis*, etc.) que se dispersam com facilidade na paisagem devido à síndrome de dispersão zoocórica, sobretudo em áreas abertas (pastagens abandonadas, taludes de estrada, etc.). Lemmens; Louppe; Oteng-Amoako (2012) reportaram que a distância máxima de dispersão das sementes do mogno-africano é em torno de 50 m, mas que aproximadamente 75% das sementes produzidas são dispersas dentro de um raio de 30 m da planta mãe. Sendo assim, o mogno-africano não oferece risco à biodiversidade do ecossistema, uma vez que dificilmente as sementes vão se dispersar para ambientes externos ao local de plantio, e menos provável é ainda o fato dessa espécie adentrar em fragmentos florestais da Mata Atlântica.

3.1.4 Principais pragas e doenças da cultura

Após algumas décadas sob as condições brasileiras, pesquisadores da Embrapa Amazônia Oriental perceberam que o mogno-africano poderia representar uma opção viável para substituição do mogno-amazônico (*S. macrophylla* King). As razões que influenciaram os pesquisadores foram: as fortes restrições legais impostas ao corte dos mognos-amazônicos em florestas nativas brasileiras, o menor ciclo de produção e maior resistência aos ataques de *Hypsiphyla grandella* (Lepidoptera: Pyralidae) (broca-do-ponteiro) por parte dos mognos-africanos (FALESI; BAENA, 1999). Esta última representa a principal praga causadora de prejuízos econômicos tanto na produção de mudas quanto em indivíduos adultos de espécies da família Meliaceae. Porém, a informação de que as espécies de *Khaya* são resistentes aos ataques de *H. grandella* no Brasil vem sendo desmistificada por depoimentos e observações de alguns silvicultores (inclusive na propriedade onde este estudo foi realizado – Figura 5) e por meio de publicações científicas que apresentam o primeiro relato do ataque desta praga em árvores de *K. ivorensis* no sudeste do país (ZANETTI et al., 2017). A mariposa de *H. grandella* (forma adulta) possui hábito noturno e é atraída principalmente pelo odor das brotações novas. Uma única fêmea fértil pode depositar até 200 ovos em um intervalo de 3 a 4 dias (LUNZ et al., 2009). Apesar da maior frequência de ataque se concentrar nos meristemas apicais (Figuras 5A e 5B), existem relatos de ataques desta lagarta em frutos (Figura 5C) e no córtex de árvores de *Khaya*, associadas à infecção do fungo *Lasidioplodia theobromae*, causador do cancro-de-córtex (COVRE et al., 2018).

Figura 5: (A) Detalhe da lagarta de *H. grandella* construindo sua galeria durante o ataque ao meristema de *K. anthotheca* na Fazenda Sucupira, Valença, BA. (B) Resinas produzidas por *K. anthotheca* em resposta ao ataque da *H. grandella*, misturadas à serragem e fezes da lagarta. (C) lagarta de *H. grandella* atacando frutos de *K. ivorensis*. Fotos: (A e B) Felipe Martini Santos e (C) Luiza Avelar e Gilberto Terra.

A implantação de *Khaya* em sistemas silviculturais complexos (i.e., povoamentos com alta diversidade de espécies arbóreas e/ou arbustivas formando múltiplos estratos verticais) tem sido relatada como uma alternativa para diminuição dos ataques das lagartas do gênero *Hypsiphylla*. Opuni-Frimpong et al. (2014) reportaram que o dano causado pela *H. robusta* (espécie de *Hypsiphylla* que ocorre no continente africano) foi menor em povoamentos mistos de *K. grandifoliola* e *K. ivorensis* com outras espécies arbóreas (*Heritieria utilis* Sprague (Hu), *Terminalia superba* Engl and Diels (Ts) e *Entandrophragma angolense* Welw. (Ea).), em relação aos plantios puros de ambas as espécies. Os autores mostraram que os menores índices de ataque da *H. robusta* foram encontrados nos plantios mistos onde a densidade de ambas as espécies de *Khaya* foram de pelo menos 20%. Os autores discutem que a diversidade e a complexidade estrutural proporcionadas por outras espécies cultivadas podem criar obstáculos físicos ou até mesmo liberarem compostos químicos que interferem em sinais químicos que ajudam a mariposa a localizar a planta hospedeira.

Além da broca-do-ponteiro, os danos causados por formigas do gênero *Atta* spp. e *Acromyrmex* (saúvas e quenquéns, respectivamente) são de grande impacto para o crescimento inicial do mogno-africano e representam uma grande preocupação por parte dos silvicultores. Ademais, já foram identificadas algumas pragas e doenças que atingem os mognos-africanos

nas condições brasileiras. Porém estas são de menor impacto em relação ao ataque das formigas cortadeiras e da broca-do-ponteiro. Como exemplo de outras pragas, pode-se citar a broca-do-pecíolo e abelha-cachorro (PINHEIRO et al., 2011). Em relação às doenças, a maioria delas é causada por fungos, como: mancha foliar (*Cylindrocladium parasiticum*), mancha areolada (*Thanatephorus cucumeris*), queima-do-fio (*Pellicularia koleroga*), mancha parda (*Cercospora* sp.), mancha zonada (*Sclerotium coffeicola*), podridão branca de raiz (*Rigidoporus lignosus*), rubelose (*Phamerochaete salmonicolor*) e cancro-de-córtex (*Lasiodiplodia theobromae)* (POLTRONIERI et al., 2000; POLTRONIERI et al., 2002; PINHEIRO et al., 2011).

Em geral, nos mognos-africanos as doenças fúngicas são de baixa letalidade e não representam grandes preocupações para os silvicultores, exceto a podridão branca de raiz, que pode causar a morte súbita de plantas isoladas ou em reboleiras. Já o cancro-de-córtex causa lesões no tronco que conferem um aspecto esteticamente desagradável às árvores infectadas (Figuras 6A e 6B). Porém, ainda não se pode afirmar seguramente se esta doença interfere na qualidade da madeira produzida, devido à escassez de estudos nesta linha. A mesma doença também acomete outras culturas. Para amenizar o aspecto, alguns produtores têm realizado controles paliativos com calda bordalesa ou solução de hipoclorito de sódio 2,5%. Estas técnicas ajudam a conter temporariamente o avanço das lesões, porém as mesmas retornam depois de algum tempo, principalmente quando as condições de umidade do ar estão propícias para o desenvolvimento do fungo (FALESI; BAENA, 1999; PINHEIRO et al., 2011).

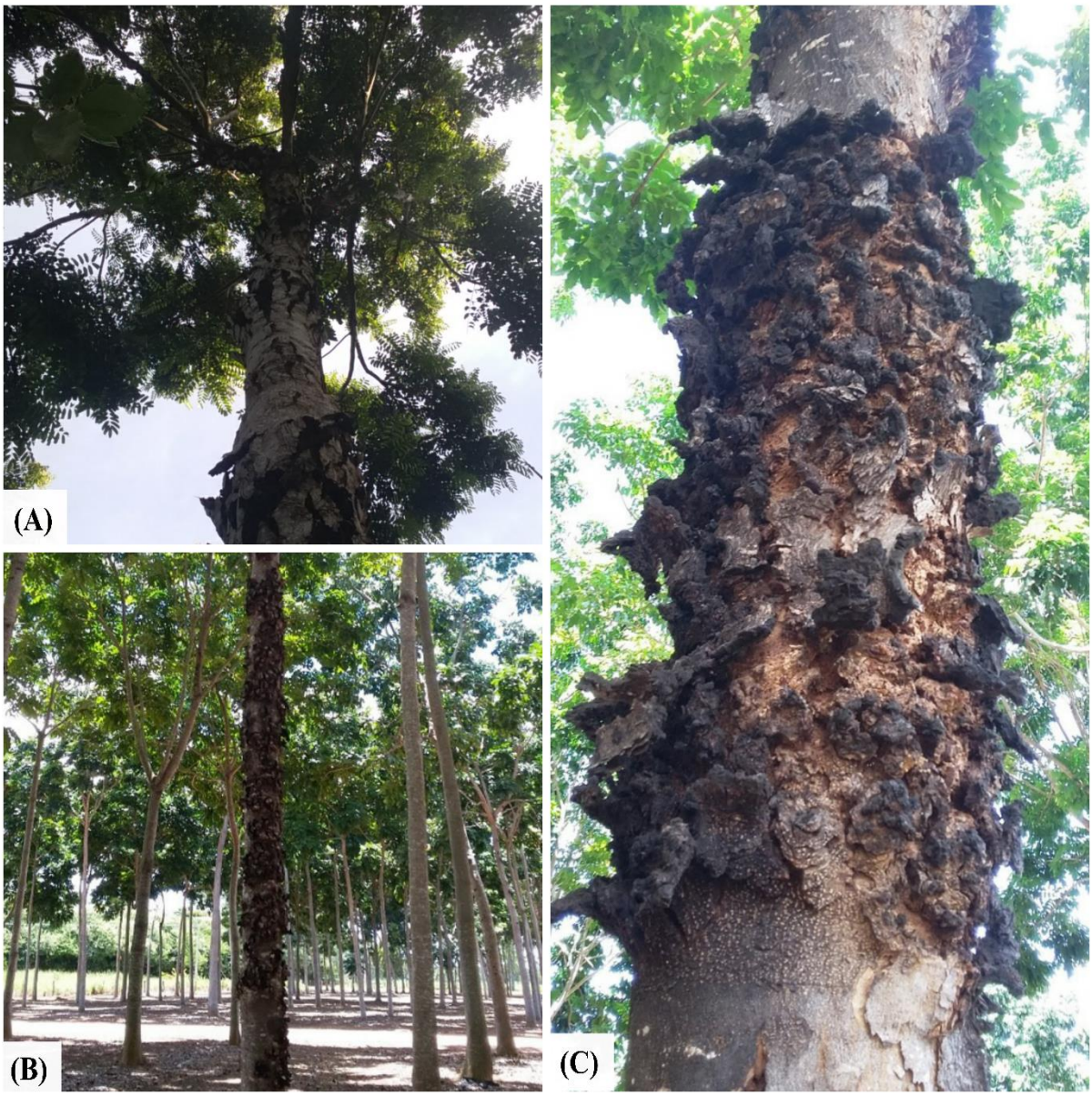


Figura 6: (A) Árvore de *Khaya ivorensis*. com cancro-de-córtex na Fazenda Sucupira, Valença, BA (B) Árvore de *Khaya* sp. infectada pelo cancro-de-córtex em um povoamento monoespecífico. (C) Detalhe das lesões causadas pelo fungo *Lasiodiplodia theobromae* no córtex do tronco. Fotos: (A) Gilberto Terra e (B e C) João Gabriel Missia.

3.1.5 Experiências e aspectos silviculturais em povoamentos plantados de *Khaya* sp.

Um dos primeiros trabalhos com mognos-africanos no Brasil foi desenvolvido por Falesi e Baena (1999), no estado do Pará. Estes autores compararam o desempenho da monocultura de mogno-africano com um sistema silvipastoril propondo a ovinocultura como componente animal. A monocultura de *Khaya ivorensis* foi estabelecida, controlando-se a regeneração natural, enquanto no sistema silvipastoril, foram estabelecidas leguminosas forrageiras que serviriam como alimento para os ovinos, os quais foram introduzidos quando os folíolos do componente arbóreo saíram do alcance dos animais. Os resultados mostraram que a monocultura apresentou, significativamente, maiores valores de DAP e altura das árvores de mogno, até o terceiro ano após o plantio, em relação ao sistema silvipastoril. Os autores

discutem que a contribuição das constantes entradas de nutrientes mensuradas nas dejeções sólidas e líquidas dos ovinos em pastejo podem igualar ou superar esta diferença de crescimento. Por fim, ressaltam que os ovinos, além de forneceram carne e couro, são uma fonte produtora de fertilizantes orgânicos ricos em macro e micronutrientes para a cultura do mogno-africano.

De acordo com Pinheiro et al. (2011), o mogno-africano apresenta maiores taxas de crescimento em solos bem estruturados e drenados, embora existam relatos na literatura sobre a ocorrência desta espécie em solos aluviais, próximos de rios e sujeitos ao hidromorfismo sazonal (LEMMENS; LOUPPE; OTENG-AMOAKO, 2012). Heriaty et al. (2011) avaliaram o crescimento de *Khaya ivorensis* estabelecido em três tipos de solos na Malásia. Os autores destacaram que as áreas de estudo foram estabelecidas em solos argilo-arenosos com diferentes tipos de materiais de origem (rochas ígneas ou metamórficas). Em todas as áreas, a dose de fertilizantes foi semelhante. No plantio houve aplicação de 200 g de fosfato de rocha/cova. Posteriormente, foram aplicados 500 g de fertilizante orgânico/cova, o qual foi adicionado a cada seis meses, durantes os três primeiros anos de condução do plantio. Após cinco anos, as maiores taxas de crescimento foram detectadas em solos formados a partir de rochas metamórficas em detrimento de rochas ígneas (granito). Os autores também discutem que entre as duas áreas com solos originados de rochas metamórficas, o crescimento em volume de *K. ivorensis* foi cerca de 50% superior no sítio mais próximo ao rio, o que vai de encontro à informação de que *K. ivorensis* tem preferência por solos aluviais nos ambientes naturais de ocorrência.

A partir dos 7 e 8 anos de idade, período que corresponde ao início da frutificação, a planta apresenta rápidos incrementos em diâmetro e abertura da copa. Aos 16 anos, as árvores já podem apresentar DAP de cerca de 60 cm. Estima-se, que entre 16 e 20 anos de idade as árvores de mogno-africano já apresentem boas dimensões para a obtenção de madeira serrada (FALESI; BAENA, 1999). O cultivo de mogno-africano no Brasil carece de conhecimentos sobre prognósticos de crescimento, técnicas silviculturais e efeitos da qualidade do sítio e/ou da taxa de crescimento sobre a qualidade do fuste (forma) e da madeira produzida.

Para nortear as decisões de manejo é imprescindível realizar estudos de crescimento com as espécies de *Khaya*. Contudo, para subsidiar esses estudos é necessário que equações hipsométricas, volumétricas e de crescimento devam ser ajustadas com acurácia e validadas para diferentes espécies de *Khaya* em idades e condições de plantio (solo, clima e tipo de sistema produtivo, por exemplo), uma vez que a cultura dos mognos-africanos ainda é bastante incipiente.

Um dos primeiros estudos brasileiros nesta linha foi o de Silva et al. (2016b), os quais ajustaram equações para estimativa de altura, volume e crescimento de povoamentos de *K. ivorensis* com espaçamento 4 x 3 m, no município de Pirapora, MG. Segundo os autores, as equações ajustadas apresentaram estatísticas satisfatórias, porem inferiores à de outras culturas mais difundidas, como o eucalipto. Os mesmos relatam que aos 54 meses o IMA foi de 25 m^3 ha^{-1} ano^{-1}. Esses valores foram bem diferentes daqueles encontrados por Heryati (2011), os quais reportam um IMA de 8,6 m^3 ha^{-1} ano^{-1} aos 60 meses em povoamentos de *K. ivorensis* com o mesmo espaçamento, na Malásia. Especula-se que tais diferenças tenham sido decorrentes das condições edafoclimáticas e os tratos culturais aplicados pelos autores (informações não detalhadas por Silva et al., 2016). Já Ribeiro et al. (2016) e Ribeiro; Filho; Scolforo. (2016) por sua vez, ajustaram equações hipsométricas, volumétricas e ainda definiram curvas de classificação de sítio com dados de inventários de monitoramento de povoamentos monoespecíficos de *K. ivorensis* no Brasil (Minas Gerais, Pará e Goiás) com resultados bastante satisfatórios.

Muitos desses estudos foram realizados em povoamentos monoespecíficos de *Khaya* sp. Sabe-se, no entanto, que as relações alométricas e as taxas de crescimento podem ser alteradas pelo tipo de sistema produtivo (CAMPOS; LEITE, 2017). Se essas informações são escassas para as monoculturas (sistema de cultivo mais difundido), pode-se dizer que são praticamente inexistentes para os sistemas produtivos mais complexos (SAF ou consórcios com espécies arbóreas, por exemplo). A ausência dessas informações se deve ao pequeno número de experiências documentadas em veículos de divulgação científica. Sabe-se, que muitas empresas e agricultores têm implantado povoamentos com diferentes espécies de *Khaya* em conjunto com outras espécies agrícolas e arbóreas nativas e/ou exóticas. O Projeto VERENA (Valorização Econômica do Reflorestamento com Espécies Nativas) foi uma iniciativa que teve como objetivo demonstrar a viabilidade técnica e econômica da restauração e do reflorestamento com espécies nativas em larga escala, destacando também os benefícios sociais e ambientais da atividade. Esse projeto apresentou 12 estudos de casos, entre os quais seis deles têm utilizado os mognos-africanos em seus modelos de consórcios e SAFs (WRI BRASIL, 2018).

3.2 Sistemas agroflorestais (SAFs)

Diversas definições de SAFs são encontradas na literatura. No entanto, todas elas convergem para a mesma temática: o desenvolvimento sustentável. Ou seja, sugerem conseguir a melhor utilização dos recursos físicos, biológicos e culturais de uma localidade, dentro de uma estratégia que visa aumentar a autossuficiência da região. O desenvolvimento deve estar ainda ajustado à história e cultura da comunidade local, visando melhorias e/ou manutenção da qualidade de vida da população (ENGEL, 1999). Uma das definições mais aceitas e utilizadas sobre SAFs consiste em um sistema de manejo sustentável que aumenta a produtividade da terra, combinando a produção de culturas agrícolas perenes e/ou anuais e espécies florestais e/ou animais simultaneamente ou sequencialmente sob a mesma unidade de terra, aplicando práticas de manejo que são compatíveis as práticas culturais da população local (NAIR, 1993).

O Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal (ICRAF) também define que os SAFs são sistemas baseados na dinâmica, na ecologia e na gestão dos recursos naturais que, por meio da integração de árvores na propriedade e na paisagem agrícola, diversificam e sustentam a produção com maiores benefícios sociais, econômicos e ambientais para todos aqueles quem usam o solo em diversas escalas (JOSE, 2009). Qualquer que seja a definição adotada, o SAF representa um conceito de uso integrado da terra, particularmente adequado às áreas marginais e a sistemas de baixo uso de insumos, com o objetivo de otimizar as interações entre os componentes agrícolas, arbóreos e animais a fim de obter produção satisfatória e comparável àquela obtida em monocultivos (FARRELL; ALTIERI, 2012)

Existem diversos tipos de SAFs, desde sistemas simplificados, com poucas espécies e baixa intensidade de manejo, até sistemas altamente complexos, com alta biodiversidade e alta intensidade de manejo, e entre esses, várias classificações intermediárias (FARRELL; ALTIERI, 2012). Para cada um deles existem denominações distintas que variam de acordo com a composição de espécies e os produtos gerados. Assim, diversos autores comumente classificam os SAFs em:

- Silvipastoris: Quando são combinadas espécies de árvores, arbustos ou palmeiras com forrageiras e animais.
- Agrossilviculturais: Quando espécies arbóreas, arbustivas ou palmeiras são combinadas com espécies agrícolas perenes e/ou anuais;

- Agrossilvipastoris: Quando são combinadas espécies agrícolas e arbóreas simultânea ou sequencialmente à criação de animais.

Depommier (1986), citado por Puig (2008), apresenta alguns exemplos de variações de SAFs, organizados na Tabela 1.

Tabela 1: Alguns exemplos de SAFs dentro de cada classificação, de acordo com Depommier (1986), citado por Puig (2008).

SAF	Exemplos
Silvipastoris	Árvores forrageiras na propriedade ou fora dela
	Cercas-vivas forrageiras
	Produção integrada: animais e madeira
	Arborização de pastagens
Agrossilviculturais	Árvores em agricultura itinerante (pousios)
	Árvores em linhas intercaladas com cultivo agrícolas *(Alley croping*)
	Árvores combinadas com cultivos agrícolas em diferentes arranjos
	Árvores para sombreamento de cultivos
Agrossilvipastoris	Árvores, cultivos agrícolas e animais associados em volta das casas (quintas agroflorestais)
	Cercas-vivas com árvores para forragem, adubação-verde, conservação do solo, etc.
	Produção integrada: cultivos agrícolas, animais e árvores

Fonte: adaptado de Depommier (1986) citado por Puig (2008).

Além disso, de acordo com Miccolis et al. (2016), os sistemas mais diversificados e similares aos ecossistemas florestais naturais do lugar são conhecidos como SAFs sucessionais, caracterizados por alta diversidade de espécies e cujo manejo é baseado na sucessão secundária que se expressa no sítio. Este tipo de SAF se baseia na estrutura e dinâmica das florestas, as quais são compatíveis com a fitofisionomia predominante na paisagem. Assim, no mesmo sítio podem ser combinadas diversas espécies nativas (desejáveis ou não, do ponto de vista econômico e comercial) com àquelas cultivadas pelos seres humanos.

Recentemente, técnicos e agricultores têm disseminado os SAFs sucessionais por diversos biomas brasileiros. Entre as experiências mais conhecidas pode-se citar os trabalhos desenvolvidos por Ernst Götsch na Fazenda Olhos d'Água, localizada em Piraí do Norte, BA (PENEIREIRO, 1999) e em outros biomas brasileiros (MICCOLIS et al., 2016; PASINI, 2017) e os trabalhos da Assessoria e Serviços a Projetos em Agricultura Alternativa (AS-PTA) (VIVAN, 1995; 1998).

Este tipo de sistema também vem sendo amplamente difundido com a denominação de "agricultura sintrópica". Este termo foi criado por Götsch e representa uma tendência ao aumento da organização e da complexidade nos seres vivos que, por sua vez, é evidenciada pelo incremento na otimização de recursos como nutrientes, energia e água. Deste modo, a sucessão secundária pode ser encarada como a expressão da sintropia (PASINI, 2017). Götsch (1992) citado por Pasini (2017) afirma que: "*as plantas são altamente sintrópicas já que uma de suas principais características é a capacidade de transformar, organizar e otimizar fatores como*

água, minerais, raios solares/energia em sistemas de vida". Não há dúvidas de que os trabalhos de Göstch têm mudado a perspectiva de alguns agricultores sobre como produzir alimentos na floresta. Além disso, têm criado um movimento de "novos" agricultores por meio da migração de pessoas dos centros urbanos para o meio rural, buscando novas experiências em harmonia com a natureza.

É necessário observar, entretanto, que os modelos de SAFs preconizados na agricultura sintrópica não permitem de fato a expressão da sucessão secundária, pois as plantas regenerantes são frequentemente suprimidas através de podas e desbastes, privilegiando somente as espécies plantadas sob o dossel de florestas secundárias. Além disso, em SAFs estabelecidos pelo modelo sintrópico em áreas abertas, é comum a introdução de espécies de gramíneas (Poaceae) exóticas com intuito de elevar a produção e exportação de biomassa para a periferia das plantas cultivadas, as quais são dispostas sistematicamente em canteiros onde são previstos sucessivos consórcios mutáveis ao longo do tempo.

Os modelos de SAFs sucessionais praticados na área do presente estudo, diferentemente do modelo sintrópico, permitem a colonização de espécies arbustivas e arbóreas nativas da região, juntamente com outras espécies de interesse agroflorestal e econômico, através de operações de roçadas e capinas seletivas (BERTSCH, 2017; YOUNG, 2017).

3.3 Funções produtivas e ecossistêmicas de SAFs sucessionais

Os SAFs podem promover diversas funções produtivas e ecossistêmicas, entre elas pode-se citar o aumento da produção global do povoamento, benefícios à ciclagem de nutrientes, melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e aumento do estoque de C devido ao aporte de material orgânico diversificado e em maiores quantidades ao solo (MALÉZIEUX et al., 2009).

A diversificação de produtos obtidos é uma vantagem dos SAFs, pois garante segurança alimentar e econômica para os produtores (ARCO-VERDE; AMARO, 2015). A alternância da produção ao longo das estações do ano e a diversificação de produtos conferem fluxo de caixa mais favorável para os agricultores e maior estabilidade econômica, pela redução dos riscos e incertezas de mercado (ALTIERI, 2012).

A integração de árvores e cultivos agrícolas também pode resultar em utilização mais eficiente de recursos do que normalmente é possível com monocultivos florestais ou agrícolas (NAIR, 1993). A diversidade de espécies e a complexidade estrutural dos SAFs resultam em exploração de nichos diversificados dentro do sistema, através da estratificação de copas e raízes que ocupam diferentes estratos, tanto acima como abaixo do solo (MALÉZIEUX et al., 2009). A multiestratificação de copas no dossel promove a otimização do aproveitamento da energia solar (FARRELL; ALTIERI, 2012). Além disso, as diferentes espécies arbóreas do sistema, normalmente conseguem explorar maior volume de solo (vertical e horizontalmente) e são capazes de absorver nutrientes e água onde os cultivos agrícolas geralmente não conseguem (JOSE, 2009). O dossel diversificado dos SAFs com espécies vegetais (cultivadas ou regenerantes) proporciona ainda uma cobertura permanente do solo e a formação de uma serapilheira diversificada (SCHROTH et al., 2002; FARRELL; ALTIERI, 2012). Essa manta orgânica formada aumenta a proteção do solo contra a erosão, diminui o escoamento superficial da água de chuva, aumentando a capacidade de infiltração e tempo de retenção no solo (MALÉZIEUX et al., 2009).

Os SAFs sucessionais podem realizar essas funções de maneira mais eficiente, pois buscam imitar a estrutura, diversidade e interações ecológicas entre espécies similares aos

ecossistemas florestais naturais (VIEIRA; HOLL; PENEIREIRO, 2009). Os SAFs sucessionais, por outro lado, demandam atividades de manutenção mais complexas, que exigem um mínimo de conhecimento botânico do trabalhador, de modo a identificar e manejar as espécies regenerantes. Por exemplo, sistemas estabelecidos em áreas marginais, onde existe intensa colonização por gramíneas exóticas introduzidas para formação de pastagens ou invasoras, as roçadas e capinas (químicas ou mecânicas) devem ser seletivas, privilegiando as espécies arbóreas e arbustivas regenerantes. Paralelamente, devem ser estabelecidos regimes de podas e deposição de biomassa dessas espécies na superfície do solo (VIEIRA; HOLL; PENEIREIRO, 2009). A matéria orgânica frequentemente adicionada ao solo fornece um substrato rico em nutrientes para a fauna de invertebrados e microrganismos do solo, incrementando a ciclagem de nutrientes e os níveis de fertilidade do solo (CÉZAR et al., 2015).

Peneireiro (1999) realizou uma análise comparativa entre uma área de SAF sucessional, manejada por 12 anos, e área de pousio (capoeira) no sul da Bahia. Ambas foram estabelecidas em áreas abandonadas por cultivos sucessivos de mandioca (*Manihot sculenta* Crantz.) com solos tipicamente distróficos. Quanto aos atributos químicos do solo, mostrou-se que as áreas se diferenciaram, com destaque para o P, que apresentou na área sob manejo do SAF sucessional aproximadamente 7 e 4 vezes mais P_2O_5 nas profundidades de 0–5 cm e 5–20 cm, respectivamente, em relação ao pousio. Ademais, o solo da área de SAF apresentou saturação de bases de 83% enquanto que no pousio os mesmos valores foram de 41%, na profundidade de 0–5 cm. O manejo da vegetação através das podas e capinas seletivas foi apontado como o grande responsável pelas diferenças entre as duas áreas, conduzindo a área manejada para uma condição com maior oferta de matéria orgânica e nutrientes. É importante ressaltar que a única utilização de insumos foi a aplicação de 2,4 Mg ha^{-1} de calcário no início da implantação da área de estudo manejada, sugerindo que todos os outros efeitos na fertilidade do solo foram decorrentes da incorporação de biomassa decorrente das podas.

Os SAFs também possuem alto potencial de sequestrar parte do C perdido para atmosfera, decorrente da queima de combustíveis fósseis e desmatamento das florestas naturais (MALÉZIEUX et al., 2009). Isto acontece por conta da maior densidade de plantas de espécies arbóreas, arbustivas e culturas agrícolas que contribuem para maior produção de biomassa aérea e subterrânea por unidade de área. Na Costa Rica, Oelbermann et al. (2004) mostraram que um sistema de "alley cropping" com 10 anos de idade, composto por *Erythrina poeppigiana* e outras culturas agrícolas, sequestrou C a uma taxa de 0,4 Mg C ha^{-1} ano^{-1} em raízes grossas, e 0,3 Mg C ha^{-1} ano^{-1} nos troncos de árvores. Os galhos e folhas das árvores foram adicionados ao solo como cobertura morta, contribuindo com 1,4 Mg C ha^{-1} ano^{-1}, além de 3,0 Mg C ha^{-1} ano^{-1} de resíduos de culturas. De acordo com Montagnini e Nair (2004), os SAFs compostos por árvores e outras culturas perenes sequestram maiores quantidades de C, porém em taxas inferiores às encontradas em florestas secundárias tropicais. Assim, os SAFs que visam a produção de madeiras e alimentos em ambientes que se assemelham em estrutura, diversidade e dinâmica sucessional das florestas podem elevar ainda mais seu potencial de sequestro de C (VIEIRA; HOLL; PENEIREIRO, 2009).

Bhagwat et al. (2008) examinaram o papel dos SAFs na manutenção da biodiversidade e argumentaram que estes sistemas podem reconectar fragmentos florestais, ao passo que reduz a pressão do uso de florestas naturais, enquanto fornecem habitats para espécies de animais selvagens. Os SAFs com alta diversidade de plantas regenerantes (herbáceas, arbustivas ou arbóreas) também favorecem o aumento da polinização das culturas de interesse por insetos e aves, principalmente, ao fornecerem recursos básicos como fontes de alimentos e habitats para esses polinizadores (KUYAH; ÖBORN; JONSSON; 2017). Além disso, é possível que a maior disponibilidade de habitats e nichos dentro do ecossistema agroflorestal permita abrigar maiores populações de inimigos naturais contra pragas e doenças das plantas de interesse. O aumento

da diversidade de plantas sob manejo também pode dificultar a localização da cultura pelas pragas, por exemplo, através de odores e estímulos visuais modificados ou confundidos por outras plantas cultivadas ou regenerantes (SCHROTH et al. 2000).

3.4 A sucessão secundária em áreas agrícolas ou pastagens abandonadas

A sucessão é um processo estocástico de alterações graduais e progressivas na comunidade ecológica, resultantes dos fatores abióticos sobre os organismos e suas interações (MAGNAGO et al., 2012; CHAZDON, 2008). A sucessão é chamada de "primária" quando se expressa em um hábitat recém-formado ou em uma comunidade vazia. O exemplo mais comum disso é quando a comunidade vegetal se estabelece e desenvolve sobre rochas recém-formadas por erupções vulcânicas (MARLER; DEL MORAL, 2011). Por outro lado, a sucessão "secundária" acontece após distúrbios naturais ou antrópicos na vegetação pré-existente. O primeiro caso é melhor exemplificado nos processos de dinâmica de clareiras em ecossistemas florestais. Após a queda de árvores que estão nos estratos superiores do dossel, as espécies latentes do banco de sementes começam a se regenerar. Primeiramente, surgem as espécies arbustivas e arbóreas mais tolerantes à luz e de rápido crescimento. Estas irão criar condições favoráveis para as espécies mais tardias e tolerantes à sombra (RODRIGUES; GANDOLFI; BRANCALION, 2015; CHAZDON, 2016).

Já a sucessão secundária após distúrbios antrópicos pode ocorrer em áreas de extração de madeira (inclusive nas trilhas de arraste), em florestas recém-desmatadas ou em áreas agrícolas abandonadas, por exemplo. A sucessão está presente mesmo em sistemas agrícolas de manejo intensivo. Porém, nestas áreas a comunidade de plantas que não possui interesse comercial é frequentemente combatida através do uso de herbicidas, implementos agrícolas ou pelo fogo. Assim, pode-se dizer que a sucessão secundária é um retrato da insistência do ecossistema (independente de seu tamanho ou escala) em retomar uma condição estável anterior ao distúrbio, e sua trajetória pode estar condicionada principalmente pelas condições iniciais, decorrentes da intensidade e duração das atividades agropecuárias ou de outas causas de distúrbio (MESQUITA et al., 2001; CHAZDON, 2016).

Mantidas as condições ideais para o avanço da sucessão, em geral, são observadas algumas tendências durante a trajetória sucessional das florestas tropicais, após o abandono de áreas impactadas por atividades agrícolas. A sequência de eventos se inicia com a colonização inicial do sítio pelas espécies pioneiras (vindas do banco de sementes e de remanescentes florestais adjacentes) e/ou rebrotas. Nos primeiros anos, são observados progressivos aumentos na densidade de plantas, área basal e na produção de biomassa da comunidade. Após alguns anos, a densidade de plantas tende a estabilizar, ao contrário da diversidade que aumenta até mesmo quando as florestas atingirem os estágios mais maduros. Com o tempo, ocorrem as mudanças na composição florística da comunidade, quando as espécies pioneiras vão sendo progressivamente substituídas no dossel pelas espécies secundárias inicias ou tardias. À medida que regeneram, as florestas acumulam C e nutrientes na biomassa das árvores. Após o fechamento do dossel, observa-se uma maior deposição de serapilheira e maior quantidade de matéria orgânica estocada sobre o solo. Com isso, os ciclos biogeoquímicos dos nutrientes tendem a ficar mais fechados (menos sujeitos às perdas). Neste estágio, observa-se melhorias substanciais nos estoques de matéria orgânica e nas condições de fertilidade do solo. Além disso, devido à maior disponibilidade de poleiros (árvores e arbustos do dossel) e o maior sombreamento da área, cria-se as condições adequadas para a entrada e colonização de novas espécies lenhosas, principalmente as secundárias tardias. Em seguida, mesmo com a comunidade florestal já reestabelecida, novas espécies continuam a se dispersar e a serem recrutadas como plântulas do sub-bosque. Este processo enriquece cada vez mais a composição

florística em todos os estratos e classes diamétricas da floresta. Além disso, a cada nova clareira formada no interior da floresta, é possível que novas espécies possam germinar do banco de sementes, enquanto que as árvores jovens do sub-bosque podem ganhar o dossel com a atenuação das limitações de espaço e luz (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; COOK et al., 2005; CHAZDON, 2016).

O uso agrícola por vários anos pode atrasar ou estagnar a regeneração de florestas após cessarem as atividades, mesmo em áreas próximas de outros remanescentes florestais. Os usos intensivos e duradouros da terra podem comprometer a resiliência dos ecossistemas florestais tropicais, levando a estados alternativos estáveis, como por exemplo as pastagens dominadas por samambaias e gramíneas exóticas invasoras (DOUTERLUNGNE et al., 2010). Muitas destas espécies possuem rizomas e estolões que lhe conferem vantagens competitivas, como acumulação de reservas nutritivas e propagação vegetativa para exploração dos ambientes adjacentes, incluindo os espaços verticais e horizontais (CARVALHO, 2013; BRIGHENTI; OLIVEIRA, 2011). Além disso, as gramíneas são adaptadas às condições de intensa luminosidade e temperatura (plantas com metabolismo C4), além de serem altamente eficientes no uso da água e nutrientes e tolerantes (SANTOS et al., 2019) aos solos ácidos (FUNK; VITOUSEK, 2007). Deste modo, uma área de pousio ou pastagem com elevada dominância de gramíneas representa um filtro ecológico contraproducente ao avanço da sucessão, caso não sejam feitas intervenções de manejo.

Entretanto, se as atividades agrícolas forem recentes, menos intensivas e/ou praticadas no interior de florestas (secundárias ou maduras), é provável que a sucessão possa avançar sem maiores dificuldades. Este é um dos princípios da 'agricultura itinerante', por exemplo, baseada na produção de alimentos no interior de clareiras formadas artificialmente, assim como fazem os "Dayak" nas florestas de Bornéu há mais de 4.000 anos (CHAZDON, 2016). Nestes casos, após cessado os cultivos e a área colocada em pousio, a biomassa e a diversidade de espécies podem aumentar rapidamente. O mesmo raciocínio se aplica às áreas abertas recém-desmatadas para implantação de atividades agropecuárias (fora da matriz florestal). Nesses casos, a memória ecológica (tocos e raízes da vegetação pré-existente ao distúrbio, banco de sementes e outros propágulos) exerce um papel importante para a retomada da sucessão. Mesmo após a derrubada e queima da floresta, muitas espécies são capazes de rebrotar. Por exemplo, Vieira e Proctor (2007) relataram que entre 81% a 86% dos indivíduos e 68% a 81% das espécies apresentavam diâmetro à altura do peito (DAP) acima de 5 cm. Esses indivíduos eram provenientes exclusivamente de brotações de tocos e raízes em áreas com pelo menos cinco anos de pousio após agricultura itinerante na Amazônia.

O banco de sementes é uma fonte importante para o avanço da sucessão em áreas agrícolas abandonadas. Este termo foi utilizado por Roberts (1981) para designar o reservatório viável de sementes em uma determinada área de solo. Segundo Baker (1989) este reservatório corresponde às sementes não germinadas, mas potencialmente capazes de substituir as plantas adultas que tivessem desaparecido por distúrbios naturais ou antrópicos, e pelas plantas que foram mortas em decorrência de doenças, herbivorismo ou consumo humano. As sementes que ficam latentes no solo podem assim permanecer durante décadas, principalmente em se tratando de espécies pioneiras. Dalling e Brown (2009) usaram datações de $^{14}C/^{13}C$ em propágulos isolados do banco de sementes de florestas tropicais úmidas da ilha de Barro Colorado, no Panamá. Os autores detectaram que as espécies pioneiras: *Zanthroxylum ekmanii* (Rutaceae), *Trema micrantha* (Cannabanceae) e *Croton billbergianus* (Euphorbiaceae), podem permanecer viáveis no solo após 18, 31 e 38 anos, respectivamente. Além disso, de acordo com Vázquez-Yanes e Orozco-Segovia (1993), diversas espécies pioneiras de sementes pequenas do banco de sementes precisam de exposição direta à luz vermelha para conseguirem germinar (fotoblásticas positivas). Ao contrário, as espécies secundárias tardias raramente conseguem

suportar as condições extremas em bancos de sementes de áreas agrícolas abandonadas, principalmente quando os usos agrícolas foram intensos e duradouros.

Chazdon (2016) reconhece os fragmentos florestais na paisagem como a "memória ecológica externa". A proximidade com estes fragmentos é outro fator extremamente importante para a chegada de novas espécies em áreas sob processo de regeneração, principalmente as espécies secundárias tardias. Zimmerman et al. (2000) mostraram que o número de sementes e a diversidade de espécies do banco de sementes diminuíram com a distância dos fragmentos de florestas secundárias adjacentes. Este processo de entrada de novos propágulos em áreas sob regeneração é conhecido como "chuva de sementes", as quais, em geral, são armazenadas na superfície do solo e serapilheira (banco de sementes), após a dispersão por animais e pelo vento. No entanto, a chegada de sementes também não garante sua germinação. Para isso, as sementes precisam sobreviver aos ataques de predadores (em geral, insetos e roedores) e fungos (NEPSTAD; UHL; SERRÃO, 1991). Além disso, também terão que vencer os filtros ecológicos e suportar as condições de competição por água, luz e nutrientes entre as demais espécies (CHAZDON, 2016).

De acordo com Chazdon (2008b), as trajetórias sucessionais são afetadas pela escala, frequência e intensidade dos distúrbios ou usos anteriores do solo, pela natureza da vegetação remanescente e pelas condições pós-distúrbio, incluindo tipos de manejo, colonização por espécies invasoras e chegada de sementes de fragmentos florestais vizinhos. Incêndios sucessivos em uma área podem eliminar tanto o banco de sementes quanto a capacidade de rebrota, restando apenas a chuva de sementes como fonte de novos propágulos. Além disso, à medida que o uso agrícola se intensifica, a contribuição de rebrotas e do banco de sementes para a regeneração natural perdem relevância. Isto pode ser comprovado pelos resultados do trabalho de Uhl; Buschbacher; Serrão (1988), sumarizados na Tabela 2. As pastagens abandonadas em menos de um ano após seu estabelecimento apresentaram altas taxas de regeneração e colonização de espécies florestais vindas de florestas adjacentes, de rebrotas e do próprio banco de sementes. Ao contrário, nas áreas abandonadas há mais tempo, a composição de espécies foi derivada exclusivamente da chuva de sementes.

Tabela 2: Efeito da intensidade de manejo da pastagem na regeneração lenhosa oito anos após o abandono em Paragominas, PA

	Uso para pastagem (anos)	Manejo da pastagem (atividade)	Biomassa acima do solo (Mg ha^{-1})	Nº de espécies arbóreas (/100 m^2)	Fontes de regeneração arbórea
Floresta madura	0	n/a	285-328	23-29	Regeneração avançada, chuva de sementes, banco de sementes, rebrota
Uso leve	<1	Sem capina, pastoreio leve	90	21-25	Rebrota, banco de sementes, chuva de sementes
Uso moderado	6-12	Capina, queima a cada 1-3 anos	33	16-19	Rebrota, banco de sementes, chuva de sementes
Uso intensivo	6-13	Escavado, arado, capina mecânica	5	0	Chuva de sementes

Fonte: Extraído de Chazdon (2016).

É bem compreensível que em uma mesma paisagem existam áreas com diferentes trajetórias sucessionais. Este fato pode ser exemplificado pela Figura 7, a qual mostra dois talhões de SAFs sucessionais com mognos-africanos na Fazenda Sucupira (local deste estudo) localizados na mesma encosta. Ambos foram implantados na mesma época e mantidos sob o mesmo regime de roçadas e capinas. À direita da estrada, a área foi até 2013 uma pastagem intensiva e com histórico de mecanização anual do solo para renovação do pasto, seguida pelo cultivo de braquiárias para forrageamento animal durante décadas. Neste caso, a memória ecológica e o banco de sementes foram profundamente afetados e/ou suprimidos pelos usos anteriores. Além disso, a intensa colonização das gramíneas consiste em um severo filtro ecológico para o avanço da sucessão. Em contraste, à esquerda da estrada, a área de pastagem até 2013 foi manejada por menor período em relação à anterior e sem mecanização. Nesta última é possível notar a presença de árvores e arbustos rebrotando de tocos e raízes e germinando do banco de sementes, o qual foi menos afetado pelas atividades pecuárias anteriores, permitindo a rápida colonização de espécies arbustivas e arbóreas, e diminuindo inclusive a dominância da braquiária com o sombreamento da área.

Figura 7: Foto panorâmica de dois talhões sob cultivo de SAFs sucessionais com mognos-africanos na fazenda Sucupira (Valença, BA). À esquerda da estrada, talhão com alta regeneração natural e à direita, com baixa regeneração.

Chazdon (2016) sintetizou uma série de condições locais e da paisagem que favorecem a sucessão de áreas agrícolas ou pastagens abandonadas, a saber: presença de camada superficial de solo; proximidade de fragmentos florestais; rebrota de raízes ou troncos de árvores pré-existentes na paisagem; banco de sementes intacto no solo; presença de espécies lenhosas secundárias iniciais e tardias na chuva de sementes; colonização contínua de espécies nativas vindas das áreas circundantes; supressão de gramíneas pela colonização de árvores e arbustos pioneiros; diversidade animal e microbiana (insetos, vertebrados, fungos do solo); proteção contra incêndios; proteção contra caça e retirada excessiva de serapilheira e produtos florestais.

Além destes fatores, as árvores remanescentes ou poupadas do corte em pastagens ou áreas agrícolas abandonadas podem contribuir para o avanço da sucessão. A presença delas pode aumentar significativamente a entrada de propágulos, via chuva de sementes. Estas árvores servem como poleiros para aves e morcegos e criam um microclima favorável para outas espécies tolerantes à sombra. Assim, quando estas frutificam, permitem maior entrada de sementes de espécies lenhosas, inclusive oriundas das florestas maduras (CHAZDON, 2016). De acordo com Nepstad; Uhl; Serrão (1991), coletores de sementes instalados abaixo das copas de *Solanum crinitum* (Solanaceae) em uma pastagem abandonada no Pará, continham 400 vezes mais sementes do que coletores na matriz aberta formada por gramíneas e arbustos de pequeno porte. Além disso, a diversidade de espécies também foi superior embaixo da copa dessas árvores, em relação às áreas abertas (18 *versus* 2 espécies, respectivamente). O benefício destas árvores "nucleadoras" pode ser ainda maior caso a árvore seja uma leguminosa fixadora de N_2. No local deste estudo, por exemplo, é bastante comum a regeneração espontânea de *Bowdichia virgilioides* (Fabaceae) na paisagem, derivadas principalmente pela chuva de sementes dos remanescentes florestais do entorno, ou mesmo por serem poupadas do corte. Além da sombra, é possível que esta espécie possa transferir o N biologicamente fixado para as demais árvores vizinhas (plantadas ou conduzidas pelo manejo da regeneração natural).

4. MATERIAL E MÉTODOS GERAL

4.1 Caracterização do local de estudo

4.1.1 Localização e caracterização do sítio experimental

O estudo foi realizado na Fazenda Sucupira, propriedade rural localizada na microrregião do Baixo Sul baiano (Sudeste da Bahia), no município de Valença, BA (UTM 0466283 m; 8526145 m, zona 24 L) (Figura 8).

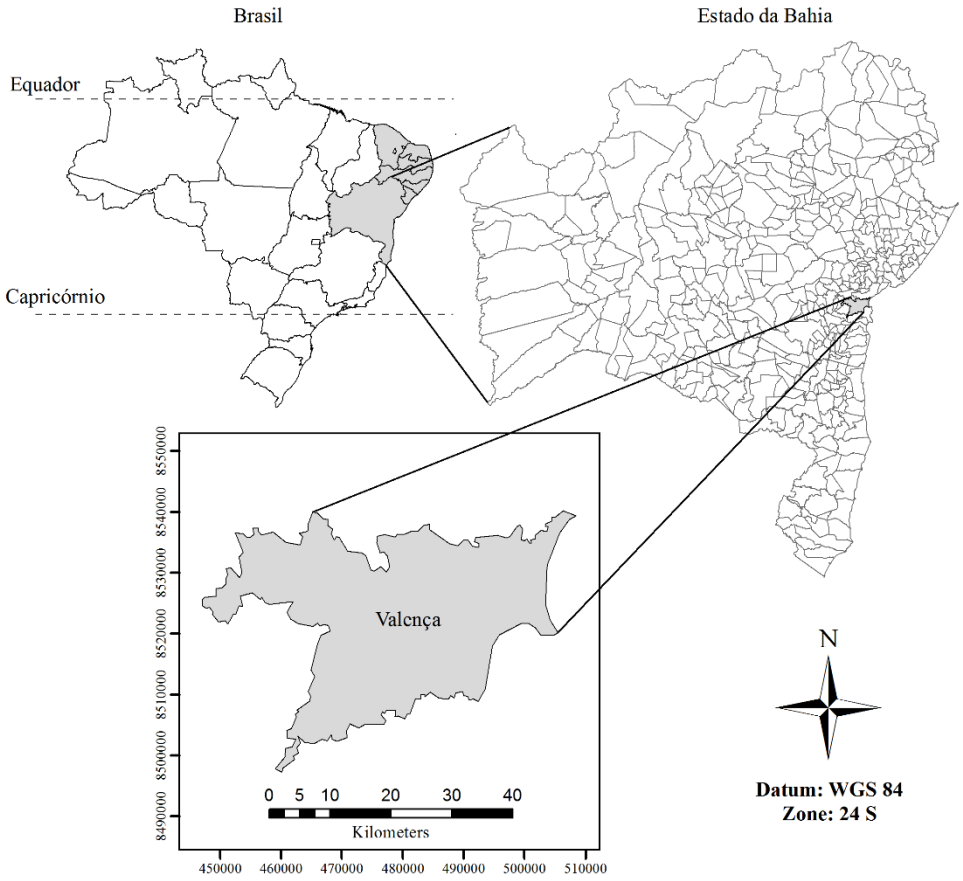
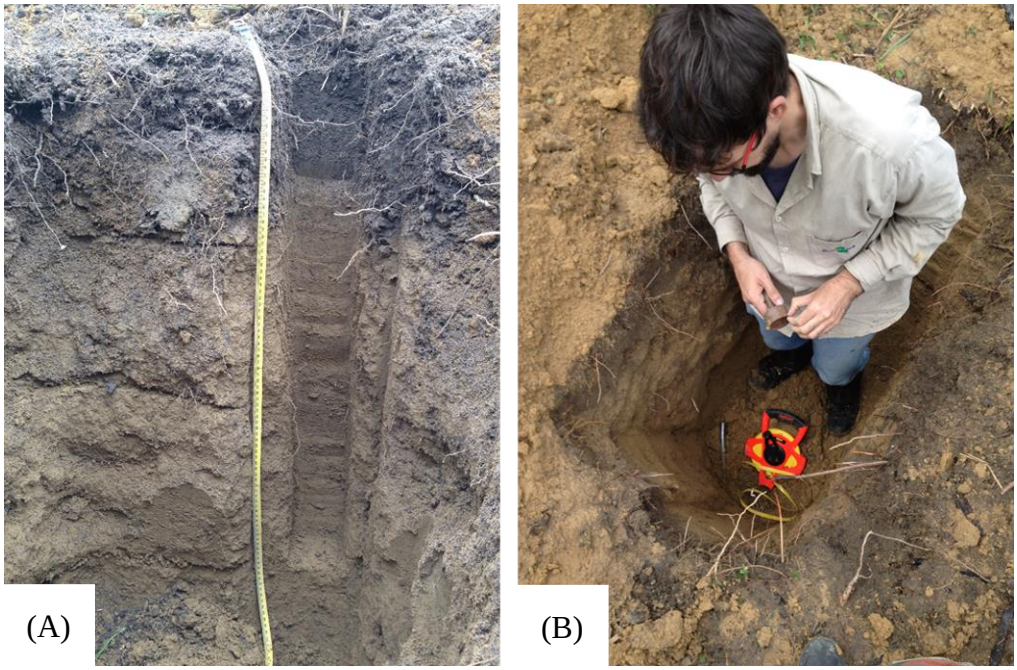


Figura 8: Localização da área de estudo.

O relevo da região é ondulado, com declividades superiores a 10%, característico do domínio morfoclimático dos "Mares de Morros" (AB'SABER, 2000) presente no litoral brasileiro. A altitude média é em torno de 200 m. A vegetação predominante da região é classificada como Floresta Ombrófila Densa Submontana (IBGE, 2012).

A classe de solo predominante da Fazenda Sucupira é o Argissolo Amarelo Distrófico, com horizonte superficial arenoso (em torno de 80% de areia), formado pela eluviação de argila, e um horizonte B_t em sub-superfície, caracterizado pela textura mais argilosa (iluviação) (Figuras 9 e 10). Em geral, esses solos possuem drenagem moderada e, nas estações chuvosas é comum observar o acúmulo de água na superfície em alguns pontos da paisagem, causados por um adensamento natural das camadas sub-superficiais (entre 15 a 30 cm de profundidade) que coincide com a parte superior dos horizontes de acumulação de argila (Figura 10). Os solos, em sua maioria, são ácidos e pobres em nutrientes com variações significativas entre glebas

com histórico de uso diferente (monocultivos com baixa utilização de insumos, pastagens, cabrucas, pousios e florestas secundárias).



(A) (B)

Figura 9: (A) Perfil do solo em uma das áreas experimentais. (B) Retirada de amostras de solo ao longo do perfil para análises físico-químicas.

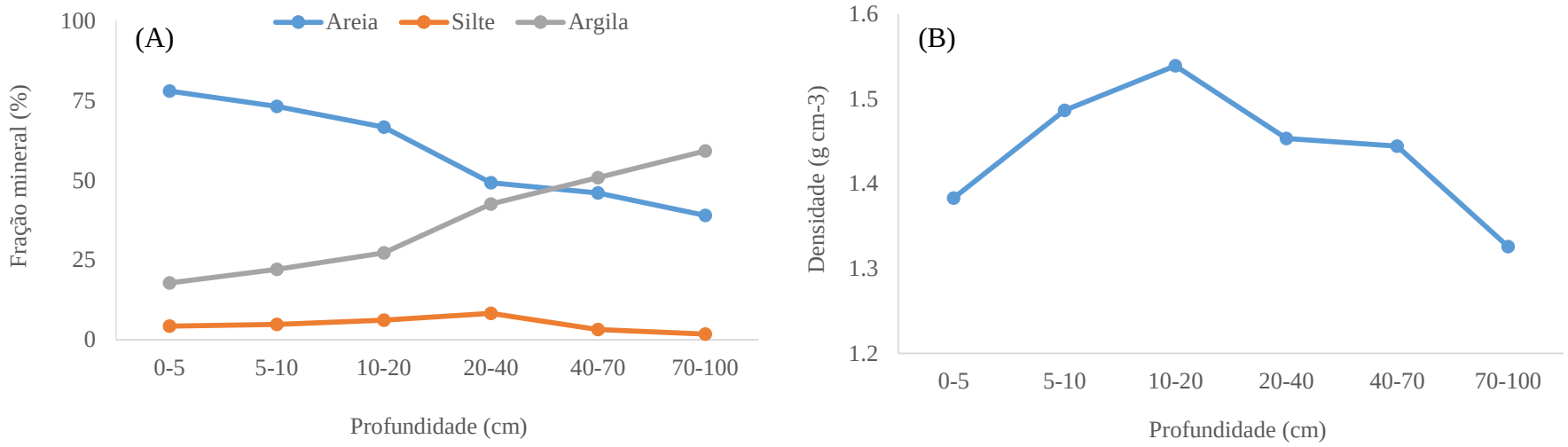


Figura 10: (A) Granulometria (B) densidade aparente do solo (g cm-3) em profundidade. Amostras retiradas em mini-trincheiras abertas nos blocos experimentais.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo tropical úmido (Af) (ALVARES et al., 2011) com invernos chuvosos e verões mais secos. A temperatura média anual da região é de 23ºC. As maiores temperaturas máximas são registradas durante o verão (variando, em média, entre 29 e 32ºC) (Figura 11). A partir do mês de abril, a temperatura decresce progressivamente até o mês de agosto, quando são registradas as menores temperaturas mínimas (variando, em média, entre 16 e 18ºC) (Figura 11). A precipitação média anual gira em torno de 2.000 mm, bem distribuídos ao longo das estações do ano, com os meses de maior volume pluviométrico registrados entre maio a setembro (Figura 11), segundo dados da estação automática do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), localizada a aproximadamente 20 km do local deste estudo.

O balanço hídrico climatológico referente ao período de 2010 a 2018 para a região de Valença, BA, de acordo com Thornthwaite e Mather (1955), indica que o excedente hídrico no solo ocorre ao longo de quase todos os meses do ano, com valores máximos entre junho e agosto (Figura 12). Nota-se que existem dois breves períodos de maior retirada de água do solo, por conta da redução de chuvas, entre setembro a meados de outubro e final de novembro a dezembro, seguidos por períodos de maior precipitação e reposição de água no solo (Figura 12). Nos períodos de retirada não há excedentes nem deficiências, pois não falta umidade do solo para uso da vegetação nem percolação para o lençol freático (CAMARGO; CAMARGO, 1993). A Figura 12 também mostra que em Valença, em média, não existe déficit hídrico para as plantas e recarga do lençol freático, salvo em anos de ocorrência de *El niño*, quando são observados períodos prolongados de estiagem, acompanhados de temperaturas elevadas na região.

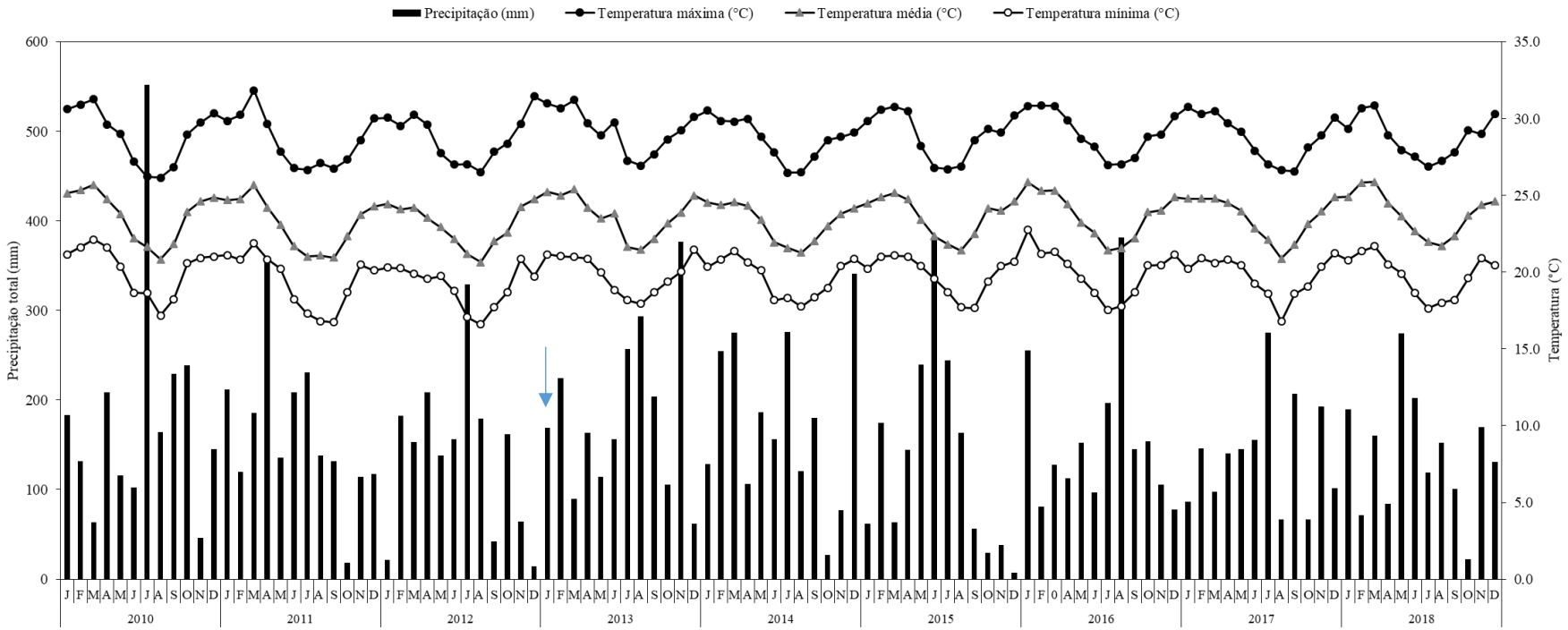


Figura 11: Dados climáticos registrados pela estação meteorológica de Valença, BA (A444) (Fonte: INMET, 2019). A seta em azul indica o período de plantio do mogno-africano.

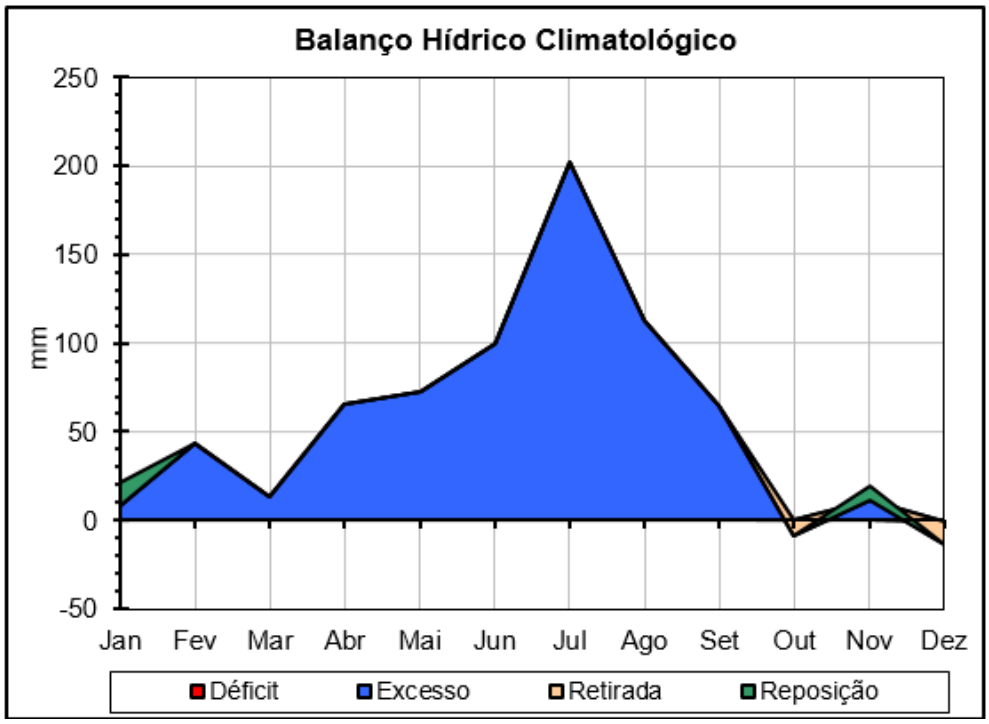


Figura 12: Balanço hídrico climatológico para a região de Valença, BA, com dados climáticos de 2010 a 2018. Fonte de dados: INMET (2019).

O experimento foi conduzido no talhão nº 5 da Fazenda Sucupira. Esse talhão encontra-se em área de relevo plano onde foram abrigados sucessivos cultivos agrícolas durante vários anos, inclusive com uso frequente de fogo. Após o abandono das atividades agrícolas, parte da área ainda foi utilizada como campo de futebol por moradores da comunidade até a aquisição da área pelo proprietário da Fazenda Sucupira no início de 2013. Além do caráter distrófico e acidez do solo, a área encontrava-se com alta dominância de capim-quicuio (*Urochloa humidicola*), sapê (*Imperata brasiliensis*), tiririca (*Cyperus* sp.) e pteridium (*Pteridium arachnoideum*) previamente ao plantio das espécies arbóreas e agrícolas do experimento. As primeiras análises de fertilidade do solo indicavam baixos teores de pH, Ca, Mg e altos teores de Al (informação pessoal fornecida pelo proprietário). A Tabela 3 apresenta os dados de fertilidade do solo, logo após as aplicações de calcário e gesso agrícola em superfície (detalhadas no item 4.2.2), período que coincidiu com a instalação do experimento.

Tabela 3: Caracterização química do solo nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-40 cm na área experimental

Profundidade	pH	Al	H+Al	Ca	Mg	K	P	C total	N total	S*	t**	m***	V****
(cm)	(H_2O)	cmolc dm^{-3}					mg L^{-1}	%		cmolc dm^{-3}		%	
0-10	5,73	0,08	4,70	1,83	0,57	0,10	1,19	1,29	0,11	2,50	2,58	3,10	34,72
10-20	5,43	0,20	4,90	1,12	0,33	0,08	1,55	1,09	0,09	1,53	1,73	11,56	23,79
20-40	4,91	0,49	4,67	0,52	0,19	0,04	0,77	0,75	0,07	0,75	1,24	39,51	13,84

*Soma de bases; **Capacidade de troca catiônica (CTC) efetiva; ***Saturação por Al; ****Saturação por bases

4.2 Delineamento experimental e tratos culturais

O experimento foi estabelecido a partir de um povoamento misto com as duas espécies de mogno-africano (*Khaya ivorensis* e *Khaya anthotheca*). As mudas foram produzidas na propriedade e oriundas de sementes obtidas a partir de matrizes plantadas na Reserva Natural Vale, Linhares, ES. As mudas foram plantadas em novembro de 2013 no talhão nº 5 da Fazenda Sucupira. As delimitações dos blocos e unidades experimentais foram realizadas em janeiro de 2016. Este experimento está integrado ao projeto KHAYA (Embrapa Nº 03.13.14.011.00.00 e CNPq Nº 420467/2016-5), o qual envolve o monitoramento em longo prazo de aspectos silviculturais, ecossistêmicos e econômicos de plantios de *Khaya* spp conduzidos sob diferentes sistemas agroflorestais.

O delineamento experimental utilizado foi em blocos casualizados com 4 repetições. A distribuição dos blocos experimentais foi realizada com base em quatro padrões dominantes de comunidades vegetais presentes na área: capim-sapê (*Imperata brasiliensis*), capim-quicuio (*Urochloa humidicola*.), tiririca (*Cyperus* sp.) e pteridium (*Pteridium arachnoideum*). Cada bloco alocou quatro unidades experimentais (parcelas), com os seguintes tratamentos:

T1: Povoamento misto de mogno-africano com supressão da regeneração natural (com aplicação de herbicida);

T2: Povoamento misto de mogno-africano com condução seletiva da regeneração natural;

T3: SAF diverso com mogno-africano com supressão da regeneração natural (sem aplicação de herbicida);

T4: SAF diverso com mogno-africano com condução seletiva da regeneração natural.

Nos blocos de 1, 2 e 3 as parcelas foram de 50 m x 21 m, enquanto que no bloco 4 as parcelas foram de 30 m x 35 m, todas portanto com a mesma área de superfície (1.050 m²). Assim, cada bloco experimental ocupou o equivalente a 4.200 m². Para evitar o efeito de borda e a possível influência das parcelas vizinhas, estipulou-se como parcela útil a área ocupada pelas árvores de *Khaya* spp. centrais, excluindo-se uma linha de plantas ao longo do perímetro de cada parcela (correspondente a uma área de 525 m²), onde todas as amostragens e mensurações deste estudo foram conduzidas.

As árvores de mogno-africano (*K. ivorensis* e *K. anthotheca*) foram as fundadoras do SAF e estabelecidas no espaçamento 7 x 3 m, sendo cada espécie plantada em linhas puras alternadas por linhas da segunda espécie. Nos tratamentos T3 e T4 foram plantadas as espécies agrícolas e frutíferas perenes e anuais (nas linhas e entrelinhas das árvores) indicadas na Tabela 4. Nas linhas de plantio, entre cada árvore de mogno-africano, foram plantados três abacaxis no espaçamento 0,5 m. Os aipins foram plantados em linhas duplas, distanciando-se 1 m das linhas de árvores e seguindo o espaçamento de 1 m x 1 m. No centro das entrelinhas de mogno-africano foram plantadas alternadamente as espécies frutíferas (banana, cupuaçu e açaí), distribuídas no espaçamento de 7 x 3 (mesma densidade dos mognos-africanos). A Figura 13 apresenta o arranjo espacial das espécies após a implantação do SAF.

Nos tratamentos T3 e T4 as posições das plantas de mogno-africano suprimidas ou mortas foram substituídas por plantas de vinhático e jacarandá-da-bahia (espécies de leguminosas fixadoras de N_2 e com potencial madeireiro). As posições substituídas representaram 20% (10% de cada espécie) da densidade inicial de plantas de mogno-africano

em cada parcela. Com a evolução dos SAFs e o aumento do sombreamento, serão introduzidas outras espécies tolerantes à sombra, especialmente juçara e cacau.

Tabela 4: Espécies plantadas com as árvores de *Khaya* spp. e os respectivos produtos explorados comercialmente nos SAFs

Espécie	Nome popular	Família	Produto(s) explorado(s)
Ananas sp.	abacaxi	Bromeliaceae	fruto
Manihot esculenta	aipim	Euphorbiaceae	raiz
Musa sp.	banana-da-terra	Musaceae	fruto
Theobroma grandiflorum Schum.	cupuaçu	Malvaceae	fruto / polpa
Euterpe oleraceae Mart.	açaí	Arecaceae	fruto / palmito
Dalbergia nigra (Vell.) Allemão ex Benth.	jacarandá-da-bahia	Fabaceae - Papilionoideae	madeira / sementes
Plathymenia foliolosa Benth.	vinhático	Fabaceae - Caesalpinioideae	madeira / sementes

Figura 13: Esquematização do arranjo espacial das espécies nos SAFs implantado nas parcelas dos tratamentos T3 e T4.

Na ocasião do plantio, em cada cova das árvores de *Khaya* sp. foram aplicados 200 g de superfosfato simples e 40 g de FTE BR 12 (coquetel de micronutrientes – B, Cu, Mn, Mo e Zn). Outras quatro adubações foram feitas em cobertura, ao longo dos dois primeiros anos após o plantio, totalizando 400 g de NPK (18-27-9) por planta. Nas covas das espécies frutíferas foram aplicados 250 g de fosfato natural (GAFSA) e 40 g de FTE BR 12. De maneira semelhante às árvores de mogno-africano, também foram realizadas quatro operações de fertilizações em cobertura. Ao todo, foram aplicados 400 g de NPK (18-27-9) por planta, parcelados entre os dois primeiros anos. As plantas de abacaxi receberam uma única adubação em cobertura equivalente a 30 g por planta de NPK (10-10-30). Ao final do segundo ano do plantio dos mognos (verão de 2015), houve a aplicação de 2 Mg ha^{-1} de calcário dolomítico e 1 Mg ha^{-1} de gesso agrícola em área total. A aplicação foi feita a lanço e não houve incorporação mecânica dos corretivos ao solo.

Até janeiro de 2016, início do experimento, o manejo da regeneração natural e de plantas invasoras foi feito por meio de roçadas seletivas periódicas, de modo a preservar espécies arbóreas e arbustivas nativas regenerantes. A partir da instalação do experimento, esse manejo manteve-se nos tratamentos T2 e T4, mas foi modificado nos demais. Nos tratamentos T1 e T3 todas as plantas regenerantes foram eliminadas. A partir de então, no T3, o controle foi realizado por roçadas e coroamentos de toda a vegetação regenerante (de maneira não seletiva), com a

mesma periodicidade das roçadas seletivas nos tratamentos T2 e T4. No T1, o manejo foi similar ao T3 até aos 39 meses. A partir do quadragésimo mês após o plantio a regeneração foi suprimida por uma aplicação de herbicida (glifosato).

Nos tratamentos T2 e T4, a condução da regeneração natural foi feita através de roçadas seletivas, as quais priorizaram o corte de invasoras exóticas dominantes (gramíneas e pteridium), mantendo as plantas de porte arbustivo e arbóreo. A condução da regeneração foi feita de maneira que também não prejudicasse o crescimento do mogno-africano ou das demais espécies do SAF introduzidas.

A existência e a capacidade de regeneração natural de espécies arbustivas e arbóreas nos sítios estudados foram garantidas pela presença de grandes fragmentos de florestas secundárias do bioma Mata Atlântica no entorno da propriedade (Figura 14) e pelo banco de sementes do solo e rebrotas de árvores cortadas anteriormente.

Figura 14: Imagem aérea do local de estudo. É possível notar a presença de diversos fragmentos de florestas adjacentes que contribuem para a chuva de sementes e o avanço da sucessão na área experimental.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDELGALEIL, S. A.; HASHINAGA, F.; NAKATANI, M. Antifungal activity of limonoids from *Khaya ivorensis*. **Pest Management Science**, v. 61, n. 2, p. 186-190, 2005.

ADESIDA, G. A.; ADESOGAN, E. K.; OKORIE, D. A.; TAYLOR, D. A. H.; STYLES, B. T. The limonoid chemistry of the genus *Khaya* (meliaceae). **Phytochemistry**, v. 10, n. 8, p. 1845-1853, 1971.

AGBEDAHUNSI, J. M.; FAKOYA, F.A.; ADESANYA, S. A. Studies on the anti-inflammatory and toxic effects of the stem bark of *Khaya ivorensis* (Meliaceae) on rats. **Phytomedicine**, v. 11, n. 6, p. 504-508, 2004.

ALTIERI, M. **Agroecologia: bases científicas para uma agricultura sustentável**, 3 ed. Rio de Janeiro: Expressão Popular, 2012. 400p.

ARCO-VERDE, M. F.; AMARO, G. C. Metodologia para análise de viabilidade financeira e valoração de serviços ambientais em sistemas agroflorestais. In: PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B. de; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. (Ed.). **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília, DF:Embrapa, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE MOGNOS AFRICANOS – ABPMA. **Revista ABPMA**, n. 2, 2018. 64p. Diponível em: <https://issuu.com/dayanedayse9/docs/revista_abpma_2018_final.compressed>. Acesso em: 20/12/2018.

BAKER, H.G. Some aspects of the natural history of seed banks. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T.; SIMPSON, R.L. (Ed) **Ecology of soil seed banks**. London: Academic Press, 1989. p.5-19.

BERTSCH, A. Indigenous successional agroforestry: integrating the old and new to address food insecurity and deforestation. In: MONTAGNINI, F. (Ed.) **Integrating landscapes agroforestry for biodiversity conservation and food sovereignty**, Advances in Agroforestry 12, Springer, 2017. p. 165-178.

BHAGWAT, S.A.; WILLIS, K. J.; BIRKS, H. J.; WHITTAKER, R. J. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 23, n. 5, p. 261-267, 2008.

BICKFORD D. et al. Cryptic species as a window on diversity and conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, n. 3, p. 148-155, 2007.

BRIGHENTI, A. M.; OLIVEIRA, M. F. Biologia de plantas daninhas. In: OLIVEIRA JR, R. S.; CONSTANTIN, J.; INOUE, M. H. (Eds.) **Biologia e manejo de plantas daninhas**. Curitiba: Omnipax, 2011. pp. 1-36.

BOUKA, D. U. G.; DOUMENGE, C.; LOUMETO, J. J.; FLORENCE, J.; GONMADJE, D.; MCKEY, D. Des confusions entre espèces préjudiciables à la gestion durable des essences forestières : l'exemple des acajous d'Afrique (*Khaya*, Meliaceae). **Bois et Forêts des Tropiques**, v. 339, n. 1, p. 17-32, 2019.

CAMARGO, M. B. P.; CAMARGO, A. P. Representação gráfica informatizada do extrato do balanço hídrico de Thornthwaite & Mather. **Bragrantia**, v. 52, n. 2, p. 169-172, 1993.

CAMPOS, J. C. C.; LEITE, H. G. **Mensuração florestal: perguntas e respostas**, 5. Ed. Viçosa: Editora UFV, 2017. 636p.

CARVALHO, A. M.; SILVA, B. T. B.; LATORRACA, J. V. F. Avaliação da usinagem e caracterização das propriedades físicas da madeira de mogno africano (*Khaya ivorensis* A. Chev.). **CERNE**, v. 16, p. 106-114, 2010.

CARVALHO, L. B.; **Plantas daninhas.** Lages: Editado pelo autor, 2013. 82p.

CÉZAR, R. M. et al. Soil biological properties in multiestrata successional agroforestry systems and in natural regeneration. **Agroforestry Systems**, v. 89, n. 6, p. 1035-1047, 2015.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, p. 1458–1460, 2008b.

CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: W.P. Carson & S.A. Schnitzer (eds.). **Tropical forest community ecology**. Wiley-Blackwell, Oxford, 2008. pp. 384-408.

CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. São Paulo: Oficina de Textos, 2016. 430 p.

COOK, W. M. et al. Secondary succession in an experimentally fragmented landscape: community patterns across space and time. **Ecology**, v. 86, n. 5, p. 1267-1279, 2005.

COVRE, L. S.; PAIOLA, G.; BECKER, V. O.; FLECHTMANN, C. A. H. Stem caterpillars (Lepidoptera) in African mahogany (*Khaya* spp.) in southeastern Brazil. In: XXVII Congresso Brasileiro de Entomologia e X Congresso Latino-Americano de Entomologia. **Anais...**

Gramado, RS: SEB, UFSM, 2018. Disponível em: <https://www.cbe2018.com.br/images/cbe2018/docs/anais/anais-cbe-2018-v2.pdf>. Acesso em 29/12//2018

DALLING, J. W.; BROWN, T. A. Long-term persistence of pioneer species in tropical rain forest soil seed banks. **The American Naturalist**, v. 173, n. 4, p. 531-535, 2009.

DANQUAH, J. A.; SARPONG, D. B.; PAPPINEN, A. Causal relationship between African mahoganies exports and deforestation in Ghana: policy implications. **Environment, Development and Sustainability**. v. 15, n. 1, p. 51-66, 2013.

DOUTERLUNGNE, D. et al. Applying indigenous knowledge to the restoration of degraded tropical rain forest clearings dominated by Bracken fern. **Restoration Ecology**, v. 18, p. 322-329, 2010.

ENGEL, V. L. **Introdução aos sistemas agroflorestais**. Botucatu: FEPAF, 1999. 70p.

FALESI, I.C.; BAENA, A.R.C. **Mogno Africano (*Khaya ivorensis* A. Chev.) em sistema silvipastoril com leguminosa e revestimento natural do solo**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental;1999. 52 p. (Documentos, 4).

FARRELL, J. G.; ALTIERI, M. Sistemas agroflorestais. In: ALTIERI, M (Ed.) **Agroecologia: bases científicas para uma agricultura sustentável**, 3 ed. Rio de Janeiro: Expressão Popular, 2012. 400p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION – FAO. **Global Forest Resources Assessment 2015: How have the world's forests changed?**. Roma: FAO, 2015, 253p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION – FAO. **Global planted forests thematic study: results and analysis**, by A. Del Lungo, J. Ball and J. Carle. Planted Forests and Trees Working Paper 38. Roma: FAO, 2006, 168p.

FRANÇA, T. S. F. A. et al. Características anatômicas e propriedades físico-mecânicas das madeiras de duas espécies de mogno africano. **CERNE**, v. 21, n. 4, p. 633+640, 2015.

FROUFE; L. C. M.; RACHWAL, M. F. G.; SEOANE, C. E. S. Potencial de sistemas agroflorestais multiestrata para sequestro de carbon em áreas de ocorrência de Floresta Atlântica. **Pesquisa Florestal Brasileira**. v. 31, n. 66, p. 143-154, 2011.

FUNK, J. L.; VITOUSEK, P. M. Resource-use efficiency and plant invasion in low-resource systems. **Nature**, v. 446, n. 7139, p. 1079-1081, 2007.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functhional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, p.185-206, 2001.

HAWTHORNE, W. *Khaya anthotheca*. **The IUCN Red List of Threatened Species** e.T32235A9690061, 1998. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1998.RLTS.T32235A9690061.en>. Acesso em: 25/01/2018.

HERYATI Y., et al. Growth performance and biomass accumulation of a *Khaya ivorensis* plantation in three soil series of ultisols. **American Journal of Agricultural and Biological Sciences**, v. 6, n. 1, p. 33-44, 2011.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. **Dados climáticos da Estação Automática de Valença, BA (A444)**. Disponível em: < www.inmet.gov.br >. Acesso em 02/01/2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**, 2 Ed., Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012. 271 p.

JOSE, S. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. **Agroforestry Systems**, v. 76, n. 1, 1-10, 2009.

JÜRGENSEN, C.; KOLLERT, W.; LEBEDYS. A. **Assessment of industrial roundwood production from planted forests**. FAO Planted Forests and Trees Working Paper FP/48/E. Roma: FAO, 2014, 30p.

KELTY, M. J. The role of species mixtures in plantation forestry. **Forest Ecology and Management**, v. 233, p. 195-204, 2006.

KUYAH, S.; ÖBORN, I.; JONSSON, M. Regulating ecosystem services delivered in agroforestry systems. In: DAGAR, J.; TEWARI, V. (Eds.) **Agroforestry.** Singapore: Springer, 2017, pp. 797-815.

LEMMENS, R. H. M. J.; LOUPPE, D. OTENG-AMOAKO, A. A. **Timbers 2: Plant Resource of Tropical Africa**. Wageningen: PROTA Foundation, 2012. 804p.

LUNZ, A. M. et al. *Hypsipyla grandella* em Mogno (*Swietenia macrophylla*): situação atual e perspectivas. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 59, p. 45-55, 2009.

MAGNAGO, L. F. S.; MARTINS, S. V.; VENZKE, T. S.; IVANAUSKAS, N. M. Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referência para a restauração florestal. In: MARTINS. S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 1 ed. Viçosa:UFV, 2012.

MALÉZIEUX, E. et al. Mixing plant species in cropping systems: concepts, tools and models. A review. **Agronomy for Sustainable Development**. v. 29, p. 43-62, 2009.

MARLER, T. E.; DEL MORAL, R. Primary Succession along an Elevation Gradient 15 Years after the Eruption of Mount Pinatubo, Luzon, Philippines. **Pacific Science**, v. 65, n. 2 , p. 157-174, 2011.

MESQUITA, R. C. G. et al. Alternative sucessional pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, v. 89, n. 4, p. 528-537, 2001.

MICCOLIS, A. et al. **Restauração ecológica com sistemas agroflorestais: como conciliar conservação com produção: opções para Cerrado e Caatinga**. Brasília: Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal, 2016. 266p.

MONTAGNINI, F. **Integrating landscapes: agroforestry for biodiversity conservation and food sovereignty**, Advances in agroforestry 12. Springer, 2017.

MONTAGNINI, F.; NAIR, P. K. R. Carbon sequestration: an underexploited environmental benefit of agroforestry systems. **Agroforestry Systems**, v.61, n.1-3, p.281-295, 2004.

NAIR, P. K. R. **An introduction to agroforestry**. Wageningen: Kluwer Academic Publishers, ICRAF, 1993. 499p.

NAIR, P. K. R. The coming of age of agroforestry. **Journal of the Science of Food and Agriculture.** v. 87, n. 9, p. 1613-1619, 2007.

NEPSTAD, D. M.; UHL, C.; SERRÃO, E. A. S. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. **Ambio**, v. 20, n. 6, p. 248-255, 1991.

NIERI, E. M. et al. Comportamento silvicultural de espécies florestais em arranjo para integração pecuária floresta. **FLORESTA**, v. 48, n. 2, p. 195-202, 2018.

NIKLES, D. G.; BEVEGE, D. I.; DICKINSON, G. R.; GRIFFITHS, M. W.; REILLY, D. F.; LEE, D. J. Developing African mahogany (*Khaya senegalensis*) germplasm and its management for a sustainable forest plantation in industry in norther Australia: progress and needs. **Australian Forestry**, v. 71, n.1, p. 33-47, 2008.

NIKLES, D. G.; REILLY, D. F.; DICKINSON, G. R.; LEE, D. J. African mahogany (*Khaya senegalensis*) plantations Australia: status, needs and progress. In: Australian Forest Growers Conference. **Anais...** Gympie: Queensland Government, 2012. Disponível em: <http://era.daf.qld.gov.au/3568/1/DG_Nikles_et_al_AFG_paper_2012_final.pdf.> Acesso em 29/09/2018

NORMAND, D.; SALLENAVE, P. Catacteristiques et proprietes des acajous (*Swietenia* et *Khaya*). **Bois et Forets des Tropiques**, v. 59, 1958.

OELBERMANN, M.; VORONEY, R.P.; GORDON, A.M. Carbon sequestration in tropical and temperature agroforestry systems: A review with examples from Costa Rica and Southern Canada. **Agricultural Ecosystem and Environment**, v. 104, p.359-377, 2004.

OLOWOKUDEJO, J. D.; NYANANYO, B. Taxonomy of medicinal plants I. Epidermal morphology of the genus *Khaya* (Meliaceae) in West Africa. **Feddes Repertorium**, v. 101, n. 7-8, p. 401-407, 1990.

OPUNI-FRIMPONG, E.; KARNOSKY, D. F.; STORER, A. J.; ABENEY, E. A.; COBBINAH, J. R. Relative susceptibility of four species of African mahogany to the shoot borer *Hypsipyla robusta* (Lepidoptera: Pyralidae) in the moist semideciduous forest of Ghana . **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 2, p. 313-319, 2008a.

OPUNI-FRIMPONG, E.; KARNOSKY, D. F.; STORER, A. J.; COBBINAH, J. R. Silvicultural systems for plantation mahogany in Africa: Influences of canopy shade on tree growth and pest damage. **Forest Ecology and Management**, v. 255, p. 328-333, 2008b.

PARREN, M. P. E.; DE GRAAF, N. R. **The quest for natural forest management in Ghana, Cote d'lvoire and Liberia**. Tropenbos series 13, Wageningen: Tropenbos Foundation, 1995. 199p.

PASINI, F. S. **A agricultura sintrópica de Ernst Götsch: história, fundamentos e seu nicho no universo da agricultura sustentável**. 104 f., 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Conservação) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

PAYN, T. et al. Changes in planted forests and future global implications. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p.57-67, 2015.

PENEIREIRO, F. M. **Sistemas agroflorestais dirigidos pela sucessão natural: Um estudo de caso**. 138 f., 1999. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

PINHEIRO, A. L. et al. **Ecologia, silvicultura e tecnologia de utilizações dos mognos-africanos (*Khaya* spp.)**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Agrossilvicultura, 2011. 102p.

POLTRONIERI, L. S.; ALBUQUERQUE, F.C.; TRINDADE, D. R.; DUARTE, M. L. R. **Identificação de doenças em mogno-africano no Estado do Pará**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental; 2000. 13 p. Circular Técnica, n. 18.

POLTRONIERI, L. S.; ALBUQUERQUE, F.C.; TRINDADE, D. R.; DUARTE, M. L. R. **Identificação e controle da rubelose em mogno-africano no Estado do Pará**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental; 2002. 2 p. Comunicado Técnico, n. 68.

POORTER, L. BONGERS, F.; KOUAMÉ, F. N'.; HAWTHORNE, W. D. **Biodiversity of West African Forests: an ecological atlas of woody plant species**. Wallingord: CABI Publishing, 2004. 521p.

PUIG, H. **A floresta tropical úmida**. São Paulo: Editora UNESP, 2008. 496p.

RIBEIRO, A. et al. Site quality curves for African mahogany plantations in Brazil. **CERNE**, v. 22, n. 4, p. 439-448, 2016.

RIBEIRO, A.; FILHO, A. C. F.; SCOLFORO, J. R. S. O Cultivo do Mogno Africano (*Khaya* spp.) e o crescimento da atividade no Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, e00076814, 2017a.

RIBEIRO, A.; FILHO, A. C. F.; SCOLFORO, J. R. S. Tree height in Brazilian Khaya ivorensis stands. **BOSQUE**, v. 39, n. 1, p. 15-26, 2018.

RIBEIRO, A.; SILVA, C. S. J.; FILHO, A. C. F.; SCOLFORO, J. R. S. Financial and risk analysis of African mahogany plantations in Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 42, n. 2, p. 148-158, 2018.

ROBERTS, H.A. Seed banks in the soil. **Advances in Applied Biology**, Cambridge, Academic Press, 1981. v.6, 55p.

RODRIGUES R. R.; GANDOLFI, S.; BRANCALION, P. H. S. **Restauração florestal**. São Paulo: Editora Oficina de Textos; 2015.

SANTOS, P. Z. F.; CROUZEILLES, R.; SANSEVERO, J. B. B. Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**. v. 433, p. 140-145, 2019.

SANTOS, T. A.; RESENDE, A. S.; SILVA, F. F.; MACHADO, A. F. L.; CHAER, G. M. Weed interference factors that affect the growth of an Atlantic Forest tree species. **Bioscience Journal**. (no prelo), 2019.

SCHROTH, G. et al. Conversion of secondary forest into agroforestry and monoculture plantations in Amazonia: Consequences for biomass, litter and soil carbon stocks after seven years. **Forest Ecology and Management**, v. 163, n. 1-3, p. 131–150.

SCHROTH, G. et al. Pests and diseases in agroforestry systems of the humid tropics. **Agroforestry Systems**, v. 50, p. 199–241, 2000.

SILVA, A. R.; SALES, A.; VELOSO, C. A. C. Influência de renques de mogno africano nos atributos físicos e teor de carbono orgânico de um latossolo amarelo. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 15, n. 3, p. 291-297, 2016.

SILVA, J. G. M. et al. Qualidade da madeira de mogno africano para produção de serrados. **Scientia Forestalis**, v. 44, n. 109, p. 181-190, 2016a.

SILVA, J. R. M. et al. Avaliação da qualidade da usinagem das madeiras de mogno africano. In: XXIII EBRAMEM, Vitoria-ES. **Anais...**Alegre: CAUFES, 2012. p. 1-8.

SILVA, L. F.; FERREIRA, G. L.; SANTOS, A. C. A.; LEITE, H. G.; SILVA, M. L. Equações hipsométricas, volumétricas e de crescimento para *Khaya ivorensis* plantada em Piapora. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 362-368, 2016b.

SMIDERLE, O. J.; SOUZA, A. G.; BACELAR-LIMA, C.; COSTA, P. G. Rendimento de sementes de *Khaya ivorensis* obtidas de plantas matrizes em Roraima. In: XIX Congresso Brasileiro de Sementes, 2015, Foz do Iguaçu, **Anais...** Foz do Iguaçu: ABRATES, 2015.

SOARES, S. D. **Diversidade genética em população de melhoramento de mogno africano (Khaya ivorensis A. Chev.).** 69 f. Dissertação (Mestrado em Genética e Biologia Molecular) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2014.

SOUZA, C. O. **Resíduos de mogno africano e eucalipto para briquetagem**. 58 f. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Espírito Santos, Jerônimo Monteiro, 2015.

STEENBOCK, W.; VEZZANI, F.M. **Agrofloresta: aprendendo a produzir com a natureza**. 1ed. Curitiba, 2013. 148p.

TEPONGNING R. S. et al. In vivo efficacy and toxicity studies on *Erythrina senegalensis* and *Khaya ivorensis* used as herbal remedies for malaria prevention in Cameroon. **European Journal of Medicinal Plants**, v.3, n. 3, p.454-464, 2013.

THE INTERNATIONAL TROPICAL TIMBER ORGANIZATION – ITTO. **Tropical Timber Market report**, 2018. Disponível em: https://www.itto.int/market_information_service/. Acesso em: 29/11/2018.

THORNTHWAITE, C.W.; MATHER, J.R. **The water balance**. Centerton, NJ: Drexel Institute of Technology - Laboratory of Climatology, 1955. 104p. (Publications in Climatology, vol. VIII, n.1)

UHL, C. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. **Journal of Ecology**, v. 75, p. 377-407, 1987.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, A. S. Abandoned pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, v. 76, p. 663-681, 1988.

VANDERMEER, J. **The ecology of intercropping**. Cambridge: Cambridge University Press, 1989. 237 p.

VÁZQUEZ-YANES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. Patterns of seed longevity and germination in the tropical rainforest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 24, p. 69-87, 1993.

VIEIRA, D. L. M.; HOLL, K. D.; PENEIREIRO, F. M. Agro-sucessional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Restoration Ecology**. v. 17, n. 4, p. 451-459, 2009.

VIEIRA, I. C. G.; PROCTOR, J. Mechanisms of plant regeneration during succession after shifting cultivation in eastern Amazonia. **Plant Ecology**, v. 192, n. 2, p. 303-315, 2007.

WORLD RESOURCES INSTITUTE BRASIL (WRI BRASIL). **Valorização econômica de reflorestamento com espécies nativas**. São Paulo: WRI Brasil, 2018. 40p. Disponível em: <www.projetoverena.org> . Acesso em: 25/06/2018.

YOUNG, K. Mimicking nature: a review of sucessional agroforestry systems as an analogue to natural regeneration of secondary forest stands. In: MONTAGNINI, F. (Ed.) **Integrating landscapes agroforestry for biodiversity conservation and food sovereignty**, Advances in Agroforestry 12, Springer, 2017. p. 179-209.

ZANETTI, R. et al. First report of *Hypsipyla grandella* (Lepidoptera: Pyralidae) on African mahogany *Khaya ivorensis*. **Scientia Agricola**, v. 74, n. 6, p. 492-494, 2017.

ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; AIDE, T. M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, v. 8, p. 350-360, 2000.

CAPÍTULO I

MODELAGEM HIPSOMÉTRICA E VOLUMÉTRICA DE MOGNOS-AFRICANOS ESTABELECIDOS EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS NO SUL DA BAHIA

Artigo publicado:

SANTOS, F.M.; TERRA, G.; CHAER, G.M.; MONTE, M.A. Modeling the height–diameter relationship and volume of young African mahoganies established in successional agroforestry systems in northeastern Brazil. **New Forests**. p. 1-19. DOI: 10.1007/s11056-018-9665-1

RESUMO

O objetivo deste estudo foi ajustar e selecionar equações hipsométricas e volumétricas para duas espécies de mogno-africano (*Khaya ivorensis* e *Khaya anthotheca*) em fase inicial de crescimento (entre dois e cinco anos de idade), estabelecidas em sistemas agroflorestais no nordeste do Brasil. Utilizou-se modelos lineares e não-lineares para predizer a altura total (h) e o volume com casca (v), com base em dados de inventários florestais e cubagens de árvores em pé. Foram testadas as seguintes hipóteses: (i) o modelo linear simples é o mais acurado para estimar a altura total de árvores jovens de mogno-africano em relação aos diferentes tipos de modelos hipsométricos (linearizados, não-lineares e aqueles com variáveis transformadas); (ii) modelos volumétricos de simples e dupla entrada possuem a mesma precisão na estimativa do volume individual de árvores jovens de mogno africano. Os resultados mostraram que o modelo linear simples foi mais preciso para estimar a altura de ambas as espécies de mogno africano. O efeito da idade (árvores jovens) e provavelmente o desenvolvimento predominantemente monopodial das árvores de *Khaya* spp. amostradas foram discutidas como as causas da natureza linear dos modelos que melhor descreveram a relação hipsométrica. As equações do volume para *Khaya ivorensis* e *Khaya anthotheca* foram bem ajustadas. Porém, o modelo de dupla entrada (i.e, diâmetro à altura do peito e altura) de Spurr foi mais preciso do que os outros modelos para ambas as espécies. Além disso, para *Khaya ivorensis*, o modelo de Husch com simples entrada (i.e., diâmetro à altura do peito) gerou estimativas de volume semelhantes ao modelo de Spurr.

Palavras-chave: *Khaya anthotheca*; *Khaya ivorensis*; inventário florestal; produção.

ABSTRACT

The aim of this study was to fit and select height-diameter and stem volume equations for two African mahogany species (*Khaya ivorensis* and *Khaya anthotheca*) in the initial development phase (between two and five years old), established in agroforestry systems in northeastern Brazil. We used linear and nonlinear models to predict the total height (h) and stem volume (v), based on data from forest inventories and stem measurements of standing trees. We tested the following hypotheses: (i) the simple linear model is the most accurate to estimate the total height of young African mahogany trees in relation to different types of height-diameter models (linearized, nonlinear and those with transformed variables); (ii) simple and double-entry stem volume models have the same precision in estimating the individual volume of young African mahogany trees. The results showed that the simple linear height-diameter model was most accurate to estimate the height of both African mahogany species. The age's effect (young trees) and probably the predominantly monopodial development of the *Khaya* spp. trees sampled were discussed as the causes of the linear nature of the models that best described the height-diameter relationship. The stem volume equations for *Khaya ivorensis* and *Khaya anthotheca* were well adjusted. However, the double-entry (i.e, diameter at breast height and height) Spurr's model was more accurate than the other models for both species. Furthermore, for the *Khaya ivorensis*, the one-entry (i.e., diameter at breast height) Husch's model generated similar stem volume estimates to Spurr's model.

Keywords: *Khaya anthotheca*; *Khaya ivorensis*; Forest inventory; Yield.

6.1. INTRODUÇÃO

Sistemas agroflorestais (SAFs) têm sido encorajados em decorrência dos elevados níveis de desmatamentos e da pressão sobre os recursos das florestas naturais (FAO, 2016; PAYN et al., 2015). Os SAFs podem proporcionar segurança alimentar, aumento e estabilização dos rendimentos ao longo do tempo, redução da área de terra necessária para a subsistência e o fornecimento de serviços ambientais na paisagem local (KELTY, 2000; MONTAGNINI et al., 2008; BRENES et al., 2008). Em alguns países tropicais, espécies de alto valor econômico, tais como a teca (*Tectona grandis*) e algumas da família Meliaceae (*Cedrela odorata* L., *Toona ciliata* M. Roem. var. *australis, Swietenia* spp., entre outras) têm sido plantadas como componentes arbóreos de SAFs para conciliar a produção de madeira, juntamente com a função de sombreamento para outas culturas alimentares perenes (e.g., cacau, café, entre outros) (NAVARRO et al., 2004; ROSHETKO et al., 2014; SIMMONS et al., 2002).

As espécies de mogno-africano (*Khaya* spp.) têm despertado o interesse de silvicultores na América Latina devido às previsões de alta lucratividade no médio e longo prazo, decorrente da comercialização da madeira, a qual possui usos apreciados pela indústria moveleira, decoração de interiores, instrumentos musicais e construção naval (LEMMENS; LOUPPE; OTENG-AMOAKO, 2012; POORTER et al. 2004; RIBEIRO et al., 2017). Outros atrativos para o cultivo de mognos-africanos incluem: o menor ciclo de produção (estimado entre 15 a 20 anos – i.e., dependendo do sítio, espaçamento, tratos silviculturais e do material genético) comparativamente às espécies de *Swietenia* (FALESI; BAENA, 1999); e a menor susceptibilidade ao ataque de *Hypsiphyla grandella* (Lepidoptera: Pyralidae), broca-do-ponteiro, que ocorre na América Latina, e que representa um entrave para o avanço da silvicultura de outras espécies de Meliaceae nativas desta região (LUNZ et al., 2009; CASTRO et al., 2016).

O gênero *Khaya* (Meliaceae) é endêmico da África tropical, onde as populações naturais foram drasticamente exploradas sem qualquer prática de manejo florestal sustentável, visando à exportação de madeiras serradas altamente valiosas e apreciadas pelo mercado europeu (DANQUAH et al., 2013). O extrativismo foi tão severo que levou a inclusão das quatro principais espécies madeireiras do gênero *Khaya* (*anthotheca, ivorensis, grandifoliola e senegalensis*) na Red List of Threatened Species da IUCN, como vulneráveis à extinção (HAWTHORNE, 1998).

Alguns esforços, ainda que bastante incipientes, foram desenvolvidos no início dos anos 90 para conter o avanço do desmatamento ilegal, além de incentivar a silvicultura de mognos-africanos na África (DANQUAH et al., 2013). Contudo, a silvicultura de *Khaya* spp. na África ainda sofre grandes dificuldades devido aos prejuízos causados pelo forrageamento de animais silvestres, incêndios naturais (em áreas de savana) e, principalmente, os ataques severos da *Hypsiphyla robusta* (Lepidoptera: Pyralidae) aos brotos terminais, prejudicando o crescimento monopodial das plantas, tanto na fase de produção de mudas quanto em indivíduos adultos estabelecidos no campo (BRADLEY et al, 1968). Logo, são crescentes os esforços para o desenvolvimento da silvicultura de *Khaya* em regiões tropicais, onde o ataque da broca ocorre em menor frequência. Na Austrália, por exemplo, existem aproximadamente 12.000 hectares com plantios comerciais de *Khaya senegalensis*, além de várias pesquisas voltadas para o melhoramento genético e a domesticação da espécie (NIKLES et al., 2008; NIKLES et al. 2012). No Brasil, estimam-se que pouco mais de 10.000 hectares estejam cultivados com espécies de *Khaya* spp. sob diversas formas de cultivos (ABPMA, 2016). A maior parte destes povoamentos são oriundos de sementes (i.e., com alta heterogeneidade) e ainda estão em fase inicial de crescimento (RIBEIRO et al., 2017). Assim, o conhecimento da dinâmica de crescimento dessas espécies ainda é insuficiente para estimar seu potencial de produção,

principalmente quando se tratam de plantios de mogno-africano consorciados com outras culturas em sistemas agroflorestais ou em plantações mistas.

Uma das principais lacunas existentes referem-se às informações dendrométricas das espécies de mogno-africano, que são importantes para o monitoramento do crescimento e da quantificação do estoque de madeira. Embora a idade de rotação prevista para as *Khaya* spp. esteja entre 18 e 20 anos, modelar a relação altura-diâmetro e volume do fuste em árvores jovens é altamente relevante porque as respostas de crescimento aos tratamentos silviculturais (i.e., fertilizações, capina, irrigação, desbaste e poda) geralmente ocorrem nesta fase (WEISKITTEL et al., 2011). Assim, os silvicultores podem antecipar o monitoramento das taxas de crescimento e a produção de seus plantios. Além disso, eles poderiam projetar o crescimento do povoamento sob estratégias alternativas de tratamento, como regimes de adubação e desbastes, ou tomar decisões sobre a rentabilidade financeira dos SAFs com ambas as espécies de mogno-africano.

Nos inventários florestais é comum medir os diâmetros de todas as árvores da unidade de amostra, pois o diâmetro é uma variável de mais fácil medição e menos sujeita aos erros de amostragem. Porém, apenas algumas árvores são selecionadas para a medição da altura total; a altura das demais árvores da unidade de amostra é estimada por meio de equações hipsométricas. Este procedimento permite a redução de tempo e de custo no levantamento de dados no campo (ANDRADE; LEITE, 2011). As equações volumétricas são ajustadas a partir de dados da cubagem rigorosa, e o volume (com ou sem casca) pode ser estimado em função de variáveis como o diâmetro e/ou altura (modelos de simples ou dupla entrada) (VÉLEZ; DEL VALLE, 2007).

O comportamento teórico do crescimento de um povoamento florestal inicia-se pela fase juvenil, quando os incrementos de biomassa são crescentes e o ambiente ainda não exerce grandes limitações de recursos (i.e., água, luz, nutrientes e espaço), dependendo do manejo e das condições do sítio. Em seguida, tem-se a fase de maturação, quando os incrementos de biomassa começam a ser decrescentes devido às limitações de recursos impostas pelo ambiente. Finalmente, com a fase de senilidade, os incrementos se cessam quase que completamente em razão da elevada limitação de recursos, podendo inclusive serem negativos dependendo das taxas de mortalidade (VANCLAY et al., 1994; PRETZSCH, 2009).

Existem diversos trabalhos na literatura que avaliam um conjunto de modelos candidatos para representar a hipsometria e a volumetria de povoamentos florestais (LEI et al., 2009; MOTTA et al., 2017). Entretanto, a maioria desses estudos não levam em conta a fase de crescimento da espécie em estudo. Na fase juvenil é comum observarmos a relação linear entre algumas variáveis dendrométricas (e.g., altura e diâmetro). Por este motivo, nesta fase de crescimento, é provável que a predição de variáveis dendrométricas seja mais apropriada quando os ajustes das equações forem realizados a partir de modelos lineares.

O objetivo deste estudo foi ajustar e selecionar equações hipsométricas e volumétricas para duas espécies de mogno-africano (*Khaya ivorensis* e *Khaya anthotheca*) em fase inicial de crescimento, estabelecidas em sistemas agroflorestais. Nesse contexto, foram testadas as seguintes hipóteses: (i) o modelo linear simples apresenta melhor acurácia para estimar a altura total de árvores jovens de mogno africano em relação aos diferentes tipos de modelos hipsométricos (linearizados, não lineares e aqueles com variáveis transformadas); (ii) os modelos volumétricos de simples e dupla entrada apresentam a mesma acurácia para a estimativa do volume individual de árvores jovens de mogno-africano.

6.2. MATERIAL E MÉTODOS

6.2.1 Caracterização da origem dos dados

Os dados deste estudo foram obtidos a partir de inventários florestais de monitoramento dos SAFs sucessionais com árvores de mogno-africano (*Khaya* spp.), estabelecidos na área experimental descrita no item Material e Métodos Geral.

6.2.2 Medições das árvores e composição do banco de dados

Em cada unidade experimental (parcelas permanentes com área de 1050 m² com 25 árvores de cada espécie) a circunferência à altura do peito (CAP – 1,30 m) foi obtida em todas as árvores com CAP ≥ 15.7 cm, e a altura total (h) foi mensurada em cinco árvores de cada espécie por parcela. O CAP foi mensurado com auxílio de fita métrica (Figura 15A) e os valores foram posteriormente transformados em diâmetro à altura do peito (DAP). A altura total foi mensurada com vara hipsométrica em árvores com até 5 m de altura (Figura 15B). Acima deste valor a altura foi mensurada com um dendrômetro digital Criterion RD 1000 digital (Laser Technology, Colorado, USA), com precisão média de ± 0,1 m (Figuras 15C e 15D). Com este mesmo equipamento também foi possível obter as medidas de diâmetro (com casca) a diferentes alturas ao longo do fuste (0,3 m, 0,7 m, 1,3 m, 2,3 m e assim por diante, considerando seções com 1 m de comprimento até a altura total da árvore). O volume individual das árvores foi calculado pelo método de Smalian (LOETSCH et al., 1973), de acordo com a Equação 1:

$$V = \frac{(A1+A2)}{2}\ x\ L \qquad \text{(Equação 1)}$$

onde: V é o volume da seção (m³)

A é a área da maior (A1 - base) e menor (A2 - topo) seção (m²)

L é o comprimento da seção (m)

A soma do volume das seções representa o volume individual de todo o fuste.

Os mesmos procedimentos de obtenção dos dados dendrométricos também foram realizados nas árvores demarcadas e monitoradas fora da área de abrangência do experimento descrito no item Material e Métodos Geral, para que as equações geradas fossem mais abrangentes. Portanto, para a composição do banco de dados foram utilizadas as medidas de árvores das duas espécies de *Khaya* spp. pertencentes às diferentes classes de diâmetro, plantadas em diversos talhões de cultivo agroflorestal sob diferentes idades, condições de relevo, níveis de fertilidade e sombreamentos (áreas abertas ou plantios sob dossel de cacaueiros). Ao todo, para estabelecer a relação hipsométrica foram analisados os dados de altura e DAP de 82 e 116 árvores, com idades variando entre 37 a 67 meses e 25 a 42 meses para *Khaya ivorensis* e *Khaya anthotheca*, respectivamente. Por outro lado, as equações de volume foram ajustadas com dados de cubagem em pé de 45 e 61 árvores de *K. ivorensis* e *K. anthotheca*, respectivamente, ambas com idades entre 25 a 47 meses. Por fim, vale ressaltar que aproximadamente 90% das árvores amostradas ainda apresentavam estágio de desenvolvimento monopodial.

Figura 15: (A) Mensuração da circunferência à altura do peito, (B) da altura total de árvores inferiores a 5m e (C e D) da altura total (árvores maiores que 5m) e do diâmetro com casca em diferentes alturas ao longo do fuste.

6.2.3 Modelos hipsométricos e volumétricos

Para ajustar as equações hipsométricas e volumétricas, foram utilizados modelos lineares e não-lineares, conforme descrito nas Tabelas 5 e 6. Foram avaliados os desempenhos de doze modelos hipsométricos, comumente usados na literatura florestal, incluindo modelos lineares, linearizados e não-lineares (Tabela 5). Para o volume do fuste, foram avaliados oito modelos, dos quais seis são lineares e dois não-lineares (Tabela 6).

Tabela 5: Modelos lineares e não-lineares utilizados para o ajuste de equações hipsométricas

Nº	Nome	Modelo	Autores
1	Linear simples	$h = \beta_0 + \beta_1 d + \varepsilon_i$	-
2	Assman	$h = \beta_0 + \beta_1 \frac{1}{d} + \varepsilon_i$	Assmann (1936)
3	Henricksen	$h = \beta_0 + \beta_1 \ln d + \varepsilon_i$	Henricksen (1950)
4	Trorey	$h = \beta_0 + \beta_1 d + \beta_2\, d^2 \varepsilon_i$	Trorey (1932)
5	Stoffels	$\ln h = \beta_0 + \beta_1 \ln d + \varepsilon_i$	Stoffels (1953)
6	Curtis	$\ln h = \beta_0 + \beta_1 \ln \frac{1}{d} + \varepsilon_i$	Curtis (1967)
7	Petterson	$\sqrt[3]{\frac{1}{h - 1{,}30}} = \beta_0 + \beta_1 \frac{1}{d} + \varepsilon_i$	Petterson (1955)
8	Prodan	$\frac{d^2}{h} = \beta_0 + \beta_1 d + \beta_2\, d^2 + \varepsilon_i$	Prodan (1951)
9	Naslund	$h - 1{,}30 = \frac{d^2}{\beta_0 + \beta_1\, d^2} + \varepsilon_i$	Näslund (1937)
10	Monomolecular	$h = \beta_0\left(1 - \beta_1 e^{-\beta_2 d}\right) + \varepsilon_i$	-
11	Logístico	$h = \frac{\beta_0}{1 - \beta_1 e^{-\beta_2 d}} + \varepsilon_i$	-
12	Richards	$h = \beta_0\left(1 + e^{\beta_1 - \beta_2 d}\right)^{-1/\beta_3} + \varepsilon_i$	Richards (1959)

h: altura total; *d*: diâmetro à altura do peito (DAP); β_0, β_1 e β_2: coeficientes da regressão; ε_i: variância residual não explicada pelos modelos.

Tabela 6: Modelos lineares e não-lineares utilizados para o ajuste de equações volumétricas

Nº	Nome	Modelo	Autores
1	Husch	$v = \beta_0 d^{\beta_1} + \varepsilon_i$	Husch (1963)
2	Husch (linearizado)	$\ln v = \beta_0 + \beta_1 \ln d + \varepsilon_i$	Husch (1963)
3	Hohenadl	$v = \beta_0 + \beta_1 d + \beta_2 d^2 + \varepsilon_i$	Hohenadl-krenn[1]
4	Spurr	$v = \beta_0 + \beta_1 d^2 h + \varepsilon_i$	Spurr (1952)
5	Spurr (linearizado)	$\ln v = \beta_0 + \beta_1 \ln d^2 h + \varepsilon_i$	Spurr (1952)
6	Schumacher-Hall	$v = \beta_0 d^{\beta_1} h^{\beta_2} + \varepsilon_i$	Schumacher and Hall (1933)
7	Schumacher-Hall (linearizado)	$Ln(v) = \beta_0 + \beta_1 Ln(d) + \beta_2 Ln(h) + \varepsilon_i$	Schumacher and Hall (1933)
8	Meyer	$v = \beta_0 + \beta_1 d + \beta_2 d^2 + \beta_3 dh + \beta_4 d^2 h + \beta_5 h + \varepsilon_i$	Meyer[1]

v: volume com casca; h: altura total; d: diâmetro à altura do peito (DAP); β0, β1; β2, β3 e β2: coeficientes da regressão; εi: variância residual não explicada pelos modelos. citado por Loetsch et al. (1973).

6.2.4 Análises estatísticas

Inicialmente, foram checados os pré-requisitos de normalidade e homogeneidade de variância. Para a regressão linear, foi realizado o teste F ($p < 0,05$) e analisada a significância dos coeficientes pelo teste t. A regressão não linear foi realizada pela minimização da soma dos quadrados residuais por meio de procedimentos numéricos de otimização iterativa. O ajuste dos modelos foi realizado com os procedimentos *lm* () e *nls* () do software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017).

As estimativas da variável dependente nos modelos linearizados foram corrigidas quanto à sua discrepância logarítmica pelo fator de correção proposto por Meyer (1941), conforme a Equação 2:

$$Fc = e^{(0.5 \times RMSE^2)} \quad \text{(Equação 2)}$$

onde: RMSE: Erro quadrático médio

Para avaliar o ajuste do modelo, foi calculado o erro quadrático médio (RMSE) (em valor absoluto e porcentagem). Além disso, análises gráficas dos resíduos padronizados e gráficos de autocorrelação (ACF) foram realizadas para verificar as distribuições dos resíduos do modelo. Além disso, o viés (*bias*) e a quantidade de variância explicada (R) foram usados para comparar o ajuste dos modelos lineares e não-lineares. Por fim, realizou o teste L&O (Leite e Oliveira 2002) para comparar as estimativas geradas pelo melhor modelo classificado e os demais modelos candidatos. O teste L&O é um procedimento que resulta da combinação da estatística F modificada por Graybill (1976), do teste t para o erro médio e da análise do coeficiente de correlação linear. Os gráficos do ACF e os resultados do teste L & O estão fornecidos nos Anexos 2 a 9.

6.3 RESULTADOS

6.3.1 Relações hipsométricas

Os coeficientes das equações hipsométricas e os respectivos parâmetros de qualidade de ajuste encontram-se nas Tabelas 7 e 8, para as espécies *Khaya ivorensis* e *Khaya anthotheca*, respectivamente. Pelo menos um dos coeficientes dos modelos de Trorey, Prodan e Monomolecular não foi significativo ($p \geq 0,05$), de acordo com o teste t, enquanto que para os outros modelos todos os coeficientes foram altamente significativos ($p < 0,001$). Para ambas as espécies, os ajustes foram satisfatórios considerando os critérios estatísticos empregados. A quantidade de variância explicada (R) pelos modelos variou de 0,77 a 0,94 e o erro percentual das estimativas (RMSE%) variou de 9,7% a 19,8% (Tabelas 7 e 8). Com relação à distribuição dos resíduos padronizados, algumas das equações violaram os pré-requisitos da regressão (Figura 16), então foram desconsideradas (por exemplo, os modelos de Assman, Naslund, Henricksen e Curtis para *Khaya ivorensis*). No entanto, os resíduos dos outros modelos foram bem distribuídos (Figuras16; ver também os Anexos 2 e 3).

As melhores equações hipsométricas para *Khaya ivorensis* foram geradas pelos modelos linear simples e Logístico. Ambos apresentaram maiores valores de R e menores valores de bias e RMSE (Tabela 7). Para *Khaya anthotheca*, as equações geradas pelos modelos linear simples e Richards tiveram o melhor ajuste, de acordo com os menores valores de bias e RMSE, e os maiores valores de R (Tabela 8).

O modelo linear simples esteve entre os melhores modelos candidatos para ambas as espécies. Este modelo também é um dos mais difundidos na literatura. Sendo assim, ele foi definido como modelo padrão e suas estimativas foram comparadas estatisticamente com àquelas geradas pelos demais modelos candidatos. Para *Khaya ivorensis*, os resultados mostraram que os modelos de Trorey e Monomolecular, apesar de alguns de seus coeficientes não terem sido significativos, apresentaram estimativas que não diferiram significativamente do modelo linear simples (Anexo 6). Por outro lado, para *Khaya anthotheca*, nenhum dos outros modelos candidatos apresentaram, significativamente, as mesmas estimativas produzidas pelo modelo lineares simples (Anexo 7).

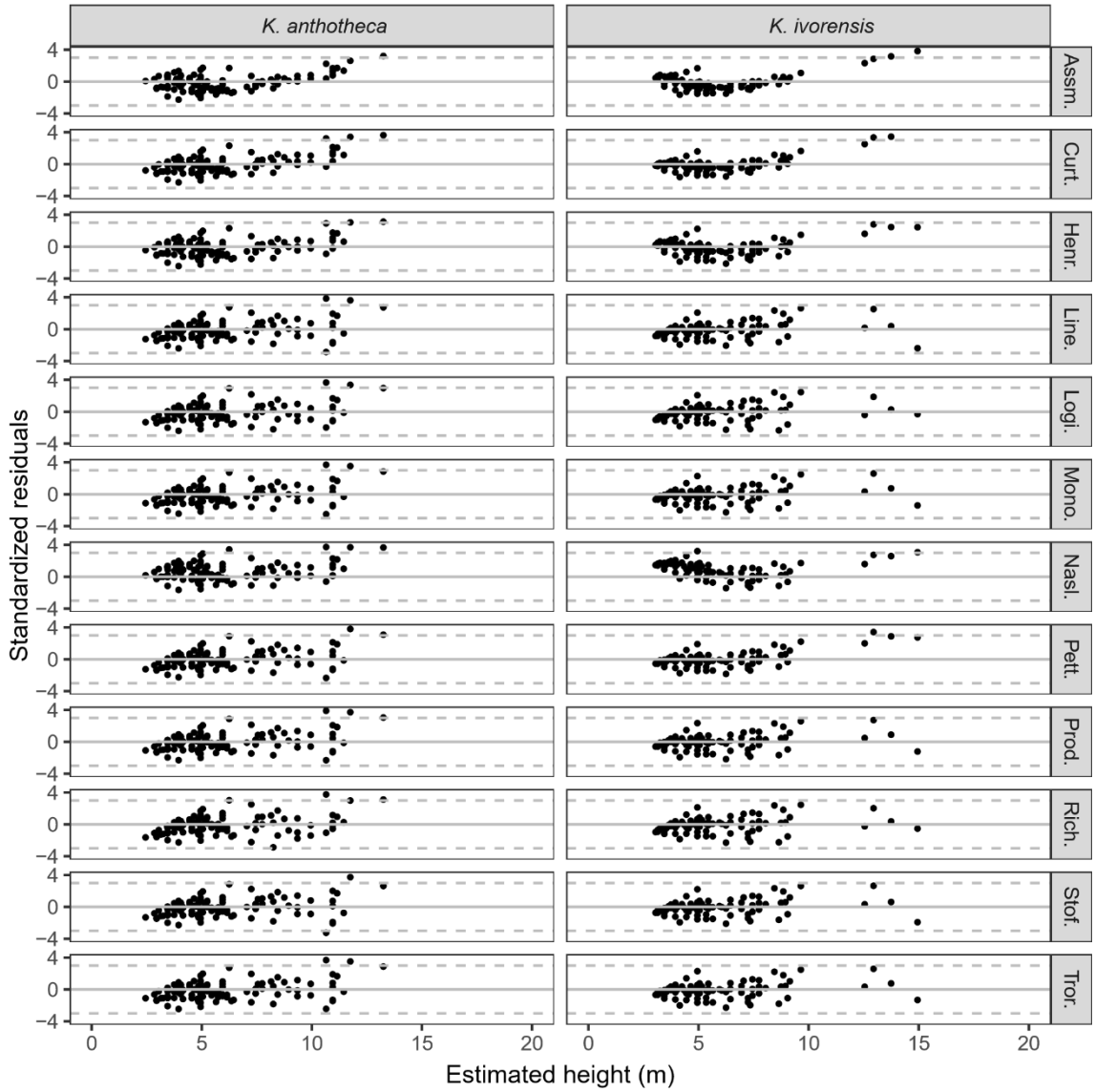


Figura 16: Distribuição dos resíduos padronizados dos modelos hipsométricos para *Khaya anthotheca* e *Khaya ivorensis*.

Tabela 7: Coeficientes e qualidade de ajuste dos modelos hipsométricos para *Khaya ivorensis*.

Modelp	**β_0**		**β_1**		**β_2**		**β_3**		**Bias**	**R**	**RMSE (m)**	**RMSE (%)**
Linear simples	0,5090	***	0,5894	***					$-2{,}33 \times 10^{-16}$	0,94	0,6	10,1
Assman	12,2463	***	-50,5293	***					$9{,}53 \times 10^{-16}$	0,77	1,2	19,8
Henricksen	-7,2232	***	6,1343	***					$2{,}35 \times 10^{-15}$	0,89	0,8	13,5
Trorey	-0,0170	ns	0,6885	***	-0,0039	ns			$6{,}55 \times 10^{-16}$	0,94	0,6	9,9
Stoffels	-0,2797	***	0,9286	***					$2{,}71 \times 10^{-2}$	0,94	0,6	10,0
Curtis	2,7155	***	-8,0356	***					$7{,}78 \times 10^{-2}$	0,85	0,9	15,7
Petterson	0,3602	***	2,1645	***					$9{,}87 \times 10^{-2}$	0,91	0,7	12,0
Prodan	0,1709	ns	1,4353	***	0,0103	.			$5{,}18 \times 10^{-2}$	0,94	0,6	10,0
Naslund	6,8915	***	0,0621	***					$6{,}89 \times 10^{-1}$	0,84	1,0	16,6
Monomolecular	54,9835	.	1,0003	***	0,0126	ns			$2{,}91 \times 10^{-7}$	0,94	0,6	10,0
Logistic	16,6759	***	-8,3353	***	0,1633	***			$-1{,}47 \times 10^{-3}$	0,94	0,6	9,7
Richards	17,6523	***	1,0665	ns	0,1302	.	0,5716	ns	$-3{,}08 \times 10^{-4}$	0,94	0,6	9,8

β_0, β_1, β_2 e β_3: coeficientes da regressão; Bias: medida de viés; R: Quantidade de variância explicada; RMSE (m): Erro padrão; RMSE (%): erro padrão em porcentagem.

Significância dos coeficientes da regressão: ($p < 0.1$); *** ($p < 0.001$); ($p > 0.1$); ns: não significativo

Tabela 8: Coeficientes e qualidade de ajuste dos modelos hipsométricos para *Khaya anthotheca*.

Modelp	β_0		β_1		β_2		β_3		Bias	R	RMSE (m)	RMSE (%)
Linear simples	-1,1085	***	0,8800	***					$-2{,}27 \times 10^{-15}$	0,89	0,8	13,9
Assman	13,9080	***	-58,2820	***					$-1{,}93 \times 10^{-15}$	0,81	1,1	18,1
Henricksen	-9,4427	***	7,5684	***					$-5{,}64 \times 10^{-15}$	0,87	0,9	15,0
Trorey	-1,8490	*	1,0553	***	-0,0093	ns			$-2{,}14 \times 10^{-15}$	0,89	0,8	13,9
Stoffels	-0,7100	***	1,1881	***					$4{,}99 \times 10^{-2}$	0,88	0,8	14,1
Curtis	2,9853	***	-9,3656	***					$7{,}88 \times 10^{-2}$	0,87	0,9	15,0
Petterson	0,2878	***	2,5378	***					$1{,}03 \times 10^{-1}$	0,89	0,8	13,9
Prodan	3,4864	*	0,7961	*	0,0164	ns			$9{,}88 \times 10^{-2}$	0,89	0,8	14,0
Naslund	5,6175	***	0,0578	***					$6{,}23 \times 10^{-1}$	0,82	1,1	17,9
Monomolecular	55,0118	ns	1,0325	***	0,0184	ns			$1{,}00 \times 10^{-5}$	0,89	0,8	13,9
Logístic	13,7832	***	-13,1839	***	0,2865	***			$5{,}00 \times 10^{-3}$	0,89	0,8	13,4
Richards	11,3821	***	12,4733	.	1,0278	*	6,2309	.	$5{,}37 \times 10^{-4}$	0,90	0,8	13,0

β_0, β_1, β_2 e β_3: coeficientes da regressão; Bias: medida de viés; R: Quantidade de variância explicada; RMSE (m): Erro padrão; RMSE (%): erro padrão em porcentagem.

Significância dos coeficientes da regressão: ($p < 0.1$); *** ($p < 0.001$); ($p > 0.1$); ns: não significativo

6.3.2 Relações volumétricas

Os coeficientes das equações volumétricas ajustadas para *Khaya ivorensis* e *Khaya anthotheca* estão reportados nas Tabelas 9 e 10. Os coeficientes foram altamente significativos ($p < 0,001$) de acordo com o teste t para as equações de volume, exceto para o modelo de Hohenadl (coeficientes $\beta 0$ com $p < 0,5$ e $p < 0,1$ para *K. ivorensis* e *K. anthotheca*, respectivamente) e a equação obtida por meio do modelo de Meyer ($p > 0,1$), para ambas as espécies de mogno africano. Em geral, as equações volumétricas apresentaram ajuste satisfatório para ambas as espécies, com valores de R variando entre 0,81 e 0,98 e RMSE (%) em torno de 10% (Tabelas 9 e 10). Além disso, os resíduos dos modelos demonstraram estar bem distribuídos (Figura 17; ver também os Anexos 4 e 5).

Para *Khaya ivorensis* e *Khaya anthotheca*, todas as equações foram bem ajustadas e acuradas. A equação de Spurr foi escolhida devido à sua alta aceitabilidade e uso generalizado entre silvicultores e empresas florestais. Essa escolha também foi baseada nos maiores valores de R e menores valores de RMSE (Tabela 9 e 10) em relação aos demais modelos (Figura 17). Para *Khaya anthotheca*, as estimativas da equação de Spurr foram significativamente diferentes das outras equações (Anexo 9). Por outro lado, para *Khaya ivorensis*, a equação de Husch gerou, significativamente, as mesmas estimativas em relação à equação padrão de Spurr (Anexo 8).

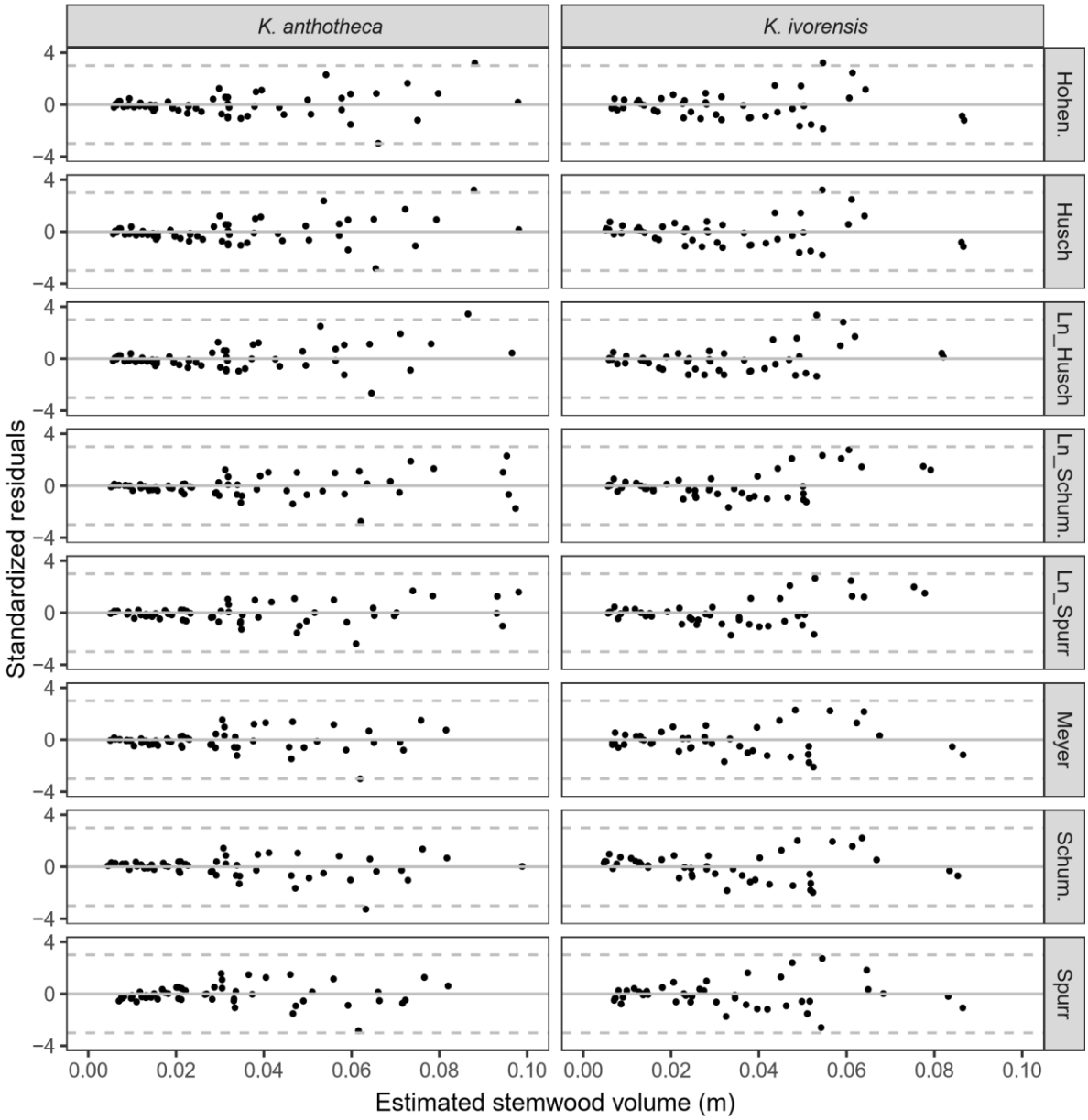


Figura 17: Distribuição dos resíduos padronizados dos modelos volumétricos para *Khaya* anthotheca e *Khaya ivorensis*.

Tabela 9: Coeficientes e qualidade de ajuste dos modelos volumétricos para *Khaya ivorensis*.

Model	β_0		β_1		β_2		β_3		β_4		β_5		Bias	R	RMSE (m^3)	RMSE (%)
Husch	0,0001	***	2,4954	***									$5{,}99 \times 10^{-5}$	0,97	0,0036	11,1
Husch (linearizado)	-8,9599	***	2,3618	***									$1{,}00 \times 10^{-4}$	0,97	0,0036	11,0
Hohenadl	0,0137	*	-0,0044	***	0,0006	***							$-2{,}97 \times 10^{-17}$	0,97	0,0036	11,1
Spurr	0,0041	***	$3{,}82 \times 10^{-5}$	***									$-6{,}51 \times 10^{-18}$	0,98	0,0030	9,2
Spurr (linearizado)	-8,6008	***	0,7881	***									$4{,}03 \times 10^{-4}$	0,97	0,0037	11,4
Schumacher-Hall	0,0001	***	2,0038	***	0,5889	***							$1{,}82 \times 10^{-4}$	0,98	0,0030	9,2
Schumacher-Hall (linearizado)	-8,7177	***	1,8131	***	0,5553	***							$3{,}91 \times 10^{-4}$	0,97	0,0035	10,9
Meyer	0,0057	ns	0,0002	ns	0,0001	ns	0,0001	ns	2,91E-05	ns	-0,0018	ns	$-5{,}78 \times 10^{-18}$	0,98	0,0030	9,1

β_0, β_1, β_2 e β_3: coeficientes da regressão; Bias: medida de viés; R: Quantidade de variância explicada; RMSE (m): Erro padrão; RMSE (%): erro padrão em porcentagem.

Significância dos coeficientes da regressão: * ($p < 0.1$); *** ($p < 0.001$); ns: não significativo ($p > 0.1$).

Tabela 10: Coeficientes e qualidade de ajuste dos modelos volumétricos para *Khaya anthotheca*.

Model	β_0		β_1		β_2		β_3		β_4		β_5		Bias	R	RMSE (m^3)	RMSE (%)
Husch	0,0001	***	2,6044	***									$-9{,}52 \times 10^{-5}$	0,96	0,0054	15,0
Husch (linearizado)	-9,3136	***	2,5981	***									$4{,}09 \times 10^{-4}$	0,96	0,0055	15,1
Hohenadl	0,0132	.	-0,0051	***	0,0007	***							$-1{,}83 \times 10^{-17}$	0,96	0,0055	15,0
Spurr	0,0043	***	$4{,}0 \times 10^{-5}$	***									$4{,}21 \times 10^{-18}$	0,98	0,0041	11,1
Spurr (linearizado)	-8,8326	***	0,8270	***									$4{,}55 \times 10^{-4}$	0,97	0,0046	12,7
Schumacher-Hall	0,0001	***	1,9470	***	0,7167	***							$1{,}96 \times 10^{-4}$	0,98	0,0041	11,2
Schumacher-Hall (linearizado)	-8,9769	***	1,9056	***	0,6149	***							$4{,}06 \times 10^{-4}$	0,97	0,0044	12,2
Meyer	-0,0123	ns	0,0032	ns	-0,0001	ns	-0,0005	ns	0,0001	.	0,0021	ns	$1{,}13 \times 10^{-17}$	0,98	0,0041	11,2

β_0. β_1. β_2. β_3. β_4 e β_5; Bias: medida de viés; R: Quantidade de variância explicada; RMSE (m): Erro padrão; RMSE (%): erro padrão em porcentagem.

Significância dos coeficientes da regressão: * ($p < 0.1$); *** ($p < 0.001$); ns: não significativo ($p > 0.1$).

6.4. DISCUSSÃO

6.4.1 Relações hipsométricas em plantios de *Khaya* spp.

Os resultados da modelagem hipsométrica mostraram que a primeira hipótese pode ser aceita. Os coeficientes que não apresentaram significância estatística estão associados com o diâmetro ao quadrado, nos modelos de Trorey e Prodan, e ao exponcencial, nos modelos sigmoidais. O desenvolvimento das duas espécies de mogno estava em fase inicial, e não contribuiu estatisticamente para melhor relação altura-diâmetro, pois estas variáveis ainda estão linearmente correlacionadas. Portanto, para *Khaya ivorensis*, a equação com o melhor ajuste foi baseada no modelo linear simples. Silva et al. (2016) ajustou equações para estimar a altura total de povoamentos monoespecíficos de *Khaya ivorensis* com três anos de idade e espaçamento de 4 x 3 m no estado de Minas Gerais, Brasil. Os autores relataram que o modelo 1 ($\ln h = \beta0 + \beta1 / d$) apresentou melhor ajuste que o modelo 2 ($\ln h = \beta0 + \beta1 \ln (d)$). Embora o modelo 1 não tenha sido avaliado neste estudo, ele representa uma linearização de um modelo exponencial, e as equações estimadas por Silva et al. (2016) foram mais imprecisas do que o modelo linear simples utilizado neste estudo, sobretudo pela análise dos valores de RMSE encontrados (Tabela 8). Esta imprecisão pode ser atribuída às diferenças nas características edafoclimáticas entre as duas áreas de estudo, pelas condições de plantio (e.g., espaçamento, arranjo de espécies, tratamentos culturais, etc.) e/ou pela procedência do material genético. Ofori et al. (2007), por exemplo, demonstraram que o crescimento de altura e diâmetro é altamente variável entre e dentro das procedências de *Khaya anthotheca* e *Khaya ivorensis*.

A equação hipsométrica que produziu as estimativas mais acuradas para *Khaya anthotheca* também foi baseada no modelo linear simples. Informações sobre as relações hipsométricas de *Khaya anthotheca* são escassas na literatura. Este talvez seja o primeiro estudo que aplica a modelagem hipsométrica em plantios dessa espécie. Algumas experiências têm sido relatadas em florestas naturais na África. Mugasha et al. (2013), por exemplo, ajustaram equações hipsométricas a partir de um conjunto de dados (i.e., altura e diâmetro) de 410 espécies encontradas em 1.191 parcelas estabelecidas em quatro tipologias florestais da Tanzânia. Para os autores lidarem com a baixa densidade de algumas espécies, as equações ajustadas foram genéricas para grupos homogêneos de espécies (i.e., distinguidos pelo método k-means de agrupamento não-hierárquico com base nas relações entre altura e diâmetro de cada espécie), ao invés de uma equação específica para *Khaya anthotheca*. Além disso, esta espécie teve baixa representatividade, com apenas quatro indivíduos no conjunto de dados, derivado de árvores localizadas em ambientes naturais não manejados e em condições edafoclimáticas diferentes, fazendo com que a comparação entre o presente estudo e o de Mugasha et al. (2013) não seja apropriada.

O fato do modelo linear simples ter se ajustado melhor ao conjunto de dados das duas espécies pode ser explicado pela forte relação linear entre as variáveis altura e DAP, característica marcante de povoamentos jovens (VANCLAY, 1994). Os modelos não lineares, principalmente os modelos sigmoidais, como os modelos logísticos e Richards possuem maior significado biológico em fases futuras do crescimento. Por serem modelos sigmoidais eles apresentam uma fase inicial linear, fato que pode justificar sua boa aderência nas equações hispsométricas no presente estudo. Porém, na fase linear de crescimento pode-se optar, portanto, apenas pelo ajuste de modelos linear simples, uma vez que os modelos não-lineares possuem maior nível de dificuldade para o seu ajuste.

Além disso, apesar da heterogeneidade dos plantios associada à origem das mudas de *Khaya* (i.e., mudas seminais), as equações hipsométricas para ambas as espécies neste estudo ajustaram-se bem aos dados. O erro percentual da estimativa foi de cerca de 10% para os melhores modelos selecionados. Esse valor é considerado aceitável pela maioria dos

pesquisadores em estudos publicados envolvendo equações dendrométricas para florestas plantadas (CAMPOS; LEITE 2017).

6.4.2 A ontogenia das árvores de *Khaya* spp. e o ajuste de equações hipsométricas

O estágio juvenil das duas espécies de mogno é marcado pelo desenvolvimento monopodial, durante o qual o crescimento vertical ocorre de forma rítmica, através do elongamento dos entrenós e da subsequente formação de grandes folhas dispostas em filotaxia alterna espiralada. Nesta fase, a ocorrência de ramos laterais formados na porção mediana e basal da planta é rara.

Entre o terceiro e o quarto ano após o plantio, nas condições edafoclimáticas deste estudo, a maioria das plantas de ambas as espécies inicia a formação de copa, marcando o início do desenvolvimento simpodial de seus eixos vegetativos. Nesta fase transicional, o desenvolvimento monopodial é interrompido, pois a gema apical perde a dominância e surgem os primeiros galhos formadores da copa. Esta transição ontogenética é marcada pela alteração da arquitetura da planta como um todo, e pela redução significativa no tamanho das folhas.

Neste contexto, é provável que o desenvolvimento predominantemente monopodial das árvores de *Khaya* spp. amostradas é uma das causas da natureza linear dos modelos matemáticos que melhor descrevem as relações hipsométricas. À medida que o desenvolvimento se torna mais complexo, com o envolvimento de diversos meristemas aéreos, é plausível supor que as relações alométricas também sejam alteradas, de modo que fossem melhor explicadas por modelos dendrométricos mais complexos, como os modelos não-lineares, especialmente durante a fase assintótica do crescimento (POORTER et al. 2006; AIBA; NAKASHIZUKA, 2009). No entanto, mais estudos são necessários para tentar estabelecer as relações hipsométricas de *Khaya* spp. em estágios mais avançados de desenvolvimento. No entanto, futuros estudos são necessários para melhor compreender as relações hipsométricas de *Khaya* spp. em idades mais avançadas.

6.4.3 Relações volumétricas em plantios de *Khaya* spp.

Os resultados da modelagem volumétrica indicam que a segunda hipótese pode ser parcialmente confirmada. Todos os modelos volumétricos de simples e dupla-entrada ajustaram-se bem aos dados. No entanto, o modelo de Meyer não apresentou coeficientes significativos ($p > 0,05$) para ambas as espécies. Esse modelo, embora seja linear, apresenta cinco combinações de diâmetro e altura, para formar as variáveis independentes (Tabela 7). Estes resultados sugerem que o uso de muitas variáveis independentes (e suas combinações) não garante um melhor ajuste das equações, devido à fase de crescimento juvenil das árvores deste estudo. Isto provavelmente se deve ao fato do crescimento radial e vertical ainda estarem linearmente correlacionados.

Para *Khaya ivorensis*, a equação de Spurr produziu as estimativas de volume mais acuradas, com base nos parâmetros de ajuste (Tabela 9). Estudos realizados na Malásia por Heryati et al. (2011) e no Brasil por Silva et al. (2016) demonstraram que as equações de volume para *Khaya ivorensis* geradas a partir do modelo de Spurr também apresentaram as melhores estimativas, comprovadas pelos maiores valores de R^2 ajustado (0,96 e 0,98, respectivamente) e menores RMSE (0,0236 e 0,1010, respectivamente), em relação aos demais modelos testados. Em geral, as equações geradas por esses autores foram bem ajustadas. No entanto, a melhor precisão do modelo volumétrico encontrado no presente estudo pode estar relacionada ao maior esforço de amostragem do que naqueles dois estudos. Além disso, a equação de Husch também

apresentou estimativas acuradas e similares para Spurr, e ambas podem ser recomendadas para a estimativa do volume de *Khaya ivorensis*. Ademais, o modelo de Husch é mais vantajoso, pois utiliza apenas o diâmetro para estimar o volume, uma vez que o DAP é uma variável facilmente mensurável e menos sujeito a erros de medições de campo durante os inventários.

A melhor equação para estimar o volume de *Khaya anthotheca* foi baseada no modelo de dupla entrada de Spurr. Informações sobre a volumetria de *Khaya anthotheca* são escassas na literatura. Além disso, embora o diâmetro tenha uma alta correlação com o volume, a heterogeneidade intrínseca dos povoamentos estudados causaram elevadas variações nas dimensões de altura e diâmetro das árvores, pelo fato das mudas de *Khaya* spp. terem sido produzidas a partir de sementes (BANDARA; ARNOLD 2018). Esta poderia ser a razão pela qual os modelos de dupla entrada (Schumacher-Hall e Spurr, por exemplo), para *Khaya anthotheca*, foram mais acurados do que os de simples entrada.

Embora os povoamentos avaliados de mogno-africano serem jovens, as funções de volume estabelecidas para ambas as espécies podem ser úteis para estudos de crescimento e produção, uma vez que estas requerem monitoramento a longo prazo de árvores em parcelas permanentes. Além disso, o monitoramento das taxas de crescimento das plantas é importante para suportar as decisões sobre intervenções (por exemplo, regimes de desbaste) e outras práticas de manejo dos mognos-africanos, principalmente em SAFs multiestratificados.

6.5. CONCLUSÕES

As hipóteses deste estudo foram parcialmente corroboradas. O modelo linear simples foi o mais preciso para estimar a altura total das duas espécies de mogno-africano, com idades variando de 2 a 5 anos, quando o desenvolvimento das árvores ainda é predominantemente monopodial.

A qualidade do ajuste das equações de volume foi satisfatória para ambas as espécies. A melhor equação volumétrica ajustada para *Khaya anthotheca* foi baseada no modelo de dupla entrada de Spurr, em relação aos demais modelos candidatos.

As equações de Spurr e de Husch (esta última considerando apenas o DAP como variável explanatória) são recomendadas para a estimativa do volume de *Khaya ivorensis*. No entanto, o modelo de Husch é considerado o mais parcimonioso e menos sujeito a erros de mensuração de campo.

6.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIBA M.; NAKASHIZUKA T. Architectural differences associated with adult stature and wood density in 30 temperate tree species. **Functional Ecology**, v. 23, p.:265–273, 2009.

ANDRADE, V. C. L.; LEITE H. G. Hipsometric relationship modeling using data sampled in tree scaling and inventory plots. **Revista Árvore**, v. 35, p. 157–164, 2011.

BANDARA, K. M. A.; ARNOLD, R.J. Seed source variation for growth and stem form in the exotic species *Khaya senegalensis* in Sri Lanka. **New Forests**, v. 49, p.489–510, 2018.

CAMPOS, J. C. C.; LEITE, H. G. Mensuração florestal: perguntas e respostas, 5. Ed. Viçosa: Editora UFV, 2017. 636p.

CASTRO, M. T.; MONTALVÃO, S. C. L.; MONNERAT, R. G. Breeding and biology of *Hypsipyla grandella* Zeller (Lepidoptera: Pyralidae) fed with mahogany seeds (*Swietenia macrophylla* King). **Journal of Asia Pacific Entomology**, v**.** 19, p.217–221, 2016.

CURTIS, R. O. Height-Diameter and Height-Diameter-Age Equations For Second-Growth Douglas-Fir. **Forest Science**, v. 13, p.365–375, 1967.

DANQUAH, J. A.; SARPONG, D. B.; PAPPINEN, A. Causal relationships between African mahoganies exports and deforestation in Ghana: policy implications. **Environment, Development and Sustainability**, v. 15, p.51–66, 2013.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION – FAO. **State of the world's forests 2016. Forests and Agriculture: land-use challenges and opportunities**. Roma: FAO, 2016. 107 p.

FLOYD, R. B.; HAUXWELL, C. (Eds.) *Hypsipyla* Shoot Borers in Meliaceae. Anais de um Workshop Internacional, 2001. Kandy, Sri Lanka: ACIAR, 1996, 189p.

HAWTHORNE, W. D. *Khaya anthotheca*. In: IUCN Red List Threat. Species, 1998. Disponível em: http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1998.RLTS.T32235A9690061.en. Acesso em: 15/12/2017.

HENRICKSEN, H. A. Height/diameter curve with logarithmic diameter: brief report on a more reliable method of height determination from height curves, introduced by the State Forest Research Branch. **Dansk Skovforen Tidsskr**, v. 35, p. 193–202, 1950.

HERYATI Y. et al Growth Performance and Biomass Accumulation of a Khaya ivorensis Plantation in three Soil Series of Ultisols. **American Journal of Agricultural and Biology Sciences**, v. 6, p. 33–44, 2011.

HUSCH B. **Forest mensuration and statistics**. New York: Ronald Press Co, 1963. 474p.

JOSE, S. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. **Agroforestry Systems**, v. 76, n. 1, 1-10, 2009.

LEI X.; PENG C.; WANG H.; ZHOU X. Individual height – diameter models for young black spruce (*Picea mariana*) and jack pine (*Pinus banksiana*) plantations in New Brunswick , Canada. **The Forestry Chronicle**, v. 85, n. 1;, p.43–56, 2009.

LEMMENS, R. H. M. J.; LOUPPE, D. OTENG-AMOAKO, A. A. **Timbers 2: Plant Resource of Tropical Africa**. Wageningen: PROTA Foundation, 2012. 804p.

LOETSCH F.; ZÖHRER F.; HALLER K. E. **Forest inventory volume II**, 1 Ed., München: BLV Verlagsgesellschaft mbH, 1973. 469p.

LUNZ, A. M. et al. *Hypsipyla grandella* em Mogno (*Swietenia macrophylla*): situação atual e perspectivas. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 59, p. 45-55, 2009.

MEYER, H. A. **A correction for a systematic errors occuring in the application of the logarithmic volume equations**. Harrisburg: Forestry School Research, 1941. 15p. (Forestry School Research Paper; 7).

MONTAGNINI F.; CUSACK, D.; PETIT, B.; KANNINEN, M. Environmental Services of Native Tree Plantations and Agroforestry Systems in Central America. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 21, p.51–67, 2004.

MOTTA A. S. et al. Modelagem da altura de *Tectona grandis* L. f. clonal e seminal. **Revista Brasileira de Biometria,** v. 34, p.395–406, 2017.

MUGASHA, W. A.; BOLLANDSÅS, O. M.; EID, T. Relationships between diameter and height of trees in natural tropical forest in Tanzania. **Southern Forests**, v. 75, p. 221–237, 2013.

NASLUND, M. Skogsförsöksanstaltens gallringsförsök i tallskog. **Medd Statens Skogsförsöksanstalt**, v. 29, p.1–169, 1937.

NAVARRO, C.; MONTAGNINI, F.; HERNÁNDEZ, G. Genetic variability of *Cedrela odorata* Linnaeus: results of early performance of provenances and families from Mesoamerica grown in association with coffee. **Forest Ecology and Management**, v. 192, p.217–227, 2004.

NIKLES, D. G.; BEVEGE, D. I.; DICKINSON, G. R.; GRIFFITHS, M. W.; REILLY, D. F.; LEE, D. J. Developing African mahogany (*Khaya senegalensis*) germplasm and its management for a sustainable forest plantation in industry in norther Australia: progress and needs. **Australian Forestry**, v. 71, n.1, p. 33-47, 2008.

NIKLES, D. G.; REILLY, D. F.; DICKINSON, G. R.; LEE, D. J. African mahogany (Khaya senegalensis) plantations Australia: status, needs and progress. In: Australian Forest Growers Conference. **Anais...** Gympie: Queensland Government, 2012. Disponível em: <http://era.daf.qld.gov.au/3568/1/DG_Nikles_et_al_AFG_paper_2012_final.pdf.> Acesso em 29/09/2018

OFORI, D. A.; OPUNI-FRIMPONG, E.; COBBINAH, J. R. Provenance variation in *Khaya species* for growth and resistance to shoot borer *Hypsipyla robusta*. **Forest Ecology and Management**, v. 242, p.438–443, 2007.

PAYN, T. et al. Changes in planted forests and future global implications. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p.57-67, 2015.

PETTERSON H. Die Massenproduktion des Nadelwaldes. **Mitteilung der Forstl Versuchsanstalt Schwedens**, v. 45, p. 1–391, 1955.

PINHEIRO, A. L. et al**. Ecologia, silvicultura e tecnologia de utilizações dos mognos-africanos (*Khaya* ssp.)**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Agrossilvicultura; 2011. 102p.

POORTER, L. BONGERS, F.; KOUAMÉ, F. N'.; HAWTHORNE, W. D. **Biodiversity of West African Forests: an ecological atlas of woody plant species**. Wallingord: CABI Publishing, 2004. 521p.

POORTER, L.; BONGERS, L.; BONGERS, F. Architecture of 54 mois-forest tree species: traits, trade-offs, and functional groups. **Ecology**, v. 87, p.1289–1301, 2006.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield : from measurement to model**. Oxford: Springer, 2009. 664p.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing**, 2018. Disponível em: http://www.R-project.org/ Acesso em: 12/3/2018.

RIBEIRO, A.; FILHO, A. C. F.; SCOLFORO, J. R. S. O Cultivo do Mogno Africano (*Khaya* spp.) e o crescimento da atividade no Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, e00076814, 2017.

RICHARDS, F. J. A Flexible Growth Function for Empirical Use. **Journal of Experimental Botany**, v. 10, p. 290–301, 1959.

ROSHETKO J. M. et al Teak agroforestry systems for livelihood enhancement, industrial timber production, and environmental rehabilitation. **Forests, Trees and Livelihoods**, v. 22, p.241–256, 2013.

SCHUMACHER, F. X.; HALL F. Logarithmic expression of timber-tree volume. **Journal of Agricultural Research**, v. 47, p. 719–734, 1933.

SILVA, L. F.; FERREIRA, G. L.; SANTOS, A. C. A.; LEITE, H. G.; SILVA, M. L. Equações hipsométricas, volumétricas e de crescimento para Khaya ivorensis plantada em Piapora. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 362-368, 2016.

SIMMONS, C. S.; WALKER, R. T.; WOOD, C. H. Tree planting by small producers in the tropics: A comparative study of Brazil and Panama. **Agroforestry Systems**, v. 56, p. 89–105, 2002.

SPURR, S. **Forest Inventory**. New York: The Ronald Press, 1952. 476p.

STOFFELS A. De inhoudsbepaling van grovedennen opstanden met behulp van standardkrommen. **Ned Bosb Tijdschr**, p. 29–42, 1953.

TROREY, L. G. A mathematical method for the construction of diameter height curves based on site. **Forest Chronicle**, v. 8, p.121–132, 1932.

VANCLAY, J. K. **Modelling forest growth and yield : applications to mixed tropical forests**. Wallingford, UK: CAB International, 1994. 313p.

VÉLEZ, D. A. T.; DEL VALLE, J. I. Growth and yield modelling of *Acacia mangium* in Colombia. **New Forests**, v. 34, p. 293–305, 2007.

WEISKITTEL, A. R.; HANN, D. W.; KERSHAW, J. A.; VANCLAY, J. K. **Forest Growth and Yield Modeling.** Oxford, UK: John Wiley & Sons, 2011. 415p.

CAPÍTULO II

ASPECTOS SILVICULTURAIS DE MOGNOS-AFRICANOS EM POVOAMENTOS MISTOS E SISTEMAS AGROFLORESTAIS SUCESSIONAIS

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar o crescimento e a produtividade de duas espécies de mogno-africano (*K. anthotheca* e *K. ivorensis*) estabelecidas em SAFs sucessionais e em plantios mistos das duas espécies. Adicionalmente, objetivou-se avaliar as diferenças de potencial produtivo entre as espécies *K. anthotheca* e *K. ivorensis* na região do baixo Sul baiano. O estudo foi realizado na Fazenda Sucupira, Valença-BA, região de influência da Mata Atlântica. Um experimento em blocos casualizados foi estabelecido em janeiro de 2016 em área de produção de *K. ivorensis* e *K. anthotheca*, plantadas em linhas alternadas e no espaçamento 7 m x 3 m em maio de 2013. Os seguintes tratamentos foram estabelecidos: (T1) plantio misto de mogno-africano sem condução da regeneração natural (uso de herbicida); (T2) plantio misto de mogno-africano com condução seletiva da regeneração natural; (T3) SAF com mogno-africano sem condução da regeneração natural; (T4) SAF com mogno-africano com condução seletiva da regeneração natural (SAF sucessional). O controle da vegetação regenerante foi feito de forma abrangente com uso de herbicida (glifosato) no T1 e mecânica (roçadas e coroamentos) no T3. No T2 e T4, a regeneração de espécies nativas de porte arbustivo e arbóreo foi conduzida através de roçadas e capinas seletivas. Verificou-se maior taxa de crescimento de ambas espécies de mogno-africano no T1, sobretudo em relação ao T2, possivelmente devido ao controle mais efetivo, com herbicida, das espécies invasoras dominantes (*Imperata brasiliensis*, *Urochloa humidicola*, *Cyperus* sp. e *Pteridium arachnoideum*), as quais podem exercer forte competição por recursos do solo, especialmente água e nutrientes. Contudo, a complexidade estrutural, a diversidade e o regime de podas das plantas regenerantes (arbustivas e arbóreas) no tratamento T4 possivelmente causaram benefícios positivos no crescimento em volume das árvores de *Khaya.* Além disso, é possível que as árvores de mogno-africano tenham aproveitado parte da adubação destinada às culturas agrícolas do SAF, em especial àquelas localizadas próximas às linhas de plantio das árvores, embora este efeito seja mais pronunciado para *K. ivorensis.* Os resultados também mostraram que o estoque de madeira nos tratamentos T1 e T4 foram similares para ambas as espécies. Os valores de IMA globais em volume (somando-se a contribuição das duas espécies) na idade de 58 meses foram de 3,3 m^3 ha^{-1} ano^{-1}, 1,3 m^3 ha^{-1} ano^{-1}, 2,2 m^3 ha^{-1} ano^{-1}, 2,8 m^3 ha^{-1} ano^{-1}, para os tratamentos T1, T2 T3 e T4, respectivamente. Sob as mesmas condições de cultivo, *K. anthotheca* apresentou maiores taxas de crescimento em altura e DAP em relação a *K. ivorensis*. No entanto, as árvores de *K. ivorensis* produziram fustes mais retilíneos, desejáveis para o bom aproveitamento em serrarias.

Palavras-chave: Incremento médio anual (IMA); produção de madeira; qualidade de fuste.

ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate the growth and yield of two African mahogany species (*K. anthotheca* and *K. ivorensis*) established in successional agroforestry systems and in mixed plantations of both species. In addition, this study also aimed to evaluate the differences in productive potential between the species *K. anthotheca* and *K. ivorensis* in the region of "baixo Sul baiano". The study was carried out at Fazenda Sucupira, Valença-BA, region of the Brazilian Atlantic Forest domain. A randomized block experiment was set up in January 2016 in the production area of *K. ivorensis* and *K. anthotheca*, planted in alternate rows and spaced 7 m x 3 m in May 2013. The following treatments were established: (T1) mixed plantation of African mahogany without conduction of natural regeneration; (T2) mixed plantation of African mahogany with selective conduction of natural regeneration; (T3) agroforestry sytem with African mahogany without conduction of natural regeneration; (T4) agroforestry system with African mahogany with selective conduction of natural regeneration (successional agroforestry system). The control of the regenerating plants was done by applying herbicide (glyphosate) in T1 and mechanical operations (mowings and weedings) in T3. In T2 and T4, the regeneration of native shrub and tree species was conducted through selective mowing and weeding. There was a higher growth rate of both African mahogany species in T1, especially in relation to T2, possibly due to the more effective herbicide control of the dominant invasive species (*Imperata brasiliensis*, *Urochloa humidicola*, *Cyperus* sp. and *Pteridium arachnoideum*) which can exert strong competition for soil resources, especially water and nutrients. However, the structural complexity, diversity and pruning regime of the regenerating plants (shrubs and trees) in the T4 treatment possibly caused positive benefits in the volume growth of the *Khaya* trees. In addition, it is possible that African mahogany trees captured part of the fertilizer intended for the food crops of the agroforestry systems, especially those located near the planting lines of the trees, although this effect is more pronounced for *K. ivorensis*. The results also showed that the stemwood volume stocks in T1 and T4 treatments were similar for both species. The global mean annual increments of volume (adding the contribution of both species) at 58 months were: 3.3 m^3 ha^{-1} $year^{-1}$, 1.3 m^3 ha^{-1} $year^{-1}$, 2.2 m^3 ha^{-1} $year^{-1}$ and 2.8 m^3 ha^{-1} $year^{-1}$, for the T1, T2 T3 e T4, respectively. Under the same site conditions *K. anthotheca* had higher growth rates in height and DBH, in relation to *K. ivorensis*. However, *K. ivorensis* trees produced straighter stems, desirable for the good use in sawmills.

Keywords: Annual mean increment (IMA); stemwood production; stem quality.

7.1 INTRODUÇÃO

Nos trópicos, os cultivos de mogno-africano (*Khaya* spp.) vêm aumentando significativamente em virtude da adaptação do gênero às condições edafoclimáticas destas regiões (RIBEIRO, 2017). No Brasil, por exemplo, de acordo com levantamento feito por Casaroli et al. (2018), 55% do território é classificado como região apta para cultivo de mognos-africanos, enquanto que cerca de 37% apresentam algum tipo de restrição, mas que pode ser contornada por meio de estratégias adequadas de manejo, tais como: irrigação, preparo e correção da fertilidade do solo.

De acordo com Lemmens; Louppe; Oteng-Amoako (2012), entre as espécies com potencial madeireiro destacam-se: *Khaya grandifoliola*, *Khaya anthotheca*, *Khaya ivorensis* e *Khaya senegalensis*. Todas estas espécies são nativas da região tropical da África, de onde grandes volumes de madeira têm sido exportados desde o final do século XIX a partir de extrativismo das florestas naturais (DANQUAH et al., 2013). No Brasil, a maior parte dos povoamentos de mogno-africano ainda estão em fase inicial de condução e são estabelecidos, principalmente, sob a forma de monocultivos para produção de madeira serrada, com ciclo de produção estimado entre 18 a 20 anos (PINHEIRO, 2011).

A expectativa de retorno a longo prazo faz com que a monocultura de mogno-africano se torne pouco atrativa para pequenos produtores rurais, os quais são geralmente pouco capitalizados. A perspectiva de produção desta espécie em consórcio com outras espécies anuais e/ou perenes em SAFs pode gerar retornos econômicos no curto, médio e longo prazos, ao mesmo tempo em que traz segurança alimentar e maior estabilidade financeira ao produtor (ALTIERI, 2012; MONTAGNINI, 2017). Contudo, para consolidar a silvicultura desta espécie ainda são necessários estudos com as principais espécies do gênero *Khaya* sobre como o desempenho silvicultural nas condições edafoclimáticas brasileiras e sob diferentes formas de cultivo.

A produção integrada de animais, alimentos e madeira de mognos-africanos em sistemas agroflorestais (SAFs) tem sido estudada como estratégia para restaurar áreas degradadas, dentro do âmbito da agricultura de baixo carbono (FALESI; BAENA, 1999; SILVA; SALES; VELOSO, 2016; NIERI et al., 2018). Entretanto, não existem relatos na literatura a respeito do comportamento silvicultural das espécies de mogno-africano em sistemas produtivos mais complexos, que são manejados principalmente em ambientes com estrutura, diversidade e dinâmica sucessional de maneira análoga às florestas secundárias tropicais, os quais são conhecidos como SAFs sucessionais (VIEIRA; HOLL; PENEIREIRO, 2009; YOUNG, 2017).

Mediante o exposto, o estudo teve como base a seguinte hipótese científica: as espécies de mogno-africano estabelecidas em SAFs com condução seletiva da regeneração natural possuem maior crescimento em função do maior aproveitamento e conservação de recursos (água e nutrientes), apesar da maior densidade de plantas em relação aos sistemas menos complexos. Para testar essa hipótese o estudo objetivou avaliar o crescimento e a produtividade inicial (até os 5 anos de idade) de duas espécies de mogno-africano (*K. anthotheca* e *K. ivorensis*) estabelecidas em SAFs sucessionais e em plantios mistos das duas espécies. O estudo também teve como objetivo estudar aspectos silviculturais que demonstrem as diferenças de potencial produtivo entre as espécies *K. anthotheca* e *K. ivorensis* na região do baixo Sul baiano.

7.2. MATERIAL E MÉTODOS

7.2.1 Caracterização do local de estudo

Maiores informações sobre a caracterização do local de estudo, da implantação e condução do experimento encontram-se no item Material e Métodos Geral. Resumidamente, um experimento em blocos casualizados foi implantado em janeiro de 2016 para estudar o comportamento silvicultural de duas espécies de mogno-africano (*Khaya anthotheca* e *Khaya ivorensis*), levando em consideração o tipo de sistema de produção (povoamento misto x SAF), e a condução ou não da regeneração natural de forma seletiva. Os tratamentos experimentais receberam as seguintes denominações:

T1: Povoamento misto de mogno-africano com supressão da regeneração natural (com aplicação de herbicida);

T2: Povoamento misto de mogno-africano com condução seletiva da regeneração natural;

T3: SAF diverso com mogno-africano com supressão da regeneração natural;

T4: SAF diverso com mogno-africano com condução seletiva da regeneração natural.

7.2.3 Crescimento e produção da parte aérea

Para avaliar o crescimento e produção das árvores de *Khaya* spp., foram realizados inventários florestais para mensuração de altura, diâmetro à altura do peito (DAP) e volume com casca aos 29, 37, 48 e 58 meses após o plantio. As mensurações de altura, diâmetro e volume foram realizadas em árvores localizadas no interior de cada parcela útil.

Até os 37 meses, utilizou-se uma vara graduada de 6 m feita de PVC para aferição da altura total de todas as árvores do experimento. Nos inventários posteriores, o uso da vara graduada foi mantida para conferir maior rapidez e acurácia das medidas obtidas em árvores que apresentavam altura total inferior a 6 m. Para as árvores que apresentavam alturas superiores a 6 m, utilizou-se equações hipsométricas previamente ajustadas para cada espécie nas condições edafoclimáticas do local de estudo, conforme resultados apresentados e discutidos no capítulo I. As equações hipsométricas utilizadas neste estudo encontram-se na Tabela 11. Por fim, aos 58 meses foi obtida a altura de formação da copa (altura comercial do fuste) das árvores do experimento, utilizando-se vara graduada de PVC. Esta variável foi mensurada somente nesta idade devido ao fato das árvores de *Khaya* spp. terem iniciado a mudança do estágio de desenvolvimento monopodial para simpodial, em torno dos 50 meses.

Durante os inventários, também foi mensurada a circunferência à altura do peito (1,3 m de altura em relação ao solo), com auxílio de fita métrica, sendo as medidas posteriormente transformadas para diâmetro à altura do peito (DAP). Neste estudo, considerou-se o DAP mínimo de inclusão das árvores correspondente a 5 cm.

As estimativas do volume individual das árvores de *Khaya* spp. foram feitas por meio de equações ajustadas paras as espécies nas condições do estudo, com base em modelos volumétricos comumente utilizadas na literatura, utilizando como variáveis explanatórias: DAP, altura e/ou a combinação entre essas variáveis (conforme apresentadas no capítulo I). Resumidamente, as equações volumétricas utilizadas estão descritas na Tabela 11.

Tabela 11: Equações utilizadas para predição da altura total e volume das espécies de *Khaya* spp. no experimento (SANTOS et al., 2018)

Varável resposta	Espécie	Equação	Syx
Altura	*K. anthotheca*	H=-1,1085+0,8800 (DAP)	0,8
Altura	*K. ivorensis*	H = 0,5090+0,5894 (DAP)	0,6
Volume	*K. anthotheca*	$V = 0,0043 + 4,00x10^{-5}$ (DAP^2H)	0,0041
Volume	*K. ivorensis*	$V = 0,0041 + 3,82x10^{-5}$ (DAP^2H)	0,0030

H: altura total (m); DAP: diâmetro à altura do peito; V: volume com casca (m^3); Syx: Erro padrão residual do modelo na escala da variável resposta.

7.2.4 Análise qualitativa do fuste

A avaliação da qualidade do fuste comercial nas árvores do experimento foi realizada aos 58 meses. Durante o inventário florestal, as árvores foram classificadas de acordo com três categorias arbitrárias, a saber:

1) Fuste reto, cilíndrico e desprovido de ramificações, que produzirá toras com características desejáveis para serraria;
2) Fuste ligeiramente torto, porém cilíndrico e desprovido de ramificações e com bom aproveitamento de toras para serraria, principalmente da primeira seção (três primeiros metros contados a partir da base da árvore);
3) Fuste com forte tortuosidade e ramificações desde a primeira seção e com baixo aproveitamento de toras para serraria;

7.2.5 Análise de dados

As variáveis relacionadas ao crescimento e produção (incrementos em altura, DAP e volume, além da produção acumulada) foram submetidas às análises de variâncias (ANOVAs), utilizando-se modelos de efeitos mistos (MEM) (ZUUR et al., 2009). Em termos de análise, para as variáveis explanatórias considerou-se o efeito de blocos como fator aleatório, enquanto os efeitos de tratamento, espécie e idade foram considerados como fatores fixos na estrutura dos modelos avaliados. Posteriormente, as médias das variáveis, dentro de cada idade, foram comparadas pelo teste Tukey ($p<0,05$). Além disso, as diferenças de crescimento em altura e DAP entre as espécies também foram avaliadas por MEM, adicionando-se os efeitos de idade e espécie como variáveis explanatórias para explicar o crescimento em altura e DAP das espécies, desconsiderando os efeitos dos tratamentos experimentais. Todas as análises foram conduzidas no software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018), utilizando-se os pacotes *lme4* (BATES, 2015) e *lsmeans* (LENTH, 2016).

Considerando as árvores mensuradas em todo o experimento aos 58 meses, verificou-se, qual o percentual do volume total esteve distribuído entre as classes de qualidade de fuste. Além disso, a frequência de árvores pertencentes às diferentes classes de qualidade de fuste foi relacionada com as taxas de crescimento exibidas pelas árvores de ambas as espécies. Por fim, os dados de altura de abertura de copa (aos 58 meses) foram analisados descritivamente. Essas análises também foram realizadas no software R (R CORE TEAM, 2018).

7.3. RESULTADOS

A dinâmica de crescimento das árvores de *K. anthotheca* e *K. ivorensis* foram analisadas por meio da evolução do DAP e dos ICAs em volume nos diferentes tratamentos ao longo do período deste estudo. Os resultados encontram-se na Figura 18 e 19. Até os 37 meses, não foram observadas diferenças significativas no DAP das árvores, independente da espécie. Entre 48 e 58 meses, as árvores de *K. anthotheca* em T4 apresentaram, em média, maiores diâmetros em relação ao T2, com valores intermediários para T1 e T3. No mesmo período, verificou-se que o DAP médio das árvores de *K. ivorensis* no tratamento T2 foi inferior aos demais tratamentos (Figura 18).

Não houve diferenças entre tratamentos em relação às taxas de crescimento de cada espécie até os 48 meses, com exceção para *K. anthotheca* em T2, a qual desde os 37 meses apresentava menor ICA em volume (0,5 $m^3\ ha^{-1}\ ano^{-1}$), em relação aos demais tratamentos (Figura 19). Porém, aos 58 meses, observou-se que os ICAs em volume de *K. anthotheca* nos tratamentos T1 e T4 se tornaram estatisticamente iguais (variando entre 3,5 a 5,1 $m^3\ ha^{-1}\ ano^{-1}$), com destaque para o pulso de crescimento pronunciado em T1, após os 48 meses de idade, que fez com que superasse significativamente os demais tratamentos (T2 e T3) (variando entre 1,6 a 3,0 $m^3\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) (Figura 19). Quase o mesmo padrão foi encontrado para os ICAs em volume de *K. ivorensis*, com exceção de T3 que não diferiu estatisticamente dos tratamentos T1 e T4 (variando entre 2,0 a 3,3 $m^3\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) (Figura 19). O arranque de crescimento de *K. ivorensis* em T1 também fez com que esse tratamento superasse o T2 (3,3 *versus* 1,2 $m^3\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) (Figura 19).

Aos 58 meses, as produções acumuladas de *K. anthotheca* nos tratamentos T1 e T4 (10,6 $m^3\ ha^{-1}$ e 8,9 $m^3\ ha^{-1}$, respectivamente) foram superiores aos tratamentos T2 e T3 (4,2 $m^3\ ha^{-1}$ e 6,2 $m^3\ ha^{-1}$, respectivamente) (Figura 20). Por outro lado, as produções de *K. ivorensis* em T1, T3 e T4 (5,2 $m^3\ ha^{-1}$, 4,2 $m^3\ ha^{-1}$ e 4,4 $m^3\ ha^{-1}$, respectivamente) foram estatisticamente similares e superiores ao T2 (1,8 $m^3\ ha^{-1}$) (Figura 20). Em média, as produções globais (somando-se a produção de ambas as espécies) dos tratamentos T1, T2, T3 e T4 foram, respectivamente: 15,8 $m^3\ ha^{-1}$, 6,0 $m^3\ ha^{-1}$, 10,4 $m^3\ ha^{-1}$ e 13,3 $m^3\ ha^{-1}$. Com base nesses valores, pode-se afirmar que os incrementos médios anuais (IMAs) globais na idade de 58 meses foram: 3,3 $m^3\ ha^{-1}\ ano^{-1}$, 1,3 $m^3\ ha^{-1}\ ano^{-1}$, 2,2 $m^3\ ha^{-1}\ ano^{-1}$, 2,8 $m^3\ ha^{-1}\ ano^{-1}$, para os tratamentos T1, T2 T3 e T4, respectivamente.

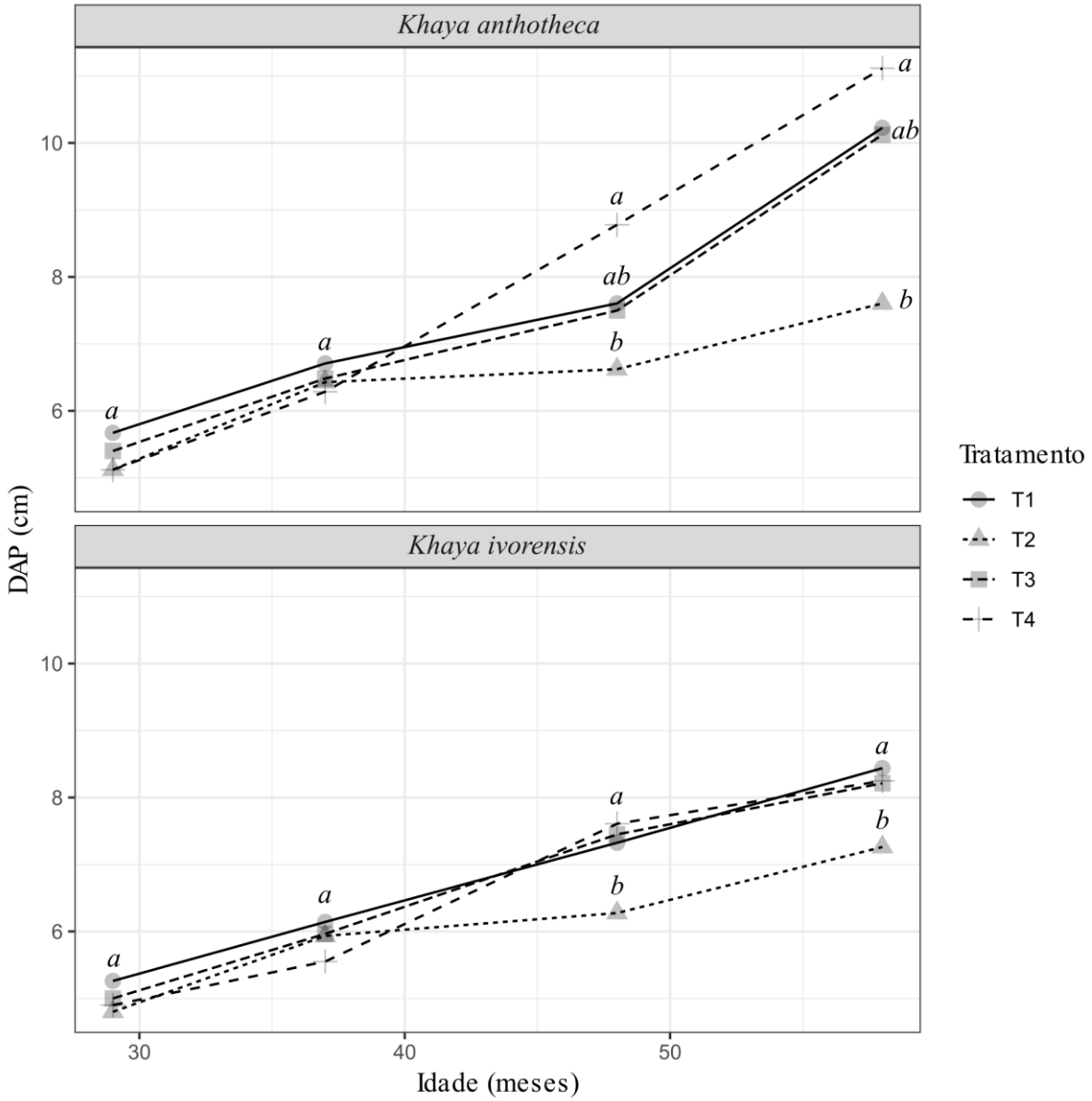


Figura 18: Evolução do DAP das árvores de *K. anthotheca* e *K. ivorensis* entre os tratamentos ao longo do período de estudo. Letras iguais indicam ausência de diferença estatística pelo teste Tukey ($p<0,05$).

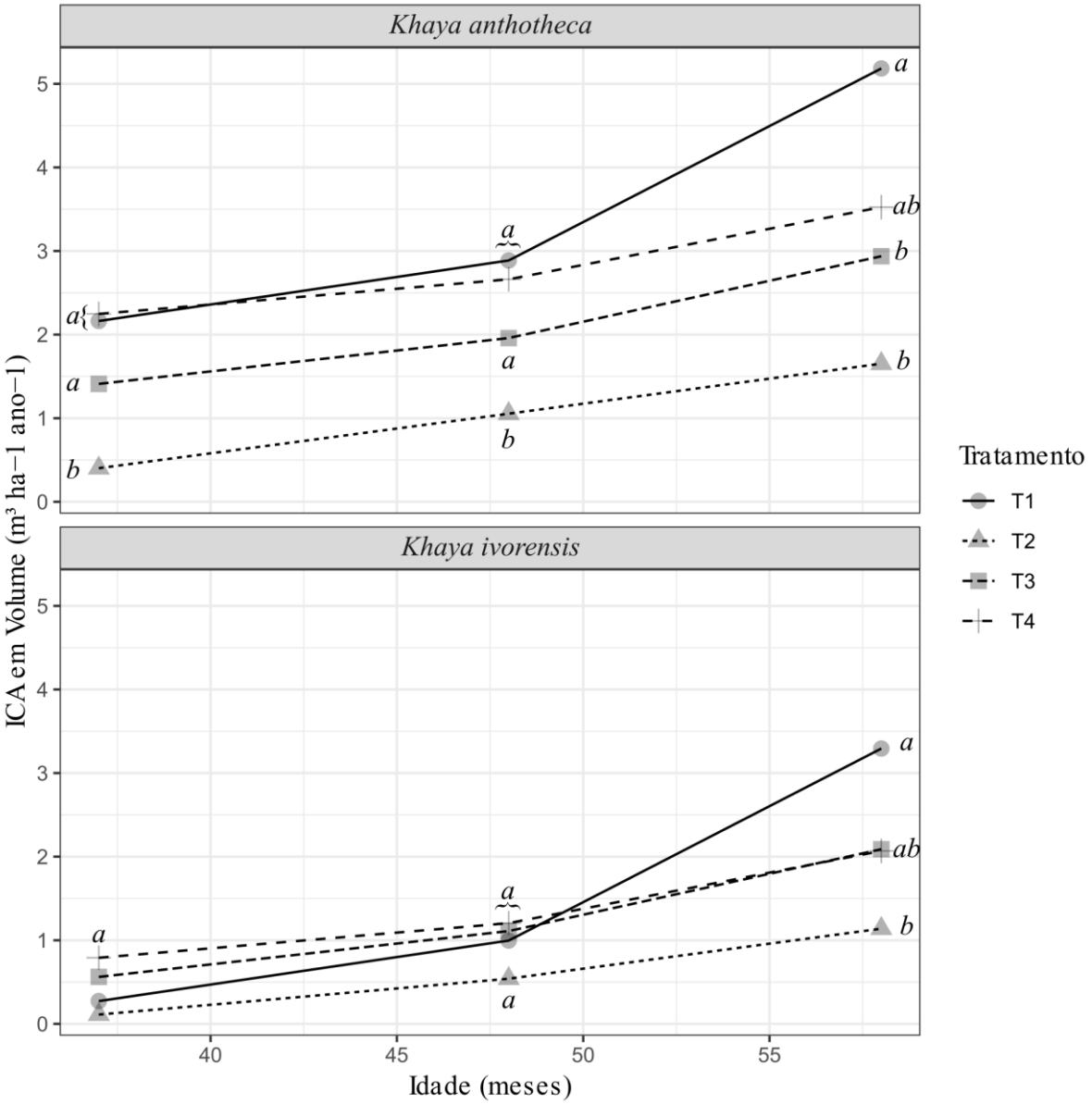


Figura 19: Incremento em volume das árvores de *K. anthotheca* e *K. ivorensis* nos tratamentos experimentais ao longo do período de estudo. Letras iguais indicam ausência de diferença estatística pelo teste Tukey ($p<0,05$).

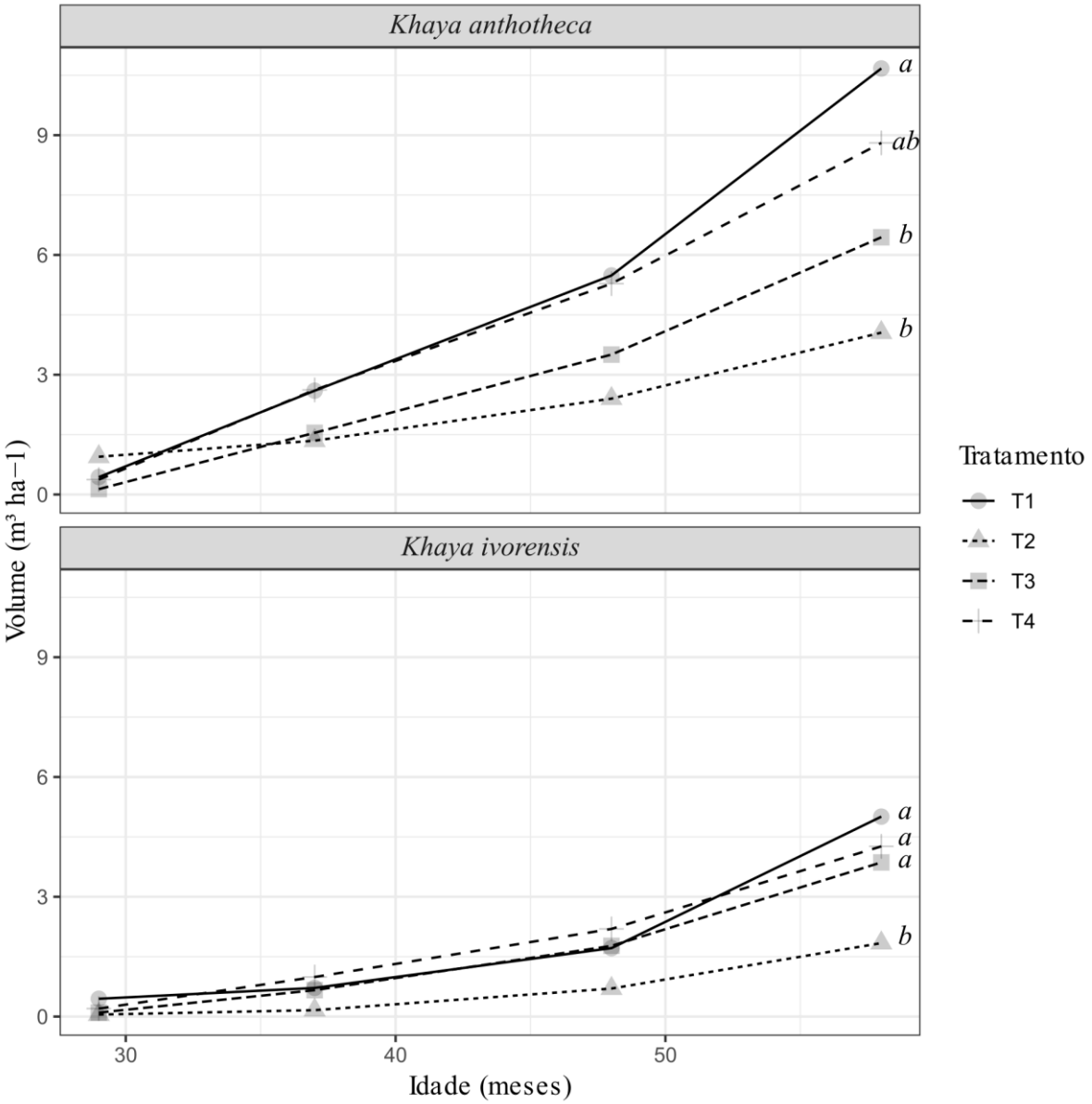


Figura 20: Produção acumulada (m³ madeira / ha) das espécies *K. anthotheca e K. ivorensis* nos tratamentos experimentais ao longo do período de estudo. Letras iguais indicam ausência de diferença estatística pelo teste Tukey ($p<0,05$).

Foram avaliadas as diferenças de crescimento em altura e DAP entre ambas as espécies, isolando-se o efeito dos tratamentos experimentais. *K. anthotheca* apresentou maiores taxas de crescimento em altura, em relação a *K. ivorensis*. Estes resultados são atestados pelos valores dos coeficientes angulares das equações das retas, apresentadas na Figura 21. Em média, as taxas de crescimento mensais em altura foram de 16 cm mês^{-1} para *K. anthotheca* e de 9 cm mês^{-1} para *K. ivorensis*. Ao final de 58 meses, os valores médios de altura das árvores foram de 6,5 m para *K. anthotheca* e de 3,9 m para *K. ivorensis* (Figura 21). Nesta mesma ordem, os valores de IMA em altura total foram de 1,3 m ano^{-1} e 0,8 m ano^{-1}.

O crescumento em DAP foi melhor explicado por meio da função exponencial ($y(t) = y(0)\ e^{kt}$). Ao analisar a constante de proporcionalidade (k) das equações de ambas as espécies, observa-se que o DAP de *K. anthotheca* cresce a uma taxa equivalente a 43,8% maior que *K. ivorensis* (Figura 22). Ao final de 58 meses, os valores médios de DAP das árvores foram de 9,4 cm e 8,0 cm para *K. anthotheca* e *K. ivorensis*, respectivamente (Figura 22). Nesta mesma ordem os valores de IMA em DAP foram de 1,9 cm ano^{-1} e 1,6 cm ano^{-1}.

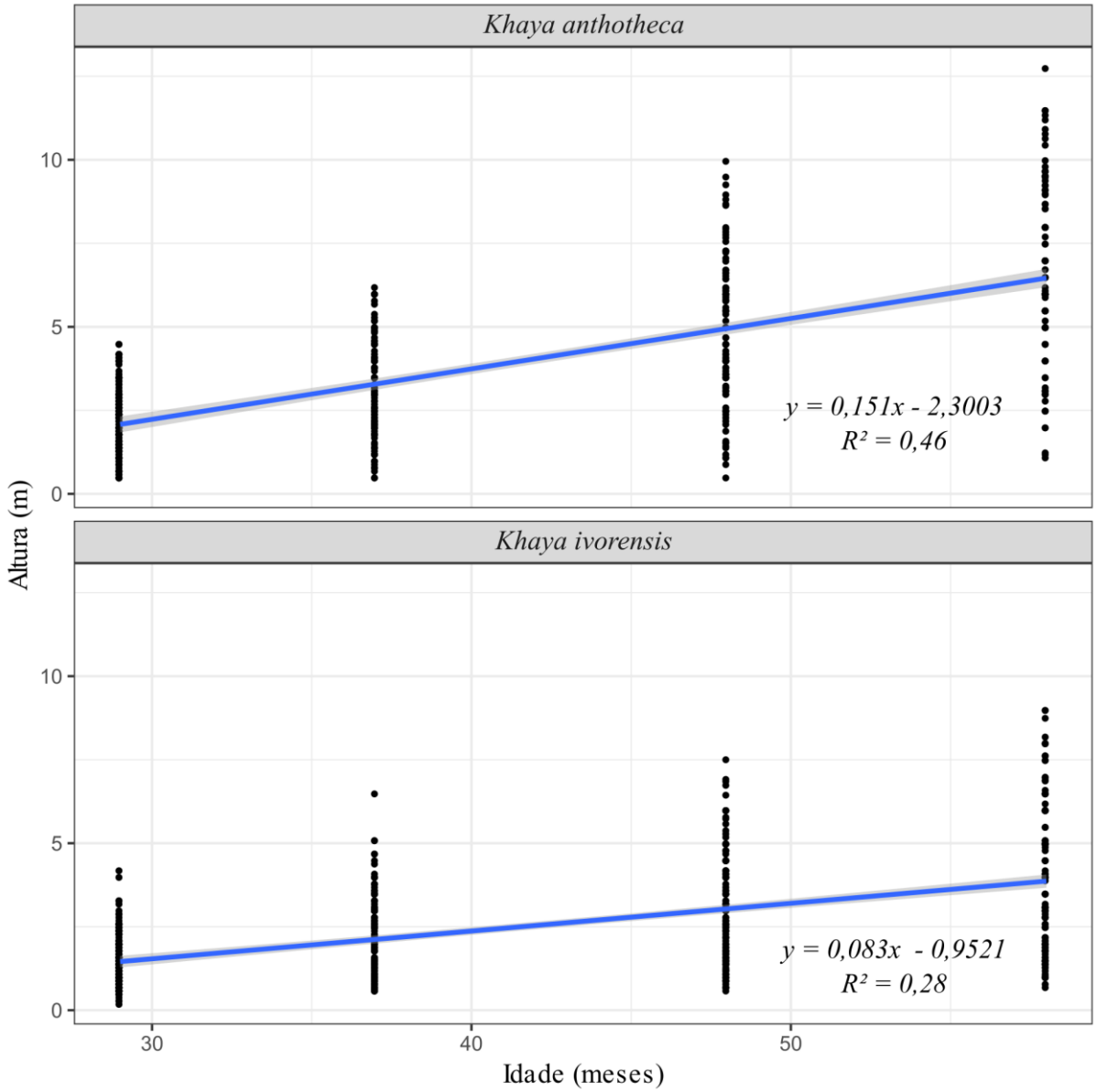


Figura 21: Dinâmica do crescimento em altura das espécies *K. anthotheca* e *K. ivorensis* ao longo do período de estudo. y representa a altura em metros; x representa a idade em meses após o plantio. R^2 representa o coeficiente de determinação ajustado da equação.

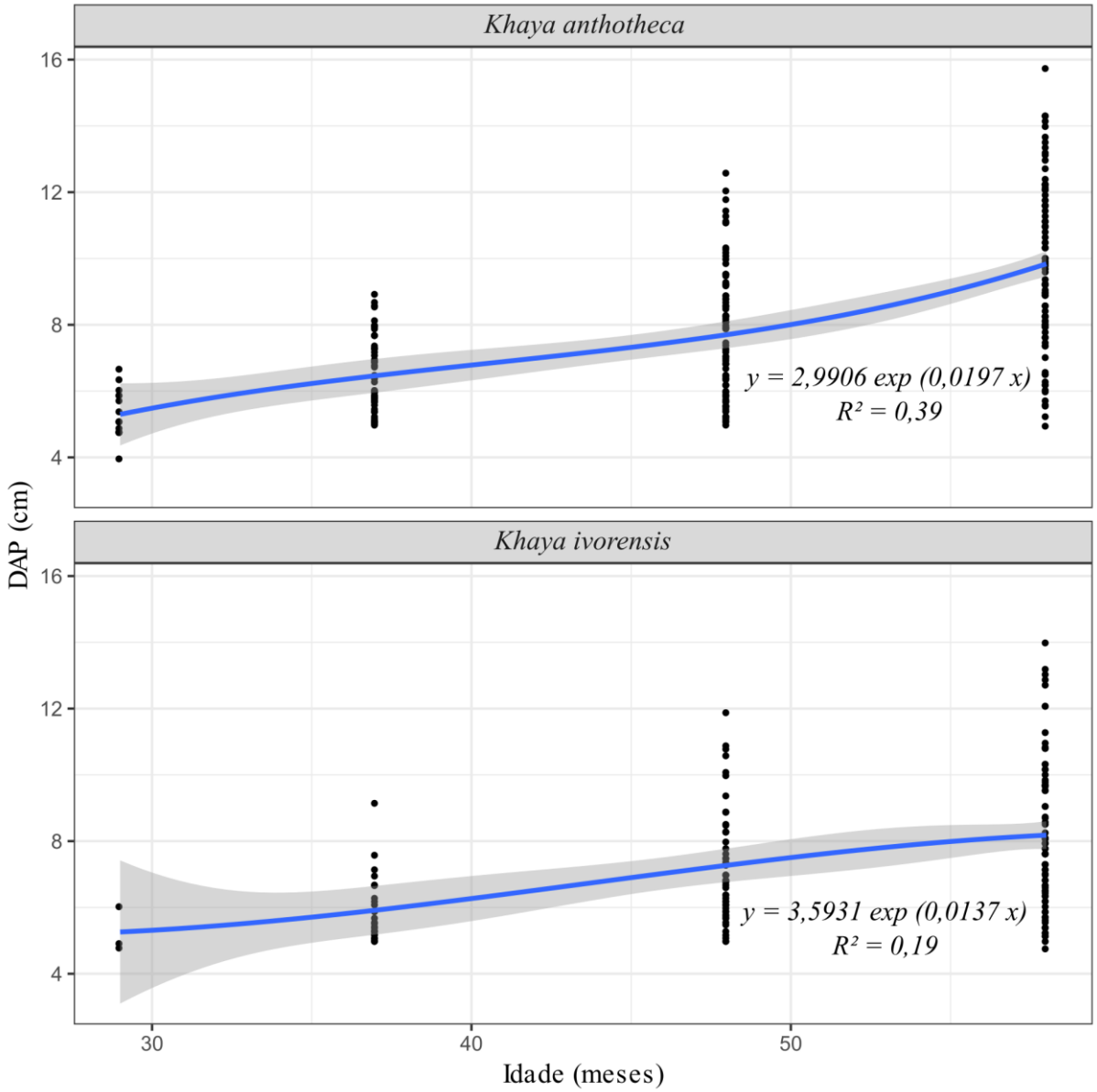


Figura 22: Dinâmica do crescimento em DAP das espécies *K. anthotheca* e *K. ivorensis* ao longo do período de estudo. y representa a altura em metros; x representa a idade em meses após o plantio. R² representa o coeficiente de determinação ajustado da equação.

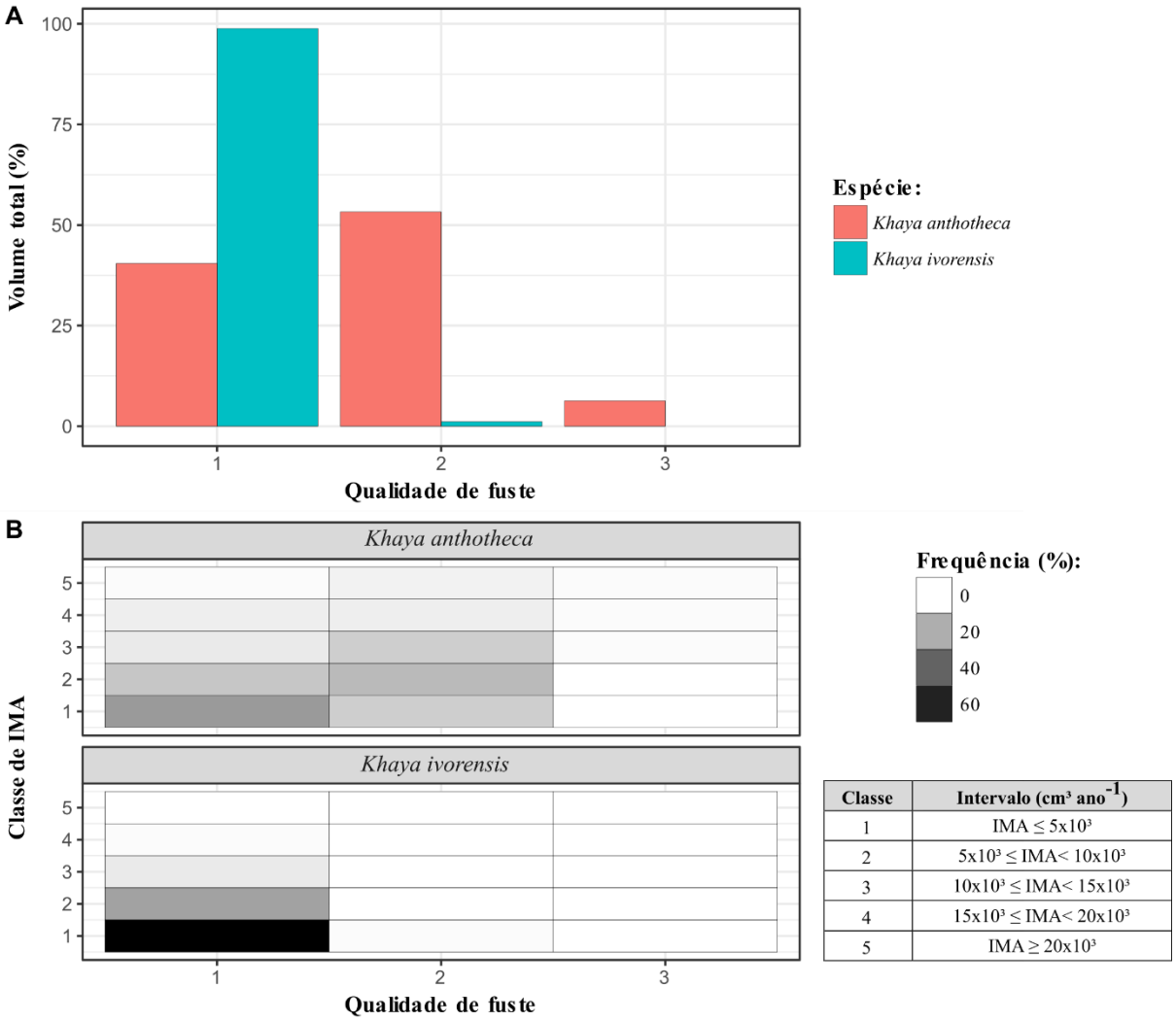
Os resultados de altura comercial do fuste das espécies encontram-se na Tabela 12. Ao todo, foram mensuradas 119 e 148 árvores de *K. anthotheca* e *K. ivorensis*, respectivamente. No entanto, somente uma pequena parte dessas árvores apresentou a mudança no estágio de desenvolvimento monopodial para simpodial (Tabela 12). Aos 58 meses, apesar destes resultados serem bastante variáveis entre as duas espécies (coeficiente de variação superior a 35%), as árvores de *K. anthotheca* apresentaram, em média, maiores fustes comerciais, em relação a *K. ivorensis* (Tabela 12).

Tabela 12: Estatística descritiva dos dados observados de altura comercial do fuste (até a primeira ramificação na base da copa) de *K. anthotheca* e *K. ivorensis*.

Descrição	*Khaya anthotheca*	*Khaya ivorensis*
Mín. (m)	3.5	1.6
Máx. (m)	12	8
Média (m)	6,9	3,7
Desvio padrão (m)	2,7	1,3
CV (%)	39,1	35,1
Nº total de árvores mensuradas	119	148
Nº de árvores com crescimento simpodial	14	36

O percentual do volume total produzido pelas árvores de ambas as espécies foi analisado quanto à qualidade de seus fustes. Observou-se que quase todo o volume de madeira de *K. ivorensis* foi decorrente de árvores com ótima forma de fuste (classe 1) (Figura 23A). Por outro lado, as árvores de *K. anthotheca* mostraram-se mais suscetíveis aos entortamentos. Mais de 50% de seu volume observado foi oriundo de árvores com menor aproveitamento para serraria (classe 2) (Figura 23A). Além disso, um percentual próximo de 10% do volume total foi formado por árvores com fustes tortuosos e sem nenhum aproveitamento para serraria (classe 3) (Figura 23A).

Aos 58 meses, avaliou-se a relação entre o incremento médio anual (IMA) individual das árvores de ambas as espécies e a qualidade do fuste formado. Para *K. ivorensis*, 99% das árvores estiveram associadas à classe 1 de qualidade de fuste (Figura 23B). Deste percentual, quase todas as árvores estiveram concentradas entre as duas menores classes de IMA (Figura 23B). Diferentemente, *K. anthotheca* apresentou uma maior dispersão do percentual de árvores distribuídos entre as classes de IMA e qualidade de fuste. Os resultados indicaram que em torno de 40% das árvores que estiveram associadas à classe 1 de qualidade de fuste pertenciam às menores classes de IMA (Figura 23B). Ao contrário, os 30% de árvores que apresentaram maiores taxas de crescimento (classes de IMAs 3, 4 e 5) exibiram maior suscetibilidade aos entortamentos de fuste (Figura 23B).



Classe	Intervalo (cm^3 ano^{-1})
1	IMA ≤ $5x10^3$
2	$5x10^3$ ≤ IMA< $10x10^3$
3	$10x10^3$ ≤ IMA< $15x10^3$
4	$15x10^3$ ≤ IMA< $20x10^3$
5	IMA ≥ $20x10^3$

Figura 23: (A) Relação entre qualidade de fuste e percentual de volume das árvores de *K. anthotheca* e *K. ivorensis*. (B) Frequência de árvores dentro de cada nível de classe de qualidade de fuste em função da classe de IMA em volume individual (cm^3 ano^{-1}) das árvores de *K. anthotheca* e *K. ivorensis*.

7.4. DISCUSSÃO

7.4.1 Crescimento e produção de *K. anthotheca* e *K. ivorensis* em SAFs sucessionais e em plantios mistos

Aos 58 meses, as produções volumétricas de *K. anthotheca* e *K. ivorensis* foram superiores no tratamento T1 em relação ao T2. Neste último, os tratos silviculturais foram realizados através de coroamentos e roçadas seletivas, de modo a promover o crescimento dos indivíduos arbustivos e arbóreos regenerantes. Apesar das roçadas seletivas, as espécies invasoras *Imperata brasiliensis*, *Urochloa humidicola*, *Cyperus* sp. e *Pteridium arachnoideum* mantiveram-se dominantes no T2. A aplicação do glifosato no T1, entretanto, foi bastante efetiva na redução da dominância dessas espécies. Assim, o aumento acentuado da taxa de crescimento (principalmente em altura) das árvores em T1 pode ter sido em resposta à atenuação da competição por recursos essenciais de crescimento, especialmente água e nutrientes. Esse fato foi detectado a partir dos 48 meses de idade (Figura 19; Anexos 10 e 11) e coincide temporalmente ao período a partir do qual iniciou-se o manejo com aplicação de herbicida.

Este resultado sugere que os mognos-africanos foram sensíveis à competição imposta pelas plantas espontâneas durante a fase inicial de crescimento. Esse possível efeito, eliminado em T1 pelo controle químico, pode também ter sido minimizado nos tratamentos T3 e T4, devido às capinas realizadas nas faixas cultivadas com espécies agronômicas. Isto explica porque as árvores de *K. ivorensis* apresentaram os menores valores de diâmetros no tratamento T2, onde supostamente houve maior competição pelas gramíneas pelo fato deste tratamento não ter recebido aplicação de herbicida e capinas em faixas (Figura 18). Esta afirmação também corrobora os resultados obtidos para *K. anthotheca* onde no T4 foram encontradas árvores com maiores diâmetros em relação ao T2 (Figura 18). Em povoamentos florestais destinados à produção de madeira para serraria, o DAP é uma das variáveis de maior relevância nos monitoramentos do crescimento. Neste contexto, os resultados demonstraram que os tratos silviculturais voltados para atenuação da competição com as gramíneas (ainda que seja em faixas de plantio) são imprescindíveis para garantir o maior crescimento em diâmetro de ambas as espécies, especialmente em povoamentos jovens.

O efeito competidor de gramíneas invasoras sobre de espécies arbóreas plantadas é bem relatado na literatura (LELES; SILVA, 2017; SANTOS et al., 2019). Por exemplo, Cruz (2014) investigou os efeitos das espécies *Commelina benghalensis* e *Brachiaria brizantha* quando cultivadas em convivência com *Khaya ivorensis*, em experimentos com vasos. Quanto maior a densidade de plantas das espécies daninhas, menor foi o acúmulo de nutrientes na biomassa dos mognos-africanos, acompanhado de uma interferência negativa nos parâmetros morfofisiológicos (*i.e.*, massa seca de folhas, área foliar e número de folhas), além do menor crescimento da espécie arbórea, confirmado pela redução no incremento em altura e diâmetro do coleto.

Os resultados do presente estudo também demonstram que houve efeito menos negativo do SAF implantado em T3 e T4 sobre o crescimento dos mognos-africanos, quando comparado ao tratamento T2. Além da atenuação sobre a matocompetição em razão das capinas, conforme citado anteriormente, outro possível fator corroborante é a utilização pelos mognos-africanos do residual das adubações feitas nas espécies agrícolas. Durante o período de estudo foram feitas duas fertilizações de cobertura nas plantas frutíferas das entrelinhas com NPK (18-27-9), totalizando 34 kg ha^{-1} de N, 51,3 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 17,1 kg ha^{-1} de K_2O. Outra fertilização com NPK (10-10-30), totalizando 4,3 kg ha^{-1} de N e P_2O_5 e 19,1 kg ha^{-1} de K_2O, foi direcionada para as plantas de abacaxi, plantadas de forma intercalada com as árvores de mogno-africano. O aproveitamento do residual dessas adubações é possível via raízes finas e superficiais dos

mognos-africanos, que podem se estender por vários metros de distância a partir de plantas com 4 ou mais anos de idade (observação local). Desse modo, as diferenças no crescimento (especialmente em DAP) e produção das árvores nos tratamentos T3 e T4, em relação ao T2, sobretudo de *Khaya ivorensis*, podem ser devido a esse aporte adicional de nutrientes no sistema.

O efeito do manejo regenerativo sobre a produção de ambas as espécies de mognos-africanos no tratamento T4 também merece destaque. A produção volumétrica dessas espécies neste tratamento foi estatisticamente igual ao T1. Considerando que o sistema em T4 (SAF + condução da regeneração) possui alta densidade de plantas, seria razoável supor que as árvores de mogno-africano estariam sujeitas à maior intensidade de competição por luz, água e nutrientes nesta fase inicial de crescimento. No entanto, acredita-se que estes resultados possam ser decorrentes da atuação conjunta de alguns fatores, a saber: (i) as plantas regenerantes possivelmente contribuíram para a intensificação da ciclagem biogeoquímica através da deposição diversificada de serapilheira e decomposição de raízes com diferentes formas lábeis de C e conteúdos nutricionais. Associado a este fato, (ii) é possível que esteja ocorrendo precocemente um compartilhamento destes recursos através da exploração complementar de nichos entre as espécies de mogno-africano e as espécies regenerantes. Além disso, (iii) à medida em que as plantas regenerantes (arbustivas e arbóreas) cresceram nos sítios, diversos nutrientes foram acumulados em seus órgãos (folhas, galhos, tronco, raízes e estruturas reprodutivas), os quais foram frequentemente depositados na superfície do solo por meio de roçadas e podas e, possivelmente, reaproveitados pelas árvores de mogno-africano (ver capítulo III).

É oportuno destacar ainda que nos tratamentos T3 e T4, aos 32 meses, houve o plantio de enriquecimento com leguminosas arbóreas fixadoras de N_2 (*i.e.*, jacarandá-da-bahia (*Dalbergia nigra*) e vinhático (*Plathymenia foliolosa*)). As árvores destas espécies substituíram 20% da densidade inicial dos mognos-africanos nas parcelas destes tratamentos. As mudas de jacarandá-da-bahia e vinhático foram plantadas em covas onde existiam previamente árvores mortas ou suprimidas de mogno-africano. Este fato tornou o sistema ainda mais complexo, havendo a possibilidade de maior enriquecimento de N no solo, por meio da deposição de serapilheira e *turnover* de nódulos e raízes finas das espécies leguminosas (KELTY, 2006), ou ainda, da transferência de N das espécies fixadoras para as não-fixadoras (*K. anthotheca* e *K. ivorensis*) por intermédio de fungos micorrízicos, com possíveis benefícios à produção volumétrica em longo prazo (HE et al., 2003; PAULA et al., 2015).

Aos 58 meses, os maiores IMAs globais em volume (somando-se as taxas das duas espécies) foram encontrados nos tratamentos T1 (3,3 $m^3\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) e T4 (2,8 $m^3\ ha^{-1}\ ano^{-1}$). Vale destacar que a área experimental do presente estudo é de baixa fertilidade devido ao histórico de uso pretérito da terra. Esta condição seguramente influenciou o crescimento e produção das espécies, mesmo com as fertilizações e correções realizadas. Em contraste, nos sítios de alta fertilidade da Fazenda Sucupira, as árvores de mogno-africano têm demonstrado um desempenho superior (dados não publicados), sugerindo que o potencial produtivo dessas espécies pode ser ainda maior. Esse estudo apresenta-se com uma das primeiras experiências relatadas na literatura sobre povoamentos mistos e SAFs sucessionais com *K. anthotheca* e *K. ivorensis* nas condições brasileiras. Sabe-se que os valores de IMA de um povoamento florestal são dependentes de vários fatores, incluindo: as condições do sítio, o material genético, os tratos silviculturais e o espaçamento de plantio (CAMPOS; LEITE, 2017). No entanto, para se ter ideia da magnitude dos valores, Heryati (2011) encontraram IMA em volume de 8,6 $m^3\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ em povoamentos monoespecíficos de *K. ivorensis* implantados no espaçamento 4 m x 3 m (833 árvores ha^{-1}) com cinco anos de idade na Malásia, o que equivale a 2,8 vezes os valores de IMA encontrados pelos melhores tratamentos do presente estudo.

7.4.2 Aspectos silviculturais de *K. anthotheca* e *K. ivorensis*

Ao comparar o desempenho silvicultural das espécies, notou-se que as árvores de *K. anthotheca* apresentaram taxas de crescimento em altura e DAP superiores a *K. ivorensis*. Este fato demonstra a superioridade competitiva de *K. anthotheca* e sua boa adaptação às condições edafoclimáticas da região do Baixo Sul baiano, principalmente em áreas de pastagens abandonadas (sol pleno) e de baixa fertilidade, como na área experimental do presente estudo. De acordo com observações em outros talhões de cultivo na mesma propriedade onde o estudo foi conduzido (dados não publicados), ressalta-se que as diferenças de crescimento entre as espécies são atenuadas quando ambas são plantadas em sítios de alta fertilidade. Além disso, quando estas espécies têm sido utilizadas em plantios de enriquecimento sob dossel de florestas secundárias ou em áreas de produção de cacau, as taxas de crescimento também têm sido similares (dados não publicados).

Os valores de IMA em altura total para *K. anthotheca* e *K. ivorensis* foram de 1,4 m ano^{-1} e 0,8 m ano^{-1}, respectivamente. Já os valores de valores de IMA em DAP para *K. anthotheca* e *K. ivorensis* foram de 2,0 cm ano^{-1} e 1,6 cm ano^{-1}, respectivamente. Os resultados deste trabalho estão consistentes com àqueles encontrados na literatura. Opuni-Frimpong et al. (2008) avaliaram o crescimento e os níveis de ataques de *Hypsiphyla robusta* Moore. em árvores de *K. anthotheca* e *K. ivorensis* com 4 anos de idade plantadas em clareiras de florestas úmidas semideciduais em Gana, sob três níveis de sombreamento (55%, 26% e 11%). A superioridade de crescimento em altura e DAP das árvores de *K. anthotheca* em relação a *K. ivorensis* também foi relatada (1,02 m ano^{-1} *versus* 0,80 m ano^{-1}, para IMAs em altura; e 1,4 cm ano^{-1} *versus* 1,1 cm para IMAs em DAP), principalmente nas áreas com maior abertura do dossel. Os autores atribuíram esses resultados às diferenças genotípicas das espécies e, possivelmente, às condições climáticas do local de estudo favoráveis a *K. anthotheca* em detrimento de *K. ivorensis*. Ambas as espécies cresceram melhor sob maior abertura de dossel. Em Paragominas, PA, na região Norte do Brasil com precipitação média de 1.743 mm ano^{-1}, Silva et al. (2011) avaliaram o comportamento de *K. ivorensis* em monocultivos (espaçamento 5 m x 5 m) e em sistemas silvipastoris (renques de 5 m x 5 m, intercalados com faixas de 20 m onde foram estabelecidos consórcios sucessivos de milho e *Brachiaria ruziziensis*, respectivamente), implantados em Latossolo Amarelo de textura argilosa. No segundo ano, os IMAs em altura e DAP foram equivalentes a 1,5 m ano^{-1} e 2,0 cm ano^{-1}, respectivamente, para *K. ivorensis* em sistema silvipastoril. Nos monocultivos, as árvores de *K. ivorensis* apresentaram IMAs em altura e DAP de 1,3 m ano^{-1} e 1,7 cm ano^{-1}, respectivamente. Estes resultados demonstram o potencial de utilização desta espécie em sistemas produtivos integrados.

Todo SAF necessita de um componente arbóreo que irá definir a altura do dossel, e limitar o volume produtivo que se pretende atingir em um determinado sítio (i.e., número de estratos intermediários possíveis). Entre o terceiro e quarto ano após o plantio, nas condições edafoclimáticas da Fazenda Sucupira, a maioria das plantas de ambas as espécies começou a formar copa em sítios de maior fertilidade, marcando o início do desenvolvimento simpodial. Entretanto, aos 58 meses, no sítio experimental, somente 25% e 10% das árvores monitoradas de *K. ivorensis* e *K. anthotheca* passaram por essa mudança de estágio de desenvolvimento. As árvores de *K. anthotheca* apresentaram, em média, maiores comprimentos de fuste em relação a *K. ivorensis* (6,8 m *versus* 3,7 m, respectivamente). Apesar destes valores representarem a média de pequena parte da população mensurada, acredita-se que estes valores médios serão ainda maiores ao longo do tempo, devido à heterogeneidade do porte das árvores deste estudo. Por exemplo, Castro et al. (2008) mencionam que árvores de *K. ivorensis* alcançaram altura de

fuste de 12 metros e com DAP de 22 cm aos 7 anos de idade, em sistemas silvipastoris no estado do Pará.

Durante a fase de desenvolvimento simpodial, algumas mudanças podem ser observadas no padrão de arquitetura da copa (*e.g.*, formação de ramos plagiotrópicos) e tamanho das folhas (*e.g.*, redução de tamanho da raque e dos folíolos). Além disso, observou-se que este período também coincide com o início da deposição das primeiras folhas senescentes, formando uma camada incipiente de serapilheira dentro de um raio de até 3 m das árvores. Este fato sugere que a influência dos mognos-africanos sobre a ciclagem biogeoquímica em favor das demais árvores e culturas do SAF começa a ser mais relevante a partir deste período, embora este padrão seja bastante dependente do sítio e dos tratos culturais.

K. ivorensis mostrou-se superior em termos de qualidade de fuste. Quase 100% do volume total observado foi composto por fustes retilíneos e classificados com bom potencial de aproveitamento para serrarias. Estes resultados demonstram a qualidade do material genético dessa espécie usado nesse estudo para uso madeireiro. Por outro lado, os entortamentos em *K. anthotheca* foram bastante frequentes em árvores jovens que apresentaram pulsos de crescimentos acelerados devido à aplicação de fertilizantes ou mesmo em resposta às chuvas intensas combinadas com eventos de roçadas. A intensificação do crescimento vegetativo de *K. anthotheca* resulta na formação de folíolos grandes (brotações novas) e desproporcionais, sustentados por um eixo caulinar ainda pouco lignificado para suportar tal carga (Figura 24A). A combinação destes fatores pode levar ao aumento na frequência de entortamentos do fuste durante o estabelecimento inicial (Figura 24B). Nestes casos, a instalação de tutores pode ser uma alternativa para contornar este problema. No entanto ela deve ser feita pouco antes do amadurecimento do tecido na seção do tronco que está sofrendo entortamento. É importante ressaltar que se as brotações novas ocorrerem em períodos de alta incidência de ventos, poderão contribuir para a quebra dos ponteiros (Figura 24C e 24D).

Muito provavelmente, em resposta aos entortamentos, a árvore tende a direcionar o crescimento da copa em direções contrárias para retomar seu equilíbrio e garantir a estabilidade mecânica do fuste. Todavia, esses desvios quando muito pronunciados deixam deformações ao longo do fuste (Figura 24E), os quais podem inviabilizar ou desvalorizar as toras que serão destinadas para serraria.

Figura 24: (A) Árvore jovem de *K. anthtotheca* apresentando entortamento devido às brotações novas. (B) Linha de plantio com plantas jovens de *K. anthotheca* com problemas de entortamentos. (C e D) Ponteiros de árvores jovens de *K. anthotheca* quebrados, após emissão de brotações novas. (E) Sinal de entortamento deixado no fuste, possivelmente causado pela carga dos folíolos novos.

Esses resultados são importantes para os silvicultores ponderarem as atividades de manejo dos povoamentos de mogno-africano, sobretudo de *Khaya anthotheca*. Muitos silvicultores têm a perspectiva de sustentar o cultivo com grandes quantidades de fertilizantes, com intuito de promover elevadas taxas de crescimento vegetativo, assim como é feito em povoamentos de *Eucalyptus* e *Pinus*. Porém, grande parte da silvicultura destas espécies possui como principais objetivos a máxima produção de biomassa aérea em curto período de tempo, para atender fins energéticos ou às indústrias de celulose e papel.

Os efeitos benéficos de fertilizações e irrigações sobre o crescimento de árvores jovens de mogno-africano já foram bem documentados (ALVES JUNIOR et al., 2016;). Estas práticas silviculturais são imprescindíveis para suprir as necessidades hídricas e nutricionais limitantes de cada sítio, de modo a promover o crescimento satisfatório da parte aérea. Contudo, estas não devem ser feitas de maneira excessiva e indiscriminada, para evitar os entortamentos de fustes causados pelo crescimento acelerado, principalmente em povoamentos de *K. anthotheca*. Por fim, além dos impactos sobre a forma do fuste, existem potenciais impactos sobre a qualidade da madeira, embora este assunto ainda seja controverso na literatura (LARSON et al., 2001; SAYED et al., 2010). Mais estudos precisam ser elaborados para assegurar se estas práticas

provocam rachaduras decorrentes das tensões de crescimento ou reduções na densidade da madeira dos mognos-africanos.

7.5. CONCLUSÕES

No tratamento T1 o maior pulso de crescimento de ambas espécies foi associado à diminuição da competição entre as espécies daninhas pelos recursos do solo (água e nutrientes, especialmente) após a aplicação de herbicida (após 40 meses), em relação ao T2.

A complexidade estrutural e a diversidade de plantas regenerantes (arbustivas e arbóreas) no tratamento T4 não afetaram o crescimento em volume das árvores de mogno-africano. Isto fez com que o crescimento e o estoque de madeira fossem similares para ambas as espécies, aos 58 meses de idade, em relação ao T1.

Sob as mesmas condições de cultivo, as espécies apresentaram diferenças relevantes para os silvicultores. *K. anthotheca* exibe maiores taxas de crescimento em altura e DAP, em relação a *K. ivorensis*. No entanto, as árvores de *K. ivorensis* são menos sujeitas a entortamentos e produzem fustes com formas desejáveis para o bom aproveitamento em serrarias.

7.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALTIERI, M. **Agroecologia: bases científicas para uma agricultura sustentável**, 3 ed. Rio de Janeiro: Expressão Popular, 2012. 400p.

ALVES JUNIOR, J. et al. Mogno africano submetido à irrigação por gotejamento e adubação. **Revista Árvore**, v. 41, n. 1, e410112, 2017.

AMINAH, H. et al. Growth performance of some dipterocarps and non-dipterocarps planted from rooted cuttings. In: 8th Round-Table Conference on Dipterocarps; 2005; **Anais…** Vietnam; 2005.

BATES, D.; MAECHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S. Fitting linear mixed-effects models using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1-48, 2015.

CAMPOS, J. C. C.; LEITE, H. G. **Mensuração florestal: perguntas e respostas**, 5. Ed. Viçosa: Editora UFV, 2017. 636p.

CASAROLI, D. Aptidão edafoclimática para o mogno-africano no Brasil. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 357-368, 2018.

CASTRO, A. C. et al. Sistema silvipastoril na Amazônia: ferramenta para elevar o desempenho produtivo de búfalos. **Ciência Rural**, v. 38, n. 8, p. 2395-2402, 2008.

CRUZ, L. R. **Aspectos competitivos em espécies florestais: interferência de plantas daninhas e de brotações indesejadas**.92 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal). Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros, 2014.

DANQUAH, J. A.; SARPONG, D. B.; PAPPINEN, A. Causal relationships between African mahoganies exports and deforestation in Ghana: policy implications. **Environment, Development and Sustainability**, v. 15, p.51–66, 2013.

HE, X.; CRITCHLEY, C.; BLEDOSE, C. Nitrogen transfer within and between plants through common mycorrhizal networks. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 22, p. 531-567, 2003.

HERYATI Y., et al. Growth performance and biomass accumulation of a *Khaya ivorensis* plantation in three soil series of ultisols. **American Journal of Agricultural and Biological Sciences**, v. 6, n. 1, p. 33-44, 2011.

KELTY, M. J. The role of species mixtures in plantation forestry. **Forest Ecology and Management**, v. 233, p. 195-204, 2006.

LARSON, P. R. et al. **Formation and properties of juvenile wood in southern pines: a synopsis**. Madison: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory, 2001. 42p.

LELES, P. S. S.; RESENDE, A. S. **Controle de plantas daninhas em restauração florestal**. Brasília: Embrapa, 2017.107p.

LEMMENS, R. H. M. J.; LOUPPE, D. OTENG-AMOAKO, A. A. **Timbers 2: Plant Resource of Tropical Africa**. Wageningen: PROTA Foundation, 2012. 804p.

LENTH, R. V. Least-squares means: The R package lsmeans. **Journal of Statistical Software**, v. 69, n. 1, p. 1-33, 2016.

MONTAGNINI, F. **Integrating landscapes: agroforestry for biodiversity conservation and food sovereignty**, Advances in agroforestry 12. Springer, 2017.

NIERI, E. M. et al. Comportamento silvicultural de espécies florestais em arranjo para integração pecuária floresta. **FLORESTA**, v. 48, n. 2, p. 195-202, 2018.

OPUNI-FRIMPONG, E.; KARNOSKY, D. F.; STORER, A. J.; COBBINAH, J. R. Silvicultural systems for plantation mahogany in Africa: Influences of canopy shade on tree growth and pest damage. **Forest Ecology and Management**, v. 255, p. 328-333, 2008.

PAULA, R.R.et al. Evidence of short-term belowground transfer of nitrogen from *Acacia mangium* to *Eucalyptus grandis* trees in a tropical planted forest. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 91, p. 99-108, 2015.

PINHEIRO, A. L. et al**. Ecologia, silvicultura e tecnologia de utilizações dos mognos-africanos (*Khaya* ssp.)**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Agrossilvicultura; 2011. 102p.

RIBEIRO, A.; FILHO, A. C. F.; SCOLFORO, J. R. S. O Cultivo do Mogno Africano (*Khaya* spp.) e o crescimento da atividade no Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, e00076814, 2017.

SANTOS, T. A.; RESENDE, A. S.; SILVA, F. F.; MACHADO, A. F. L.; CHAER, G. M. Weed interference factors that affect the growth of an Atlantic Forest tree species. **Bioscience Journal**. (no prelo), 2019.

SAYED, R. M. M. et al. Effect of NPK- Fertilization on Growth, Chemical Composition and Wood Specific Gravity of Some Timber Trees Grown in Aswan Governorate, Egypt. **Assiut Journal of Agricultural Sciences**, v. 41, n. 3, p. 43-60, 2010.

SILVA, A. R. et al. Comportamento da espécie mogno africano (Khaya ivorensis) em sistema integração lavoura-pecuária-floresta no munícipio de Paragominas–PA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS n. 8, 2011, Belém, PA.

SILVA, A. R.; SALES, A.; VELOSO, C. A. C. Influência de renques de mogno africano nos atributos físicos e teor de carbono orgânico de um latossolo amarelo. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 15, n. 3, p. 291-297, 2016.

THE INTERNATIONAL TROPICAL TIMBER ORGANIZATION – ITTO. **Tropical Timber Market report**, 2018. Disponível em: https://www.itto.int/market_information_service/. Acesso em: 29/11/2018.

VIEIRA, D. L. M.; HOLL, K. D.; PENEIREIRO, F. M. Agro-sucessional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Restoration Ecology**. v. 17, n. 4, p. 451-459, 2009.

YOUNG, K. Mimicking nature: a review of sucessional agroforestry systems as an analogue to natural regeneration of secondary forest stands. In: MONTAGNINI, F. (Ed.) **Integrating landscapes agroforestry for biodiversity conservation and food sovereignty**, Advances in Agroforestry 12, Springer, 2017. p. 179-209.

ZUUR, A. F. et al. **Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R**. New York: Springer-Verlag, 2009. 574p.

CAPÍTULO III

RECUPERAÇÃO DAS FUNÇÕES ECOSSISTÊMICAS EM DECORRÊNCIA DO MANEJO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM PLANTIOS MISTOS E SISTEMAS AGROFLORESTAIS COM MOGNOS-AFRICANOS

RESUMO

Os objetivos deste capítulo foram caracterizar e descrever o papel da condução seletiva da regeneração natural sobre a recuperação de funções ecossistêmicas em áreas de produção de mognos-africanos sob povoamentos mistos e SAFs, estabelecidos em área agrícola abandonada. Um experimento em blocos casualizados foi estabelecido com os seguintes tratamentos: (T1) plantio misto de mogno-africano em sistema convencional (incluindo uso de herbicida); (T2) plantio misto de mogno-africano com condução seletiva da regeneração natural; (T3) SAF com mogno-africano sem condução da regeneração natural; (T4) SAF com mogno-africano com condução seletiva da regeneração natural. Foram estudados os parâmetros de estrutura horizontal, diversidade e atributos funcionais de espécies da comunidade regenerante. Além disso, avaliou-se a produção de biomassa e os estoques de nutrientes acima do solo, a fertilidade e atividade microbiana do solo. No tratamento T1, a aplicação de herbicida (glifosato) afetou a composição florística da comunidade regenerante ao reduzir a dominância de monocotiledôneas e *Pteridium arachnoideum*, permitindo a regeneração de outros grupos taxonômicos de espécies herbáceas (nível I). Em resposta, verificou-se uma redução no estoque de biomassa de serapilheira em relação aos demais tratamentos. O regime de roçadas seletivas permitiu que outras espécies arbustivas e arbóreas vencessem o filtro ecológico das gramíneas e colonizassem a área experimental. Os tratamentos com condução seletiva da regeneração natural (T2 e T4) produziram mais biomassa e acumularam maiores quantidades de C e nutrientes, em relação aos tratamentos sob manejo convencional (T1 e T3). *Baccharis dracunculifolia*, *Vismia guianensis*, *Cecropia pachystachya* e *Inga* sp. foram as espécies regenerantes com maior relevância fitossociológica e que mais contribuíram para os estoques de todos os nutrientes na biomassa viva acima do solo. O manejo de podas e roçadas seletivas em T4 aumentou a CTC efetiva do solo, enquanto que em T1 houve queda na atividade da enzima β-glicosidase. A condução seletiva da regeneração natural promoveu a colonização de espécies vegetais arbóreas e arbustivas capazes de prover diversos serviços ecossistêmicos adicionais, incluindo a polinização, atração de fauna, produção de alimentos, controle de pragas e regulação ambiental para o agroecossistema.

Palavras-chave: sucessão florestal; produção de biomassa; estoque de nutrientes; ciclagem de nutrientes; Mata Atlântica.

ABSTRACT

The aims of this chapter were to characterize and describe the role of the selective conduction of natural regeneration on the recovery of ecosystem functions in the production areas of African mahoganies under mixed stands and agroforestry systems established in abandoned agricultural area. A randomized block experiment was set up with the following treatments: (T1) mixed-plantation of African mahogany under conventional system (including herbicide application) (T2) mixed-plantation of African mahogany with selective conduction of natural regeneration; (T3) agroforestry system with African mahogany without selective conduction of natural regeneration; (T4) agroforestry system with African mahogany with selective conduction of natural regeneration. The parameters of horizontal structure, diversity and functional attributes of species of the regenerating community were studied. In addition, the production of aboveground biomass and nutrient stocks, soil fertility and soil microbial activity In T1 treatment, herbicide application (glyphosate) affected the floristic composition of the regenerating community by reducing the dominance of monocotyledonous and *Pteridium arachnoideum*, allowing the regeneration of other taxonomic groups of herbaceous species (level I). In response, there was a reduction in the litter biomass stock in relation to the other treatments. The regime of selective weeding allowed other shrub and tree species to overcome the ecological filter of the grasses and colonize the experimental area. The treatments with selective conduction of the natural regeneration (T2 and T4) produced more biomass and accumulated larger amounts of C and nutrients than the conventional treatments (T1 and T3). *Baccharis dracunculifolia*, *Vismia guianensis*, *Cecropia pachystachya* and *Inga* sp. were the most important phytosociological regenerating species that contributed most to the stocks of all nutrients in living biomass aboveground. The prunnings and selective weedings in T4 increased the soil effective cation exchange, while in the T1 treatment there was a lower activity of the β-glucosidase enzyme. The selective conduction of natural regeneration allowed the colonization of arboreal and shrubby plant species that are able to provide several additional ecosystem services, including pollination, fauna attraction, food production, pest control and environmental regulation for the agroecosystem.

Keywords: forest succession; biomass production; nutrient accumulation; nutrient cycling; Atlantic Forest.

8.1 INTRODUÇÃO

Os SAFs permitem diversificar e aumentar a produção agrícola, ao mesmo tempo em que oferecem outros benefícios econômicos, sociais e ambientais aos produtores rurais. Além das funções produtivas, os SAFs contribuem para restauração de ecossistemas degradados (MICCOLIS et al., 2016; SANTOS; CROUZEILLES; SANSEVERO, 2019). Uma das estratégias para isso é utilizar a sucessão secundária como catalisadora deste processo (VIEIRA; HOLL; PENEIREIRO, 2009; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016; CHAZDON et al., 2017). Os SAFs que conciliam a produção de madeiras e alimentos com a condução e manejo das espécies regenerantes são conhecidos como SAFs sucessionais, pois tentam simular as condições do ambiente florestal, em termos de diversidade, estrutura e dinâmica sucessional (YOUNG, 2017).

Os SAFs sucessionais, quando são estabelecidos em áreas agrícolas abandonadas, dominadas por gramíneas e samambaias invasoras, demandam roçadas e capinas seletivas para privilegiar o crescimento das espécies arbóreas e arbustivas regenerantes. A frequência destas operações está condicionada à resiliência apresentada pelo sítio, influenciada basicamente pela intensidade e duração do histórico de uso anterior e/ou pela proximidade de fragmentos florestais (CHAZDON, 2016). Os sucessivos regimes de podas e deposição de biomassa dessas espécies na superfície do solo também são atividades imprescindíveis nestes sistemas (VIEIRA; HOLL; PENEIREIRO, 2009). A matéria orgânica frequentemente adicionada ao solo pode fornecer um substrato rico em nutrientes para a fauna de invertebrados e microrganismos do solo, incrementando a ciclagem de nutrientes e os níveis de fertilidade do solo para sustentar a produção agroflorestal (PENEIREIRO, 1999; YOUNG, 2017). Por exemplo, Cezar et al. (2015) relatam que os SAFs multiestratificados (denominação análoga aos SAFs sucessionais) com 5 e 10 anos de idade, conduzidos com manejo agroecológico (sem utilização de insumos externos), produziram respostas similares à uma área mantida em regeneração natural por 10 anos, em termos de propriedades biológicas do solo (diversidade de fauna edáfica e atividade microbiana). Os autores discutem que os SAFs multiestratificados são capazes de manter os processos edáficos vitais para as funções do ecossistema, além de produzir alimentos e gerar renda para os agricultores, quando comparados a áreas sob regeneração natural.

As mudanças que ocorrem ao longo do tempo na estrutura e composição florística da comunidade de plantas em regeneração podem gerar maior acumulação de C e nutrientes na biomassa aérea e subterrânea (FROUFE; RACHWAL; SEOANE, 2011). Ademais, é possível que as plantas regenerantes aumentem a disponibilidade de recursos para polinizadores e dispersores, além da criação de micro-habitats favoráveis para a população de inimigos naturais de pragas, bem como para as espécies de interesse agroflorestal que são tolerantes à sombra e/ou sensíveis à ação dos ventos (CHAZDON, 2016; YOUNG, 2017). A prática de SAFs sucessionais e os potenciais benefícios ecológicos resultantes da condução da regeneração natural têm sido amplamente disseminados. No entanto, o efeito do manejo das plantas regenerantes em sistemas produtivos tem sido pouco explorado a partir de experimentos de campo que buscam mensurar e comprovar a existência ou não dos benefícios supracitados, em relação aos sistemas manejados de maneira convencional.

Assim, a hipótese deste trabalho é a de que os sistemas produtivos com manejo seletivo da regeneração natural elevam a provisão de serviços ecossistêmicos (aumento na diversidade e na taxa de acumulação de biomassa aérea, C e nutrientes; incremento nos níveis de fertilidade do solo, intensificação da atividade microbiana do solo; e maior disponibilidade de recursos e hábitats, favorecendo as interações bióticas), em relação aos sistemas menos complexos e conduzidos de forma convencional. Os objetivos deste capítulo foram caracterizar e descrever

o papel da condução seletiva da regeneração natural sobre a recuperação de funções ecossistêmicas em áreas de produção de mognos-africanos sob povoamentos mistos e SAFs, estabelecidos em áreas agrícolas abandonadas.

8.2 MATERIAL E MÉTODOS

8.2.1 Caracterização e delineamento experimental

Maiores informações sobre a caracterização do local de estudo, da implantação e condução do experimento encontram-se no item Material e Métodos Geral. Resumidamente, o experimento foi implantado sob o delineamento em blocos casualizados no mês de janeiro de 2016, em áreas de produção de mognos-africanos (*Khaya anthotheca* e *Khaya ivorensis*) estabelecidos em dois tipos de sistemas produtivos (povoamento misto x SAF), e com condução ou não da regeneração natural de forma seletiva. Os tratamentos experimentais receberam as seguintes denominações:

T1: Povoamento misto de mogno-africano com supressão da regeneração natural (com aplicação de herbicida);

T2: Povoamento misto de mogno-africano com condução seletiva da regeneração natural;

T3: SAF diverso com mogno-africano com supressão da regeneração natural;

T4: SAF diverso com mogno-africano com condução seletiva da regeneração natural.

Os tratos culturais dos tratamentos consistiram em roçadas periódicas e coroamentos das plantas cultivadas de interesse agroflorestal. Nos tratamentos T1 e T3 as roçadas foram indiscriminadas, cortando-se qualquer espécie que estivesse se regenerando nas linhas e entrelinhas de plantio das espécies cultivadas. Em especial, no tratamento T1, houve uma aplicação única de herbicida (glifosato) aos 40 meses após o plantio. Já nos tratamentos T2 e T4, as roçadas foram seletivas, privilegiando as espécies regenerantes. Durante o período de avaliação do experimento, houve duas operações de podas/desbastes das espécies regenerantes de porte arbustivo e arbóreo nos tratamentos T2 e T4, sendo a última delas ocorrida há cerca de 12 meses antes das avaliações de biomassa deste estudo. Essa operação foi realizada com o uso de facão, cortando na base espécies regenerantes maduras (que já apresentem lenho e que estejam em estágio reprodutivo). Essas plantas desbastadas normalmente regeneram a partir de brotações do toco e, quando maduras, voltam novamente a ser desbastadas. Em alguns casos, quando desejável manter a sombra fornecida pela espécie regenerante, esta é apenas podada visando o soerguimento da copa. As copas das árvores podadas/desbastadas foram então desmanchadas no facão e mantidas na superfície do solo para decomposição, dentro da parcela dos respectivos tratamentos (T2 e T4).

8.2.2 Levantamento florístico e fitossociológico da regeneração natural

A estrutura horizontal e a diversidade florística da comunidade regenerante foram avaliadas aos 58 meses após o plantio. Para isso, a comunidade foi compartimentalizada em dois níveis, conforme a seguir:

- Nível I: Neste nível foram incluídas espécies herbáceas, arbustos e árvores jovens, com altura até 50 cm. Três subparcelas foram alocadas dentro da parcela de cada tratamento. A alocação foi feita por meio do lançamento de um gabarito quadrangular de PVC de 1 m² dentro na área útil de cada unidade experimental, correspondente à área ocupada pelas plantas mais centralizadas (525 m²). Foram realizados sucessivos lançamentos aleatórios do gabarito nas entrelinhas dos mognos-africanos, adotando-se como critério

prévio a distribuição espacial das espécies mais abundantes da comunidade regenerante, de maneira que a amostragem fosse representativa do padrão exibido por cada entrelinha. A cobertura foi determinada de acordo com a escala de Braun-Blanquet (1964), conforme a Tabela 13. Para cada táxon foi atribuída uma nota da escala, a qual possui um valor de cobertura média associado, expresso em porcentagem da área ocupada dentro do gabarito.

Figura 25: (A) Lançamento do gabarito de 1 m x 1 m para o levantamento florístico e fitossociológico, (B) seguido da remoção da parte aérea e serapilheira estocada para quantificação da biomassa aérea do nível I da comunidade regenerante.

Tabela 13: Escala de Braun-Blanquet (1964) adotada na avaliação da cobertura da comunidade

Escala	Taxa de cobertura	Cobertura média (%)
5	Maior do que 3/4 da área amostral	87,5
4	Entre 1/2 e 3/4 da área amostral	62,5
3	Entre 1/4 e 1/2 da área amostral	37,5
2	Entre 1/10 e 1/4 da área amostral	15
1	Indivíduos numerosos ou esparsos e com menos de 5% da área amostral	2,5
+	Poucos indivíduos e com baixa cobertura	0,1
r	Planta rara e com baixa cobertura	0,01

- Nível II: Para a caracterização deste nível realizou-se um censo de cada tratamento no interior das parcelas úteis (525 m²) nos diferentes blocos experimentais. Neste caso, considerou-se as comunidades arbóreas e arbustivas com alturas superiores a 50 cm. Utilizou-se como medida de cobertura a projeção da área de copa sobre a superfície do solo de cada indivíduo. Para isso, duas medidas transversais da projeção da copa foram tomadas e a cobertura foi, posteriormente, calculada como a área de uma elipse. Os resultados foram expressos em m^2.

Para a identificação taxonômica das espécies regenerantes, procedeu-se a caracterização do nome vulgar, nome científico e família botânica de todos os indivíduos levantados, de acordo com características morfológicas detectáveis em campo. O material botânico (ramos, flores e frutos, quando presentes) e o registro fotográfico foi realizado para espécies não identificadas no momento da expedição, para posterior consulta e herborização. Além disso, foram consultados especialistas botânicos do Herbário da Reserva Natural Vale e/ou buscas por exsicatas digitalizadas disponíveis no portal do Herbário Virtual Reflora do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (www.herbariovirtualreflora.jbrj.gov.br). Além da identificação taxonômica, as informações de endemismo e origem das espécies também foram obtidas neste mesmo portal. Quando a identificação não foi possível, os indivíduos foram separados em morfoespécies, atribuindo-se a nomenclatura "indeterminada", seguida de uma numeração sequencial.

8.2.2.1 Estrutura horizontal das comunidades

A estrutura horizontal foi avaliada com base nos parâmetros de densidade, dominância, cobertura e frequência. A densidade representa o número total de indivíduos de determinada espécie por unidade de área e pode ser classificada em densidade absoluta (DeA_i – Equação 1) e densidade relativa (DeR_i – Equação 2) (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). A DeA_i se refere à participação da espécie *i* na área e foi expressa em número de indivíduos de *i* por hectare. A DeR_i diz respeito à relação desta mesma espécie *i* em relação às demais que foram levantadas e foi expressa em porcentagem. A densidade não foi avaliada no nível I da comunidade, devido à dificuldade de se individualizar alguns grupos de plantas como touceiras de gramíneas e plantas rizomatosas ou estoloníferas.

$$\text{Densidade absoluta } (DeA_i) = N_i \,/\, \text{Área (ha)} \qquad \textbf{(Equação 1)}$$

onde: N_i – número de indivíduos da espécie *i*.

$$\text{Densidade relativa } (DeR_i) = (DeA_i / \sum DeA_i) \times 100 \quad \textbf{(Equação 2)}$$

onde: DA_i – densidade absoluta da espécie *i*.

A frequência é um indicador da ocorrência de um determinado táxon nas unidades amostrais do levantamento e foi classificada em frequência absoluta (FrA_i – Equação 3) e frequência relativa (FrR_i – Equação 4). A FrA_i se refere probabilidade de uma unidade amostral, sorteada aleatoriamente, conter uma determinada espécie. Esta foi expressa em número de unidades amostrais por hectare, contendo determinada espécie. Já a FrR_i diz respeito à relação da frequência desta mesma espécie frente às demais que foram levantadas e foi expressa em porcentagem (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). A frequência foi determinada para ambos os níveis da comunidade.

$$\text{Frequência absoluta } (FrA_i) = O_i / UA \text{ (ha)} \quad \textbf{(Equação 3)}$$

onde: O_i – número de unidades amostrais com ocorrência da espécie *i*. UA – número de unidades amostrais utilizadas no levantamento.

$$\text{Frequência relativa } (FrR_i) = (FrA_i / \sum FA_i) \times 100 \quad \textbf{(Equação 4)}$$

onde: FrA_i – frequência absoluta da espécie *i*;

A dominância corresponde a área ou espaço ocupado (cobertura) por cada espécie, por unidade de área. Neste estudo, utilizou-se a cobertura média das plantas, de acordo com a escala de Braun-Blanquet (1964) (Tabela 13) para o nível I da comunidade. Por outro lado, a projeção de copa foi utilizada para representar a dominância das espécies do nível II (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). A dominância absoluta (DoA_i) se refere à dominância da espécie na área (Equação 5) e foi expressa em área de cobertura da espécie *i* por hectare. A dominância relativa (DoR_i) diz respeito à dominância desta mesma espécie *i* frente às demais (Equação 6) e foi expressa em porcentagem.

$$\text{Dominância absoluta } (DoA_i) = \sum AC_i / \text{Área (ha)} \quad \textbf{(Equação 5)}$$

onde: AC_i – área de cobertura de copa da espécie *i;*

$$\text{Dominância relativa } (DoR_i) = (DoA_i / \sum DoA_i) \quad \textbf{(Equação 6)}$$

onde: DoA_i – dominância absoluta da espécie *i*.

Por fim, foi utilizado o Índice de Valor de Importância (IVI). Este índice considera a participação da DeR_i, DoR_i, FrR_i para definir o grau de importância de uma determinada espécie na comunidade (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). No entanto, para o nível I da comunidade utilizou-se apenas o valor de DoR_i e FrR_i, conforme a seguir:

$$\text{Nível I: } IVI_i = DoR_i + FrR_i \quad \textbf{(Equação 7)}$$

$$\text{Nível II: } IVI_i = DeR_i + DoR_i + FrR_i \quad \textbf{(Equação 8)}$$

onde: IVI_i – índice de valor de importância da espécie *i*; DeR_i – densidade relativa da espécie *i*; DoR_i – dominância relativa da espécie *i*; FrR_i – Frequência relativa da espécie *i*;

8.2.2.2 Avaliação da diversidade das comunidades regenerantes

As análises de diversidade e equabilidade do nível I da comunidade foram prejudicadas devido a metodologia utilizada, a qual não contabilizou o número de indivíduos, conforme explicado anteriormente. Assim, a análise de riqueza de espécies foi a forma usada de medir a diversidade neste nível. Por outro lado, no nível II da comunidade calculou-se os seguintes índices: riqueza (R), quociente de mistura de Jentsch (QM), índice de Shannon (H'), índice de Simpson (S'), índice de equabilidade de Pielou (J').

8.2.3 Quantificação da biomassa e conteúdo de nutrientes na biomassa da vegetação espontânea

A biomassa dos indivíduos regenerantes também foi estimada em dois níveis. No nível I, exatamente no local onde o gabarito de PVC de 1 m² foi lançado para o levantamento florístico e fitossociológico, as partes aéreas dos indivíduos localizados no interior do gabarito foram coletadas com auxílio de uma tesoura de poda, realizando-se o corte na altura do solo. As amostras foram acondicionadas em sacos de papel e pesadas em balança analítica (±0,01g), antes de serem levadas à estufa a 65°C, até atingirem peso constante. Posteriormente, as amostras foram novamente pesadas para determinação do teor de umidade e correção do peso inicial.

Os estratos arbustivos e arbóreo do nível II foram amostrados através da seleção de três indivíduos das espécies com maior relevância fitossociológica, de acordo com resultados do levantamento florístico e fitossociológico. Para cada estrato (arbóreo e arbustivo) foram selecionadas cinco espécies com maior IVI. Após a identificação das plantas-amostra em campo, realizou-se o corte das mesmas. Em seguida, as frações da biomassa aérea (folhas, galhos e tronco) foram separados e pesados no campo para obtenção da matéria fresca, com auxílio de balança digital suspensa (com precisão de 0,1 kg) (Figura 26). Subamostras dos componentes foram retiradas e acondicionadas em sacos de papel para determinação do teor de umidade (em estufa a 65C) e correção da massa fresca total.

Figura 26: (A) Separação das frações da biomassa aérea (folhas, galhos e tronco) das plantas do nível II da comunidade regenerante. (B) Pesagem das frações em campo, com auxílio de balança digital suspensa.

Após a secagem do material, todas as amostras de biomassa dos níveis I e II foram moídas em moinho de facas do tipo Willey e, em seguida, encaminhas para o laboratório para determinação do teor de macronutrientes (EMBRAPA, 2009).

8.2.4 Estoque e conteúdo de nutrientes na serapilheira

O estoque de serapilheira foi quantificado dentro do mesmo gabarito utilizado nas etapas descritas anteriormente. Após o levantamento florístico e quantificação da biomassa da parte aérea, realizou-se a coleta de toda a serapilheira acumulada sobre o solo dentro dos limites do gabarito, com auxílio de um rastelo. Todo o material orgânico foi coletado e acondicionado em sacos de papel. Posteriormente, as amostras foram levadas para estufa a 65°C por 48h e depois pesadas em balança analítica (±0,01g) para obtenção da massa seca. A contaminação da fração mineral (proveniente do solo) nas amostras de serapilheira foi corrigida pela passagem das amostras em um conjunto de peneiras, seguida de separação manual dos resíduos orgânicos menores das frações minerais. A massa da fração mineral foi descontada massa total das amostras úmidas e secas.

Em seguida, as amostras foram moídas em moinho de facas tipo Willey e encaminhas para o laboratório para caracterização química. Os teores de macronutrientes foram analisados de acordo com metodologias propostas por Embrapa (2009). O conteúdo de nutrientes estocado

na serapilheira foi estimado através do produto entre o teor de cada nutriente (dag kg^{-1}) pela biomassa seca (kg ha^{-1}). Os valores dos estoques de nutrientes foram expressos em kg ha^{-1}.

8.2.5 Amostragem de solo

As amostragens de solo foram realizadas aos 29 e 58 meses após o plantio. Foram utilizadas amostras frescas de solo, coletadas em seis pontos aleatórios dentro das parcelas na profundidade 0-10 cm, com auxílio de trado holandês, respeitando-se sempre o seguinte posicionamento: três amostras coletadas nas linhas de plantio, e outras três nas entrelinhas. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e mantidas preservadas em caixas térmicas com gelo, até a chegada ao laboratório. As amostras foram passadas em peneira de 2 mm e pequenos fragmentos orgânicos foram retiradas por catação, utilizando pinça metálica. Por fim, subamostras foram armazenadas em geladeira (± 5º C) até o momento das análises microbianas (realizadas em 15 dias) ou secas ao ar na sombra e encaminhadas para análises químicas.

8.2.6 Análises de solo

8.2.6.1 Análises químicas do solo

As amostras preparadas (Terra Fina Seca ao Ar) foram enviadas para o laboratório para determinação rotineira de pH (em H_2O), P, K, Ca, Mg, H+Al, Al e Na. A partir das concentrações, foram calculadas a soma de bases (S = Ca+2 + Mg+2 + Na+ + K+), a CTC efetiva (T = Valor S + H+ + Al+3) e a saturação por bases (Valor S:Valor T), de acordo com as metodologias propostas por Embrapa (2017). Também foi feita a análise do teor de carbono orgânico total (COT), de acordo com Yeomans e Bremner (1988).

8.2.6.2 Análises microbianas do solo

Para obtenção de extratos para avaliação do C e N da biomassa microbiana foi utilizado o método de fumigação-extração preconizado por Brookes et al. (1985) e Vance et al. (1987). Em resumo, para as amostras não-fumigadas (NF) 20 g de solo (em duplicatas) foram submetidos à extração com 50 mL de K_2SO_4 0,5 M por 30 minutos em agitador orbital a 150 rpm. Os extratos foram filtrados em papel filtro e congelados até o momento da análise. A fumigação das amostras (F) foi realizada por meio da adição direta de clorofórmio livre de etanol (1 mL) no interior de frascos de vidro contendo 20 g de solo (em duplicatas). Os frascos foram acondicionados em dessecador de vidro, onde havia no compartimento inferior um béquer com 25 mL de clorofórmio. Em seguida, aplicou-se vácuo no dessecador até que o clorofórmio entrasse em ebulição. As amostras foram mantidas em vácuo durante 48 horas. Em seguida, foi feita a extração, como descrito anteriormente para as amostras NF, e os extratos também foram preservados. O C da biomassa microbiana (CBM) foi analisado por colorimetria (BARTLETT; ROSS, 1988). Os valores do carbono associados à biomassa microbiana foram obtidos aplicando-se uma constante (Kc) igual a 0,35 (ANDERSON; INGRAM; STAHL, 2008). Os dados foram expressos em mg de C microbiano kg^{-1} de solo seco.

A taxa de respiração basal do solo (RBS) foi mensurada pelo método de incubação do solo utilizando NaOH como armadilha, de acordo com Silva; Azevedo; De-Polli (2007). Inicialmente, 50 g de solo foram pesados (em duplicatas) dentro de frascos de vidro hermeticamente fechados (2L), e mantidas em local isento de luminosidade a 25 ºC durante sete dias (pré-incubação). Em seguida, adicionou-se 10 mL de NaOH 0,5 M em recipiente plástico, que foi acondicionado dentro dos frascos. A partir desse ponto, iniciou-se o procedimento de

incubação e todo o CO_2 produzido durante 10 dias foi capturado pelo NaOH. Por fim, adicionou-se 2 mL de $BaCl_2$ (para precipitar o CO_2) aos frascos-armadilha seguido de titulação com HCl 0,5 M (SILVA; AZEVEDO; DE-POLLI, 2007). O C respirado foi expresso em µg CO_2-C kg^{-1} solo seco h^{-1}.

A atividade microbiana global do solo foi mensurada através da determinação da hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) (SCNHÜRER; ROSSWALL, 1982). Duas replicatas foram utilizadas para cada amostra. Os resultados foram expressos em µmols de fluoresceína g^{-1} solo seco h^{-1}. Já a atividade das enzimas fosfatase, β-glicosidase e arilsulfatase foram avaliadas espectrofotometricamente, de acordo com Tabatabai (1994) e Eivazi; Tabatabai (1988), respectivamente, com algumas modificações, a saber: a análise de fosfatase foi realizada em meio não-tamponado utilizando-se duas replicatas em tubos de ensaio contendo 0,5 g de solo, 1 mL de H_2O e 1 mL do substrato (*p*-nitrofenil-fosfato) na concentração de 50 mM. As amostras foram incubadas a 30º C por 1h e a reação paralisada após esse período com 0,5 mL de $CaCl_2$ 0,5 M e 2 mL de NaOH 0,5 M. Já as análises de arilsulfatase e β-glicosidase foram realizadas em meios tamponados. Para arilsulfatase foram utilizados tubos de ensaio contendo 0,5 g de solo,1 mL de tampão de acetato de sódio 0,5 M pH 5,8 e 1 mL do substrato (*p*-nitrofenil-sulfato). A mesma quantidade de solo foi utilizada para análise de β-glicosidase, a qual foi tamponada com 1 mL de solução de MUB pH 6.0, seguido da adição de 1 mL do substrato (*p*-nitrofenil-β-D-glicopiranosídeo). Ambas foram incubadas durante 2h a 30 ºC e as reações foram paralisadas através de adição de 0,5 mL $CaCl_2$, seguido de 2 mL de NaOH ou 2 mL de THAM pH 12 para arilsulfatase ou β-glicosidase, respectivamente. Um tubo sem solo contendo 1 mL de H_2O (ou tampão acetato para a β-glicosidase) e 1 mL do substrato foi utilizado como branco. Todas as amostras foram centrifugadas e lidas em espectrofotômetro com absorbância de 410 nm. A quantidade de *p*-nitrofenol formada em cada amostra foi determinada com base em uma curva padrão com concentrações conhecidas de p-nitrofenol (PNP), e os resultados foram expressos em µmols *p*-nitrofenol g^{-1} solo seco h^{-1}.

8.2.7 Análise de dados

Para lidar com a baixa intensidade amostral relacionada à amostragem destrutiva de biomassa das espécies regenerantes (nível II), utilizou-se metodologia proposta por Akindele; Lemay (2006). Para isso, realizou-se uma análise de agrupamento (*cluster*) pelo método *k-means* com base nas variáveis estruturais (altura e área de copa) e valores de matéria seca das frações folhas, galhos e tronco das espécies amostradas. Após a definição dos grupos, os dados observados das espécies foram reunidos para formar um conjunto mais robusto de informações para cada grupo. Posteriormente, realizou-se o ajuste de modelos alométricos para estimativa da biomassa de cada fração (folha, galho e tronco), através de análises de regressão. Utilizou-se a altura e área de copa ou a combinação de ambas como variáveis preditoras. Este procedimento permitiu estimar indiretamente a biomassa dos indivíduos que não foram quantificados pelo método destrutivo. É oportuno salientar que as espécies raras ou que apresentaram menores valores de importância fitossociológica não foram incluídas no cálculo de estoque da biomassa aérea da comunidade regenerante e, portanto, reconhece-se que os valores de biomassa deste estudo estão subestimados.

Após a verificação da normalidade e homogeneidade de variância (heterocedasticidade), os dados de fertilidade, atividade microbiana do solo, biomassa e conteúdos nutricionais foram submetidos à análise de variância (ANOVA) considerando o delineamento em blocos completamente casualizados. Os dados que não atenderam aos pressupostos de normalidade e heterocedasticidade sofreram transformação logarítmica. Em seguida, as médias de todas as variáveis foram discriminadas pelo teste F ($p<0,05$) e comparadas pelo teste de Tukey ($p<0,05$).

Os conteúdos nutricionais nas frações da biomassa aérea das espécies arbustivas e arbóreas (nível II) dos tratamentos T2 e T4 foram analisados por meio do teste t de Student. O software R foi utilizado no processamento das análises paramétricas, com auxílio do pacote *ExpDes* (FERRERIRA; CAVALCANTI; NOGUEIRA, 2013). Após as análises univariadas de cada atributo relacionado à fertilidade e atividade microbiana do solo, realizou-se uma análise de componentes principais para melhor compreensão de padrões associados à qualidade do solo nos diferentes tratamentos experimentais. Para esta etapa foi utilizado o pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2017), disponível no software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018).

8.3. RESULTADOS

As espécies encontradas nos níveis I e II da comunidade estão descritas na Tabela 14. A curva que relaciona o número de espécies por área amostrada demonstrou uma tendência de estabilização, evidenciando que o esforço de amostragem foi suficiente para detectar e caracterizar a riqueza de espécies (nível I) na área experimental (Figura 26). No nível I da comunidade foram encontradas 32 espécies, distribuídas em pelo menos 13 famílias botânicas diferentes. Neste mesmo nível, as famílias com maiores riquezas de espécies foram Asteraceae e Poacae (ambas com 7 espécies) (Tabela 14). Já no nível II da comunidade, foram encontradas 33 espécies, nove das quais também tiveram indivíduos amostrados no nível I. Logo, foi encontrada uma riqueza total de 56 espécies regenerantes em ambos os níveis da comunidade. Destas, quatro espécies são endêmicas da região, cinco são naturalizadas e 37 são nativas. Nove espécies foram identificadas apenas até o nível de família e outras cinco não puderam ser identificadas em nenhum nível taxonômico (Tabela 14).

Os parâmetros fitossociológicos do nível I da comunidade estão descritos na Tabela 15. Em geral, as espécies com maiores IVIs foram: *Urochloa humidicola*, *Hydrocotyle bonariensis*, *Imperata brasiliensis*, *Cyperus* sp., *Sphagneticola trilobata* e indeterminada 1 (Asteraceae). Ressalta-se a relevância fitossociológica das espécies variou conforme o tipo de manejo. No tratamento T1, por exemplo, nota-se que as espécies *S. trilobata*, *H. bonariensis* e indeterminada 1 (Asteraceae) foram as que apresentaram os maiores IVIs (Figura 27). Por outro lado, nos tratamentos T2, T3 e T4 as espécies *U. humidicola*, *I. brasiliensis*, *H. bonariensis* e *Pteridium arachnoideum* estiveram sempre entre as mais relevantes no nível I da comunidade (Figura 27).

Tabela 14: Listagem florística da comunidade regenerante (níveis I e II) nos tratamentos T2 e T4

Nome vulgar	Família	Gênero	Espécie	Hábito de crescimento	Origem	Endêmica	Nível
cajueiro	Anacardiaceae	*Anacardium*	*Anacardium occidentale* L.	Arbóreo	Nativa	Não	II
pindaíba	Annonaceae	*Xylopia*	*Xylopia sericea* A.St.-Hil.	Arbustivo, Arbóreo	Nativa	Não	II
orelha-de-coelho	Araliaceae	*Hydrocotyle*	*Hydrocotyle bonariensis* Lam.	Herbáceo	Nativa	Não	I
mané-veio	Arecaceae	*Bactris*	*Bactris ferruginea* Burret	Arbóreo	Nativa	Sim	II
dendêzeiro	Arecaceae	*Elaeis*	*Elaeis guineensis* Jacq.	Arbóreo	Naturalizada	Não	II
alecrim	Asteraceae	*Baccharis*	*Baccharis dracunculifolia* DC.	Arbustivo	Nativa	Não	I e II
escorpião	Asteraceae	*Cyrtocymura*	*Cyrtocymura scorpioides* (Lam.) H.Rob.	Arbustivo	Nativa	Sim	I e II
asteraceae-talo-roxo	Asteraceae	indeterminada	indeterminada 1	Herbáceo	-	-	I
asteraceae-molinha	Asteraceae	indeterminada	indeterminada 2	Herbáceo	-	-	I
dente-de-leão	Asteraceae	indeterminada	indeterminada 3	Herbáceo	-	-	I
lixinha-branca	Asteraceae	*Mikania*	*Mikania* sp.	Arbustivo	Nativa	Não	I e II
vedélia	Asteraceae	*Sphagneticola*	*Sphagneticola trilobata* (L.) Pruski	Herbáceo	Nativa	Não	I
jacaranda	Bignoniaceae	*Jacaranda*	*Jacaranda* sp.	Arbóreo	Nativa	Não	II
commelina	Commelinaceae	*Commelina*	*Commelina* sp.	Herbáceo	Nativa	Não	I
tiririca	Cyperaceae	*Cyperus*	*Cyperus sp.*	Herbáceo	Nativa	Não	I
capim-estrela-branca	Cyperaceae	*Rhynchospora*	*Rhynchospora* sp.	Herbáceo	Nativa	Não	I
pteridium	Dennstaedtiaceae	*Pteridium*	*Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon	Herbáceo	Nativa	Não	I
-	Euphorbiaceae	indeterminada	indeterminada 4	Herbáceo	-	-	I
angiquinho	Fabaceae	*Chamaecrista*	*Chamaecrista repens* (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	Herbáceo, Subarbusto	Nativa	Não	I
muanza	Fabaceae	*Albizia*	*Albizia pedicellaris* (DC.) L.Rico	Arbóreo	Nativa	Não	II
sucupira	Fabaceae	*Bowdichia*	*Bowdichia virgilioides* Kunth	Arbóreo	Nativa	Não	II
ingá	Fabaceae	*Inga*	*Inga* sp.	Arbóreo	Nativa	Não	II
vismia-lacri	Hypericaceae	*Vismia*	*Vismia guianensis*	Arbustivo, Arbóreo	Nativa	Não	I e II

Nome vulgar	Família	Gênero	Espécie	Hábito de crescimento	Origem	Endêmica	Nível
abacateiro	Lauraceae	*Persea*	*Persea americana* Mill.	Arbóreo	Naturalizada	Não	II
sapucaia-boi	Lecythidaceae	*Couratari*	*Couratari* sp.	Arbóreo	Nativa	Não	II
sapucaia	Lecythidaceae	*Lecythis*	*Lecythis lurida* (Miers) S.A.Mori	Arbóreo	Nativa	Sim	II
murici	Malpighiaceae	*Byrsonima*	*Byrsonima sericea* DC.	Arbustivo, Arbóreo	Nativa	Não	II
murici2	Malpighiaceae	*Byrsonima*	*Byrsonima sp.* cf.	Arbustivo, Arbóreo	Nativa	Não	II
algodão-do-mato	Malvaceae	*Pavonia*	*Pavonia* sp.	Arbóreo	Nativa	Não	II
folha-fogo	Melastomataceae	*Clidemia*	*Clidemia hirta* (L.) D.Don	Arbustivo	Nativa	Não	I
canela-de-velho	Melastomataceae	*Miconia*	*Miconia albicans* (Sw.) Triana	Arbustivo	Nativa	Não	II
folha-fogo-lisa	Melastomataceae	*Miconia*	*Miconia ciliata* (Rich.) DC.	Arbóreo	Nativa	Não	II
folha-fogo-verde	Melastomataceae	*Pleroma*	*Pleroma heteromallum* (D. Don) D.Don	Arbustivo	Nativa	Sim	I e II
folha-fogo-vermelha	Melastomataceae	*Pleroma*	*Pleroma sp.*	Arbustivo	Nativa	Não	I
goiabeira	Myrtaceae	*Psidium*	*Psidium guajava* L.	Arbóreo	Naturalizada	Não	II
pera	Peraceae	*Pera*	*Pera glabrata* (Schott) Baill.	Arbóreo	Nativa	Não	II
sapê	Poaceae	*Imperata*	*Imperata brasiliensis* Trin.	Herbáceo	Nativa	Não	I
quicuio	Poaceae	*Urochloa*	*Urochloa humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga	Herbáceo	Naturalizada	Não	I
capim-T	Poaceae	indeterminada	indeterminada 5	Herbáceo	-	-	I
capim-pé-de-galinha	Poaceae	indeterminada	indeterminada 6	Herbáceo	-	-	I
capim-talo-quadrado	Poaceae	indeterminada	indeterminada 7	Herbáceo	-	-	I
capim-crase	Poaceae	indeterminada	indeterminada 8	Herbáceo	-	-	I
capim-alpiste	Poaceae	indeterminada	indeterminada 9	Herbáceo	-	-	I
coccoloba	Polygonaceae	*Coccoloba*	*Coccoloba* sp1.	Arbóreo	Nativa	Não	II
coccoloba	Polygonaceae	*Coccoloba*	*Coccoloba* sp2.	Arbóreo	Nativa	Não	II
cordão-de-frade	Rubiaceae	*Borreria*	*Borreria verticillata* (L.) G. Mey.	Herbáceo, Subarbusto	Nativa	Não	I
jurubebão	Solanaceae	*Solanum*	*Solanum crinitum* Lam.	Arbustivo, Arbóreo	Nativa	Não	I e II

Nome vulgar	Família	Gênero	Espécie	Hábito de crescimento	Origem	Endêmica	Nível
caiçara-mansa	Solanaceae	*Solanum*	*Solanum* sp2.	Arbustivo	Nativa	Não	I e II
embaúba	Urticaceae	*Cecropia*	*Cecropia pachystachya* Trécul	Arbóreo	Nativa	Não	II
cambará-de-espinho	Verbenaceae	*Lantana*	*Lantana camara* L.	Arbustivo	Naturalizada	Não	I e II
hortelã-do-campo	Lamiaceae	*Lippia*	*Marsypianthes sp.*	Herbáceo	Nativa	Não	I
-	-	-	indeterminada 10	Trepadeira	-	-	I
-	-	-	indeterminada 11	Herbáceo	-	-	II
-	-	-	indeterminada 12	Arbustivo	-	-	I e II
-	-	-	indeterminada 13	Arbóreo	-	-	II
-	-	-	indeterminada 14	Arbóreo	-	-	II

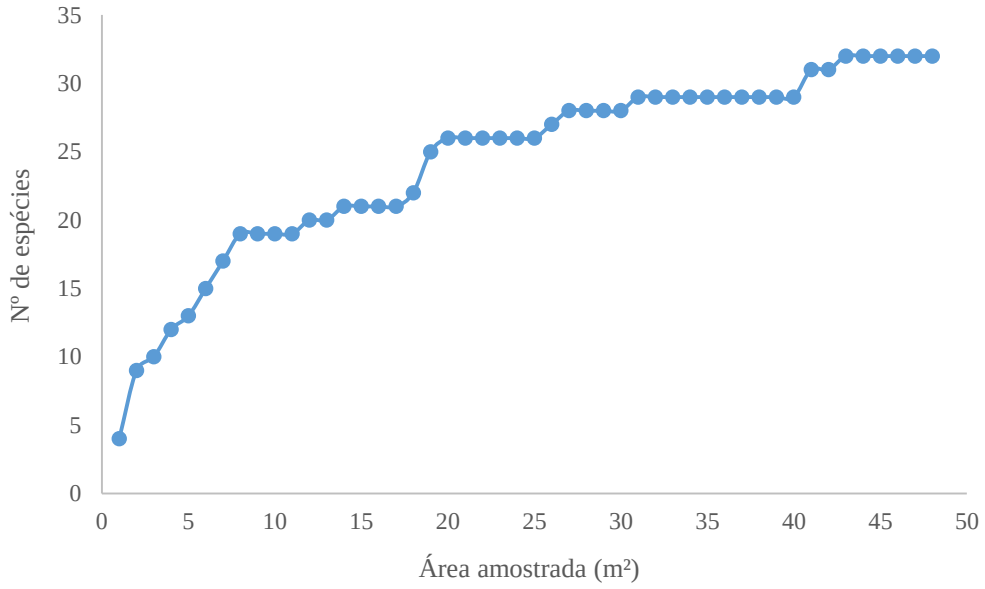


Figura 27: Curva de suficiência amostral do nível I da comunidade regenerante nos tratamentos T2 e T4.

Tabela 15: Estrutura horizontal do nível I da comunidade regenerante em toda a área experimental

Espécie	DoA	DoR	FrA	FrR	IVI
Urochloa humidicola	1047,51	22,64	43,8	9,3	31,89
Hydrocotyle bonariensis	672,52	14,54	62,5	13,2	27,75
Imperata brasiliensis	705,12	15,24	45,8	9,7	24,93
Cyperus sp.	592,51	12,81	54,2	11,5	24,26
Sphagneticola trilobata	467,73	10,11	47,9	10,1	20,24
indeterminada 1 (Asteraceae)	260,15	5,62	52,1	11,0	16,64
Pteridium arachnoideum	295,2	6,38	18,8	4,0	10,35
Baccharis dracunculifolia	155,11	3,35	29,2	6,2	9,52
Pleroma heteromallum	60,15	1,30	20,8	4,4	5,71
Marsypianthes sp.	67,63	1,46	14,6	3,1	4,55
Cyrtocymura scorpioides	47,51	1,03	10,4	2,2	3,23
Lantana camara	62,61	1,35	6,3	1,3	2,67
indeterminada 3 (Asteraceae)	2,63	0,06	10,4	2,2	2,26
Solanum crinitum	30,01	0,65	6,3	1,3	1,97
indeterminada 5 (Poaceae)	30	0,65	4,2	0,9	1,53
indeterminada 4 (Euphorbiaceae)	17,5	0,38	4,2	0,9	1,26
indeterminada 6 (Poaceae)	37,5	0,81	2,1	0,4	1,25
indeterminada 7 (Poaceae)	15,01	0,32	4,2	0,9	1,21
Clidemia hirta	15,01	0,32	4,2	0,9	1,21
Mikania sp.	15,01	0,32	4,2	0,9	1,21
indeterminada 8 (Poaceae)	0,02	0,00	4,2	0,9	0,88
Rhynchospora sp.	15	0,32	2,1	0,4	0,76
Pleroma sp.	15	0,32	2,1	0,4	0,76
indeterminada 2 (Asteraceae)	0,01	0,00	2,1	0,4	0,44
Borreria verticillata	0,01	0,00	2,1	0,4	0,44
Solanum sp.2	0,01	0,00	2,1	0,4	0,44
Commelina sp.	0,01	0,00	2,1	0,4	0,44
Vismia guianensis	0,01	0,00	2,1	0,4	0,44
Chamaecrista repens	0,01	0,00	2,1	0,4	0,44
indeterminada 11	0,01	0,00	2,1	0,4	0,44
indeterminada 9 (Poaceae)	0,01	0,00	2,1	0,4	0,44
indeterminada 10	0,01	0,00	2,1	0,4	0,44

FrA e FrR: Frequências absoluta e relativa, respectivamente; DoA e DoR: Dominâncias absoluta e relativa, respectivamente; IVI: Índice de valor de importância.

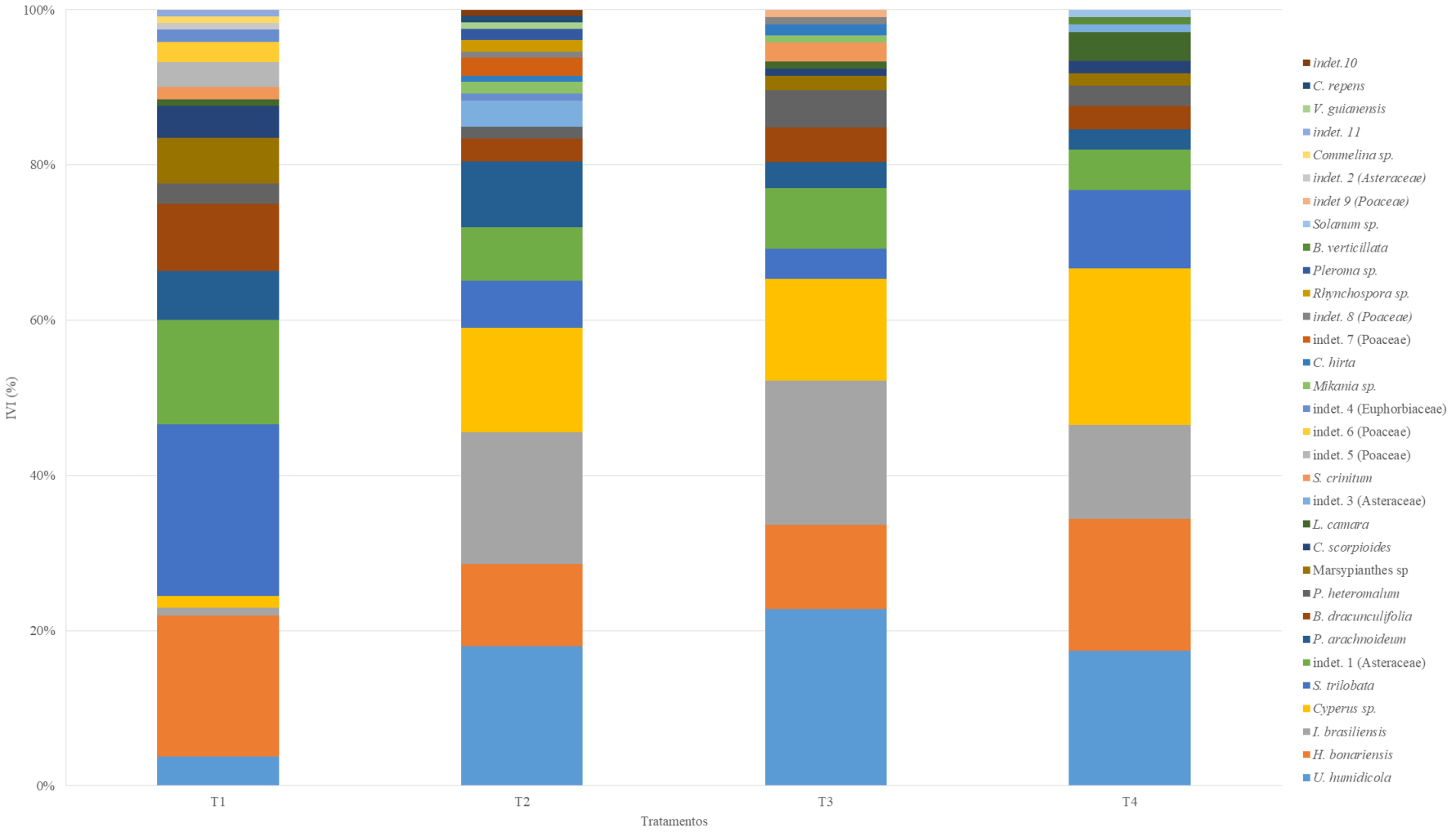


Figura 28: Principais espécies da comunidade regenerante (nível I) entre os tratamentos, com base no valor de importância em porcentagem.

O nível II da comunidade regenerante foi avaliado somente nos tratamentos com condução seletiva da regeneração natural (T2 e T4). A similaridade de Jaccard entre os dois tratamentos foi de 0,64, indicando que as parcelas desses tratamentos apresentaram alta similaridade florística. Além disso, as espécies com maior IVI ocorreram nas parcelas dos tratamentos T2 e T4 em proporções similares (dados não apresentados). Assim, realizou-se uma única análise fitossociológica, reunindo-se os dados de ambos os tratamentos.

Os parâmetros da estrutura horizontal do nível II da comunidade encontram-se na Tabela 16. As espécies com maiores IVIs foram: *Baccharis dracunculifolia*, *Vismia guianensis*, *Cecropia pachystachya*, *Inga sp.*, *Pleroma heteromallum*, *Mikania sp.*, *Bactris ferruginea*, *Solanum crinitum*, *Cyrtocymura scorpioides* e *Lantana camara*. *B. dracunculifolia* e *V. guianensis* foram as duas espécies com maiores índices de densidade, frequência e dominância. A *P. heteromallum*, por sua vez, se destacou por apresentar elevados valores de densidade relativa, sugerindo que os indivíduos desta espécie ocorreram de forma agrupada em determinados locais do talhão. Por outro lado, o *Inga sp.* e a *C. pachystachya*, foram relevantes por apresentarem maior dominância, devido ao grande porte em relação aos indivíduos das demais espécies. Em segundo plano, destacam-se as espécies *Mikania sp.*, *L. camara*, *B. ferruginea*, *C. scorpioides* e *S. crinitum* as quais apresentaram valores intermediários de frequência, densidade e dominância em relação às espécies citadas anteriormente.

No nível II da comunidade foram levantados ao todo 258 indivíduos (cerca de 566 indivíduos/ha) distribuídos entre 32 espécies diferentes, de acordo com a Tabela 17, a qual também apresenta os resultados dos índices de diversidade e equabilidade do nível II da comunidade regenerante.

Tabela 16: Estrutura horizontal do nível II da comunidade regenerante dos tratamentos T2 e T4

Espécie	N	ni	FrA	FrR	DeA	DeR	DoA	DoR	IVI
Baccharis dracunculifolia	7	40	87,5	8,5	95,2	15,5	604.9	20,0	44,0
Vismia guianensis	7	41	87,5	8,5	97,6	15,9	357.7	11,8	36,2
Cecropia pachystachya	5	18	62,5	6,1	42,9	7,0	517.0	17,1	30,1
Inga sp.	3	22	37,5	3,7	52,4	8,5	367.8	12,1	24,3
Pleroma heteromallum	4	29	50,0	4,9	69,0	11,2	184.4	6,1	22,2
Mikania sp.	6	19	75,0	7,3	45,2	7,4	204.1	6,7	21,4
Bactris ferruginea	3	18	37,5	3,7	42,9	7,0	121.0	4,0	14,6
Solanum crinitum	4	11	50,0	4,9	26,2	4,3	123.0	4,1	13,2
Cyrtocymura scorpioides	5	8	62,5	6,1	19,0	3,1	23.7	0,8	10,0
Lantana camara	5	6	62,5	6,1	14,3	2,3	31.4	1,0	9,5
Byrsonima sericea	2	8	25,0	2,4	19,0	3,1	106.7	3,5	9,1
Bowdichia virgilioides	4	5	50,0	4,9	11,9	1,9	27.8	0,9	7,7
Byrsonima sp. cf.	3	4	37,5	3,7	9,5	1,6	62.6	2,1	7,3
Albizia pedicellaris	2	2	25,0	2,4	4,8	0,8	66.4	2,2	5,4
Pera sp.	2	4	25,0	2,4	9,5	1,6	34.6	1,1	5,1
Solanum sp.	2	3	25,0	2,4	7,1	1,2	9.3	0,3	3,9
Couratari sp.	2	3	25,0	2,4	7,1	1,2	4.7	0,2	3,8
Miconia albicans	2	2	25,0	2,4	4,8	0,8	7.9	0,3	3,5
Elaeis guineensis	1	1	12,5	1,2	2,4	0,4	56.1	1,9	3,5
Pavonia sp.	1	1	12,5	1,2	2,4	0,4	37.4	1,2	2,8
Xylopia sericea	1	2	12,5	1,2	4,8	0,8	19.2	0,6	2,6
Indeterminada 14	1	1	12,5	1,2	2,4	0,4	10.1	0,3	1,9
Coccoloba sp.2	1	1	12,5	1,2	2,4	0,4	9.3	0,3	1,9
Lecythis lurida	1	1	12,5	1,2	2,4	0,4	9.3	0,3	1,9
Indeterminada 13	1	1	12,5	1,2	2,4	0,4	7.5	0,2	1,9
Coccoloba sp.1	1	1	12,5	1,2	2,4	0,4	7.0	0,2	1,8
Persea americana	1	1	12,5	1,2	2,4	0,4	6.7	0,2	1,8
Psidium guajava	1	1	12,5	1,2	2,4	0,4	5.0	0,2	1,8
Miconia ciliata	1	1	12,5	1,2	2,4	0,4	4.2	0,1	1,7
Indeterminada 12	1	1	12,5	1,2	2,4	0,4	1.5	0,0	1,7
Anacardium occidentale	1	1	12,5	1,2	2,4	0,4	1.0	0,0	1,6
Jacaranda sp.	1	1	12,5	1,2	2,4	0,4	0.4	0,0	1,6

N: número de parcelas onde a espécie foi registrada; ni: número de indivíduos; FrA e FrR: frequências absoluta e relativa, respectivamente; DeA e DeR: densidades absoluta e relativa, respectivamente; DoA e DoR: dominâncias absoluta e relativa, respectivamente; IVI: índice de valor de importância.

Tabela 17: Parâmetros de diversidade do nível II da comunidade regenerante

Parâmetro	Valor
Nº total de indivíduos	258
Nº total de espécies	32
Quociente de mistura de Jentsch (QM)	0,12
Índice de Simpson (S')	0,91
Índice de Shannon (H')	2,74
Índice de equabilidade de Pielou (J')	0,79

A análise de agrupamento das dez espécies com maiores IVIs (nível II), mostrou que o conjunto de dados com as informações de matéria seca das frações da biomassa (folhas, galhos e tronco) e das informações estruturais (área de copa e altura) dos indivíduos amostrados poderiam ser organizados em três grupos (1, 2 e 3), especialmente ao logo da primeira componente principal (PCA1), conforme Figura 28. Assim, foram reunidas as informações de todos os indivíduos mensurados no levantamento florístico e fitossociológico da comunidade, conforme o grupo referente à cada espécie. A combinação desses dados permitiu o ajuste de equações alométricas para estimativa da matéria seca das frações folha, galho e tronco para cada grupamento de espécies (Tabela 18).

As equações de estimativa da biomassa do grupo 1 ajustaram-se razoavelmente ao conjunto de dados, sobretudo para folhas e tronco (valores de R^2 iguais a 0,40 a 0,24, respectivamente), embora seus coeficientes tenham sido significativos (Tabela 18). Ainda para o grupo 1, considera-se que a equação para estimativa de biomassa de galhos foi bem ajustada (R^2 igual a 0,72 e Syx de 1,7 kg indivíduo^{-1}) (Tabela 18). Diferentemente, para os grupos 2 e 3 as equações para todas as frações foram bem ajustadas (R^2 variando de 0,68 a 0,96) e com alta siginificância ($p<0,001$) dos coeficientes β_1 e β_2, com exceção para a equação de biomassa de tronco do grupo 3, a qual apresentou coeficientes significativos a 10% (Tabela 18).

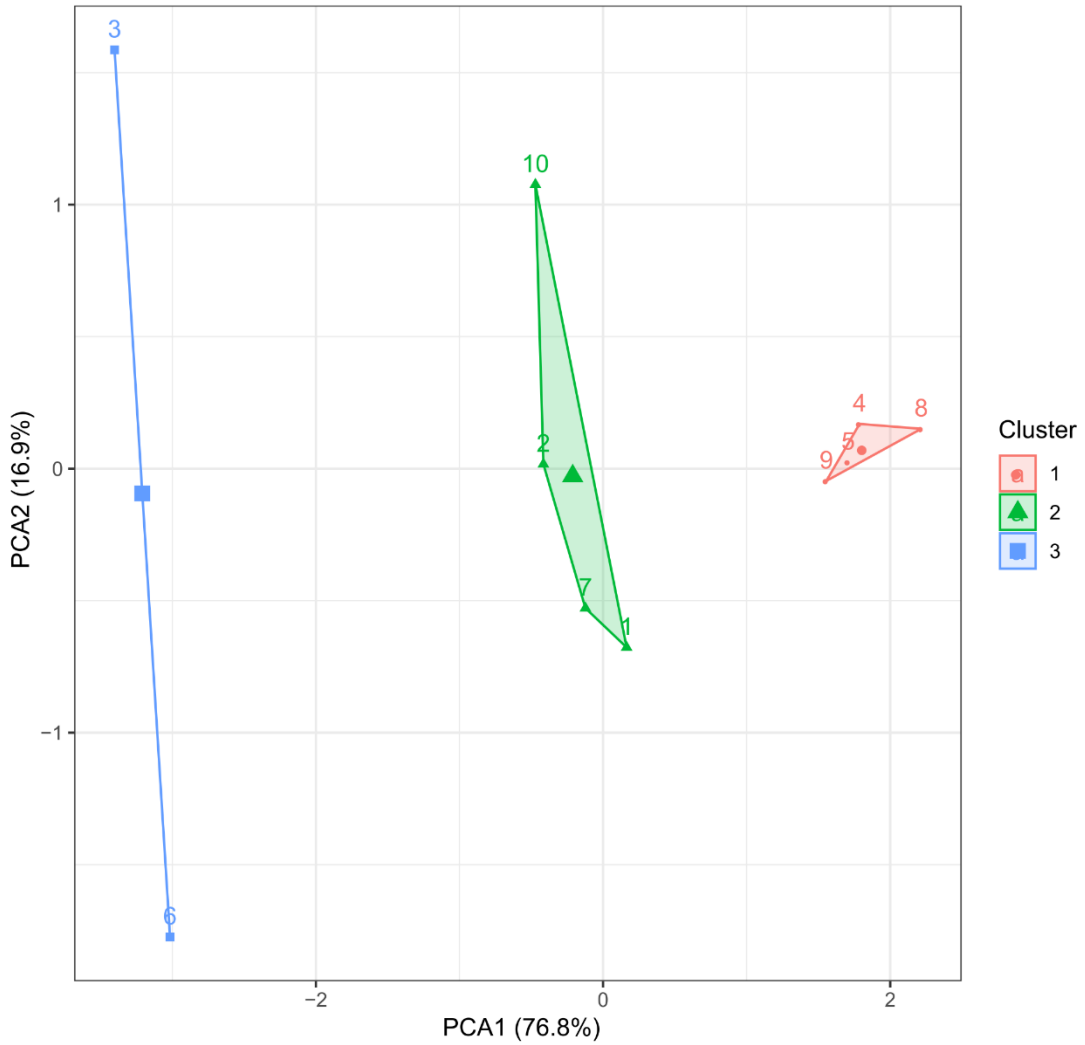


Figura 29: Análise de agrupamento (cluster) pelo método K-means representada graficamente pela ordenação das espécies em função das componentes principais das variáveis estruturais (altura e área de copa) e das frações da biomassa (folhas, galhos e tronco) das espécies com maior IVI. Espécies: 1 – *B. dracunculifolia*; 2 – *V. guianensis*; 3 – *C. pachystachya*; 4 – *C. scorpioides*; 5 – *P. heteromallum*; 6 – *Inga sp.*; 7 – *S. crinitum*; 8 – *L. camara*; 9 – *Mikania sp.*; 10 – *B. ferruginea*.

Tabela 18: Equações alométricas utilizadas na estimativa das frações de biomassa aérea para cada agrupamento de espécies

Agrupamento	Modelo	Espécies	Fração	β0		β1		β2		R^2	Syx (kg ind^{-1})
1	Ln(y) = β0 + β1 Ln(cobertura x H)	*B. dracunculifolia*	Folha	-0,9413	ns	0,4758	*	-		0,40	1,3
		V. guianensis	Galho	-0,3064	ns	0,6031	**	-		0,72	1,7
		S. crinitum	Tronco	-0,0822	ns	0,4894	.	-		0,24	3,2
		B. ferruginea									
2	Ln(y) = β0 + β1 Ln(cobertura x H)	*C. scorpioides*	Folha	-1,6749	***	0,4317	***	-		0,68	0,1
		P. heteromallum	Galho	-1,0849	***	0,6054	***	-		0,79	0,4
		Mikania sp.	Tronco	-1,4970	***	0,4882	***	-		0,80	0,2
		L. camara									
3	Ln(y) = β0 + β1 Ln(cobertura) + β2 Ln(H)	*C. pachystachya*	Folha	-0,6322	ns	1,1145	***	-0,3999	***	0,96	1,2
		Inga sp.	Galho	0,7485	ns	1,3097	***	-1,7757	***	0,96	1,2
			Tronco	0,0431	ns	0,4315	.	0,9754	.	0,77	2,6

β_0. β_1.e β_2: coeficientes da regressão; R^2: Coeficiente de determinação ajustado; Syx: Erro padrão da estimativa em kg de biomassa seca por indivíduo; H: altura total.

Significância dos coeficientes da regressão . (p < 0,1); * (p<0,05); ** (p<0,01); *** (p < 0,001); ns: não significativo (p > 0,1)

A Tabela 19 apresenta os estoques de biomassa nos compartimentos estudados. O estoque de serapilheira no tratamento T1 (1.599,1 kg ha^{-1}) foi significativamente inferior aos demais tratamentos (T2, T3 e T4), os quais apresentaram valores entre 3.942,6 kg ha^{-1} e 4.941,7 kg ha^{-1}. Não houve diferenças significativas ($p>0,05$) quanto ao estoque de biomassa no nível I da comunidade (Tabela 19). Com relação ao nível II da comunidade, os estoques de biomassa acima do solo nas frações folhas, galhos e troncos das espécies arbóreas e arbustivas também não apresentaram diferenças significativas ($p>0,05$). Contudo, o estoque total de biomassa (soma de serapilheira e plantas regenerantes) foi superior nos tratamentos T2 e T4 (variando entre 10.462,2 – 12.411,0 kg ha^{-1}), em relação aos tratamentos T1 e T3 (variando entre 4.182,7 – 6.979,4 kg ha^{-1}).

Os conteúdos nutricionais nos compartimentos avaliados encontram-se nas Tabelas 20 a 24. O tratamento T1 apresentou os menores conteúdos de todos os macronutrientes na serapilheira estocada sobre o solo, em relação aos demais tratamentos (Tabela 20). Não houve diferenças no estoque de nutrientes da serapilheira nos tratamentos T2, T3 e T4, com exceção do Ca que foi acumulado em maior quantidade na serapilheira estocada no tratamento T2 (Tabela 20). Com relação ao estoque de nutrientes na biomassa dos regenerantes do nível I da comunidade, não foram detectadas diferenças significativas entre os tratamentos ($p>0,05$) para todos os macronutrientes (Tabela 21). Quanto ao nível II, não foram detectadas diferenças no estoque de nutrientes nas folhas, galhos e troncos das espécies arbustivas presentes nos tratamentos T2 e T4 (ambos conduzidos com manejo seletivo da regeneração natural) (Tabela 22). Porém, para as espécies arbóreas encontradas em T4, os estoques de todos os nutrientes nas frações da biomassa aérea em T4 foram significativamente superiores ao T2, com exceção para o S (Tabela 23). Por fim, vale destacar que o estoque total de todos os nutrientes foi significativamente superior para os tratamentos T2 e T4, em relação aos tratamentos T1 e T3 (Tabela 24). Em termos comparativos, o manejo regenerativo proporcionou maior acumulação total de todos os nutrientes acima do solo (considerando a soma dos estoques na serapilheira e na vegetação regenerante), em relação ao manejo convencional (Tabela 24).

Tabela 19: Estimativa de biomassa aérea da comunidade regenerante dentro de cada compartimento

Tratamento	Serapilheira	Nível I	Nível II						Total
			Arbustivo			Arbóreo			
			Folhas	Galhos	Troncos	Folhas	Galhos	Troncos	
			kg ha^{-1}						
T1	1.599,1 (± 380,5) b	2.583,7 (± 335,0) a	-	-	-	-	-	-	4.182,7 (± 833,4) b
T2	4.941,7 (± 873,3) a	2.613,1 (± 361,1) a	194,2 (± 60,71) a	523,5 (± 177,85) a	400,8 (± 163,55) a	309,0 (± 141,47) a	509,8 (± 303,41) a	970,1 (± 462,57) a	10.462,2 (± 525,1) a
T3	3.942,6 (± 562,4) a	3.036,8 (± 393,9) a	-	-	-	-	-	-	6.979,4 (± 344,1) b
T4	4.823,0 (± 651,9) a	2.768,9 (± 311,7) a	200,3 (± 112,41) a	554,8 (± 315,09) a	460,1 (± 283,12) a	732,5 (± 309,21) a	795,2 (± 320,34) a	2076,2 (± 894,14) a	12.411,0 (± 1468,3) a

Letras iguais na mesma coluna indicam ausência de diferenças estatísticas entre tratamentos dentro de cada compartimento da biomassa, de acordo com o teste Tukey ($p<0,05$). Valores entre parêntesis representam o erro padrão da média.

Tabela 20: Conteúdo nutricional associado à serapilheira estocada sobre o solo

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg	S
	kg ha^{-1}					
T1	13,99 (± 3,67) b	0,72 (± 0,23) b	8,17 (± 5,74) a	12,13 (± 3,03) c	2,44 (± 0,75) b	1,35 (± 0,44) b
T2	37,34 (± 5,97) a	1,80 (± 0,32) a	8,52 (± 2,23) a	48,87 (± 8,55) a	7,06 (± 1,07) a	3,77 (± 0,60) a
T3	29,14 (± 2,51) a	1,36 (± 0,14) a	5,46 (± 0,62) a	21,67 (± 4,65) b	5,17 (± 0,57) a	2,63 (± 0,31) a
T4	31,49 (± 5,57) a	1,57 (± 0,23) a	6,43 (± 1,10) a	27,67 (± 11,25) b	5,59 (± 1,13) a	2,99 (± 0,64) a

Letras iguais na mesma coluna indicam ausência de diferenças estatísticas entre tratamentos, de acordo com o teste Tukey ($p<0,05$). Valores entre parêntesis representam o erro padrão da média.

Tabela 21: Conteúdo nutricional associado ao nível I da comunidade regenerante

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg	S
	kg ha^{-1}					
T1	31,55 (± 4,23) a	1,97 (± 0,30) a	35,66 (± 5,42) a	19,32 (± 3,35) a	5,51 (± 0,85) a	3,12 (± 0,43) a
T2	29,47 (± 3,69) a	1,96 (± 0,48) a	34,87 (± 5,55) a	19,35 (± 2,59) a	4,77 (± 0,66) a	3,03 (± 0,41) a
T3	31,41 (± 4,88) a	2,35 (± 0,30) a	43,57 (± 7,60) a	17,61 (± 3,99) a	6,58 (± 0,78) a	3,39 (± 0,53) a
T4	20,05 (± 3,81) a	2,03 (± 0,49) a	27,21 (± 6,35) a	9,16 (± 1,88) b	5,47 (± 1,05) a	2,74 (± 0,65) a

Letras iguais na mesma coluna indicam ausência de diferenças estatísticas entre tratamentos, de acordo com o teste Tukey ($p<0,05$). Valores entre parêntesis representam o erro padrão da média.

Tabela 22: Conteúdo nutricional associado ao estrato arbustivo do nível II da comunidade regenerante nos tratamentos T2 e T4

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg	S
	kg ha^{-1}					
	Folhas					
T2	3,83 (± 1,21)	0,21 (± 0,07)	3,42 (± 1,39)	1,85 (± 0,44)	0,42 (± 0,08)	0,22 (± 0,06)
T4	4,06 (± 2,26)	0,22 (± 0,12)	4,06 (± 2,39)	1,63 (± 0,85)	0,32 (± 0,13)	0,22 (± 0,12)
	Galhos					
T2	2,63 (± 0,87)	0,26 (± 0,07)	4,81 (± 1,32)	2,88 (± 0,77)	0,58 (± 0,14)	0,28 (± 0,06)
T4	2,73 (± 1,55)	0,26 (± 0,13)	5,12 (± 2,38)	2,38 (± 1,28)	0,39 (± 0,12)	0,28 (± 0,11)
	Tronco					
T2	0,90 (± 0,31)	0,10 (± 0,03)	1,29 (± 0,29)	0,88 (± 0,26)	0,20 (± 0,04)	0,08 (± 0,02)
T4	0,97 (± 0,56)	0,10 (± 0,05)	1,33 (± 0,57)	0,85 (± 0,48)	0,18 (± 0,07)	0,08 (± 0,03)
	Total					
T2	7,36 (± 2,39)	0,56 (± 0,16)	9,53 (± 2,97)	5,60 (± 1,45)	1,20 (± 0,33)	0,59 (± 0,13)
T4	7,76 (± 4,37)	0,58 (± 0,30)	10,50 (± 5,33)	4,86 (± 2,61)	0,88 (± 0,33)	0,58 (± 0,26)

Não houve diferenças estatísticas entre os tratamentos de acordo com o teste t ($p<0,10$). Valores entre parêntesis representam o erro padrão da média.

Tabela 23: Conteúdo nutricional associado ao estrato arbóreo do nível II da comunidade regenerante nos tratamentos T2 e T4

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg	S
	kg ha^{-1}					
	Folhas					
T2	6,74 (± 3,09)	0,36 (± 0,17)	3,00 (± 1,50)	2,67 (± 1,38)	0,79 (± 0,40)	0,39 (± 0,19)
T4	17,38 (± 7,54) *	0,75 (± 0,30) *	6,71 (± 2,58) *	7,59 (± 3,34) *	1,79 (± 0,69) *	0,88 (± 0,34) *
	Galhos					
T2	3,70 (± 1,66)	0,34 (± 0,15)	2,53 (± 1,08)	5,34 (± 2,32)	1,15 (± 0,51)	0,60 (± 0,29)
T4	6,41 (± 2,63) *	0,54 (± 0,19) *	4,41 (± 1,63) *	9,90 (± 4,17) *	1,72 (± 0,59) *	0,80 (± 0,30)
	Tronco					
T2	2,64 (± 1,30)	0,18 (± 0,09)	3,55 (± 1,93)	3,03 (± 1,44)	1,19 (± 0,71)	0,24 (± 0,12)
T4	6,83 (± 2,88) *	0,48 (± 0,19) *	8,22 (± 3,00) *	7,49 (± 2,98) *	2,31 (± 0,96) *	0,52 (± 0,19) *
	Total					
T2	13,08 (± 5,81)	0,87 (± 0,40)	9,08 (± 4,42)	11,03 (± 4,76)	3,13 (± 1,58)	1,24 (± 0,60)
T4	30,62 (± 13,03) *	1,77 (± 0,66) *	19,34 (± 7,20) *	24,97 (± 10,47) *	5,81 (± 2,21) *	2,21 (± 0,82) *

Asterisco indica diferença estatística pelo teste t ($p<0,10$). Valores entre parêntesis representam o erro padrão da média.

Tabela 24: Conteúdo total de nutrientes nos compartimentos (serapilheira e biomassa aérea) da comunidade regenerante (níveis I e II)

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg	S
	kg ha^{-1}					
T1	45,54 (± 8,70) b	2,68 (± 0,60) b	43,81 (± 9,98) b	31,46 (± 8,29) b	7,96 (± 1,67) b	4,47 (± 0,94) b
T2	87,25 (± 8,03) a	5,20 (± 0,74) a	61,99 (± 5,24) a	84,82 (± 9,42) a	16,16 (± 1,40) a	8,65 (± 0,57) a
T3	60,53 (± 6,83) b	3,71 (± 0,33) b	49,04 (± 8,99) b	39,29 (± 9,82) b	11,75 (± 1,30) b	6,02 (± 0,85) b
T4	89,93 (± 16,36) a	5,97 (± 0,60) a	63,48 (± 10,94) a	66,66 (± 24,54) a	17,76 (± 3,40) a	8,50 (± 0,68) a
Diferença ente grupos (%)*	67	85	35	114	72	64

Letras iguais na mesma coluna indicam ausência de diferenças estatísticas entre tratamentos, de acordo com o teste Tukey ($p<0,05$). Valores entre parêntesis representam o erro padrão da média. *Diferença média entre os tratamentos T2 e T4 *versus* T1 e T3, em termos de porcentagem.

Não houve diferenças nos valores de pH e nos teores de H+Al, Mg, K e matéria orgânica do solo entre os tratamentos (Tabela 25). No tratamento T3 o teor de P foi significativamente maior ($p<0,05$) dos que nos tratamentos T1 e T2, enquanto que o tratamento T4 apresentou teores intermediários deste elemento (Tabela 25). Por outro lado, os teores de Ca, a capacidade de troca catiônica efetiva (t) e a saturação de bases (V) apresentaram maiores valores no tratamento T4, em relação aos tratamentos T1 e T2 (Tabela 25). Já a CTC potencial (T) em T4 foi maior do que T2, com valores intermediários para os tratamentos T1 e T3 (Tabela 25).

Não houve diferenças entre os tratamentos em relação ao CBM, qMic, FDA, arilsulfatase e fosfatase ($P>0,05$) (Tabela 26). O tratamento T1 apresentou significativamente os menores valores de RBS e atividade de β-glicosidases ($P<0,05$), em relação aos demais tratamentos (Tabela 26).

Tabela 25: Variáveis químicas associadas à fertilidade do solo aos 58 meses após o plantio

Variável química	Tratamentos							
	T1		T2		T3		T4	
pH (H_2O)	6,2 (± 0,2)	a	6,6 (± 0,2)	a	6,4 (± 0,1)	a	6,5 (± 0,1)	a
P (mg dm^{-3})	0,6 (± 0,1)	b	0,6 (± 0,2)	b	3,9 (± 1,8)	a	1,3 (± 0,5)	ab
K (mg dm^{-3})	27,8 (± 3,1)	a	45,5 (± 3,6)	a	48,3 (± 3,8)	a	59 (± 17,7)	a
Ca (cmolc dm^{-3})	2,2 (± 0,2)	b	2,2 (± 0,2)	b	2,7 (± 0,3)	ab	3,1 (± 0,3)	a
Mg (cmolc dm^{-3})	0,9 (± 0,1)	a	0,9 (± 0,1)	a	1,0 (± 0,1)	a	1,0 (± 0,1)	a
H+Al (cmolc dm^{-3})	2,4 (± 0,3)	a	1,5 (± 0,3)	a	1,9 (± 0,5)	a	1,7 (± 0,1)	a
t (cmolc dm^{-3})	3,2 (± 0,3)	b	3,3 (± 0,2)	b	3,9 (± 0,4)	ab	4,3 (± 0,4)	a
T (cmolc dm^{-3})	5,5 (± 0,3)	ab	4,7 (± 0,2)	b	5,8 (± 0,8)	ab	6,0 (± 0,4)	a
V (%)	57,6 (± 4,7)	b	69,6 (± 4,6)	a	68,0 (± 4,7)	ab	71,7 (± 2,6)	a
MO (dag kg^{-1})	4,7 (± 1,3)	a	5,3 (± 0,8)	a	5,7 (± 1,6)	a	5,4 (± 1,2)	a

Letras iguais na mesma linha indicam ausência de diferenças estatísticas entre tratamentos, de acordo com o teste Tukey ($p<0,05$). Valores entre parêntesis representam o erro padrão da média.

Tabela 26: Variáveis associadas à atividade microbiológica do solo aos 58 meses após o plantio

Variável microbiológica (unidade)	Tratamentos							
	T1		T2		T3		T4	
CBM (mg kg^{-1})	47,7 (± 0,64)	a	53,78 (± 1,15)	a	50,35 (± 1,07)	a	50,79 (± 3,06)	a
RBS (mg $C\text{-}CO_2$ kg^{-1} d^{-1})	3,65 (± 0,32)	b	5,99 (± 0,68)	a	6,26 (± 0,65)	a	6,21 (± 0,88)	a
qMic (%)	0,24 (± 0,07)	a	0,19 (± 0,04)	a	0,19 (± 0,05)	a	0,19 (±0,05)	a
FDA (µg fluoresceína g^{-1} h^{-1})	63,89 (± 3,31)	a	70,55 (± 1,87)	a	99,67 (± 30,09)	a	100,48 (± 35,24)	a
β-glicosidase (µg g^{-1} h^{-1})	34,57 (± 2,81)	c	40,74 (± 1,73)	b	53,64 (± 8,58)	a	45,35 (± 1,01)	ab
Fosfatase (µg g^{-1} h^{-1})	873,7 (± 50,54)	a	803,77 (± 38,47)	a	872,7 (± 140,3)	a	754,04 (± 85,63)	a
Arilsulfatase (µg g^{-1} h^{-1})	147,87 (± 6,31)	a	150,95 (± 9,18)	a	163,68 (± 21,96)	a	169,77 (± 11,77)	a

Letras iguais na mesma linha indicam ausência de diferenças estatísticas entre tratamentos, de acordo com o teste Tukey ($p<0,05$). Valores entre parêntesis representam o erro padrão da média.

Os tratamentos foram ordenados através da análise de componentes principais tendo como base a matriz de dados das variáveis microbiológicas do solo. Os grupos foram ordenados ao longo de duas componentes que explicaram cerca de 60% da variância total dos dados (Figura 29). A análise de variância multivariada permutacional (PerMANOVA) indicou ao menos um grupo foi significativamente diferente dos demais (p=0,201). Deste modo, nota-se que o tratamento T1 foi separado especialmente ao longo da primeira componente principal (PC1). A atividade de β-glicosidases e a respiração basal do solo foram as variáveis que mais se correlacionaram com a PC1 e que contribuíram para separação do tratamento T1 em relação aos demais.

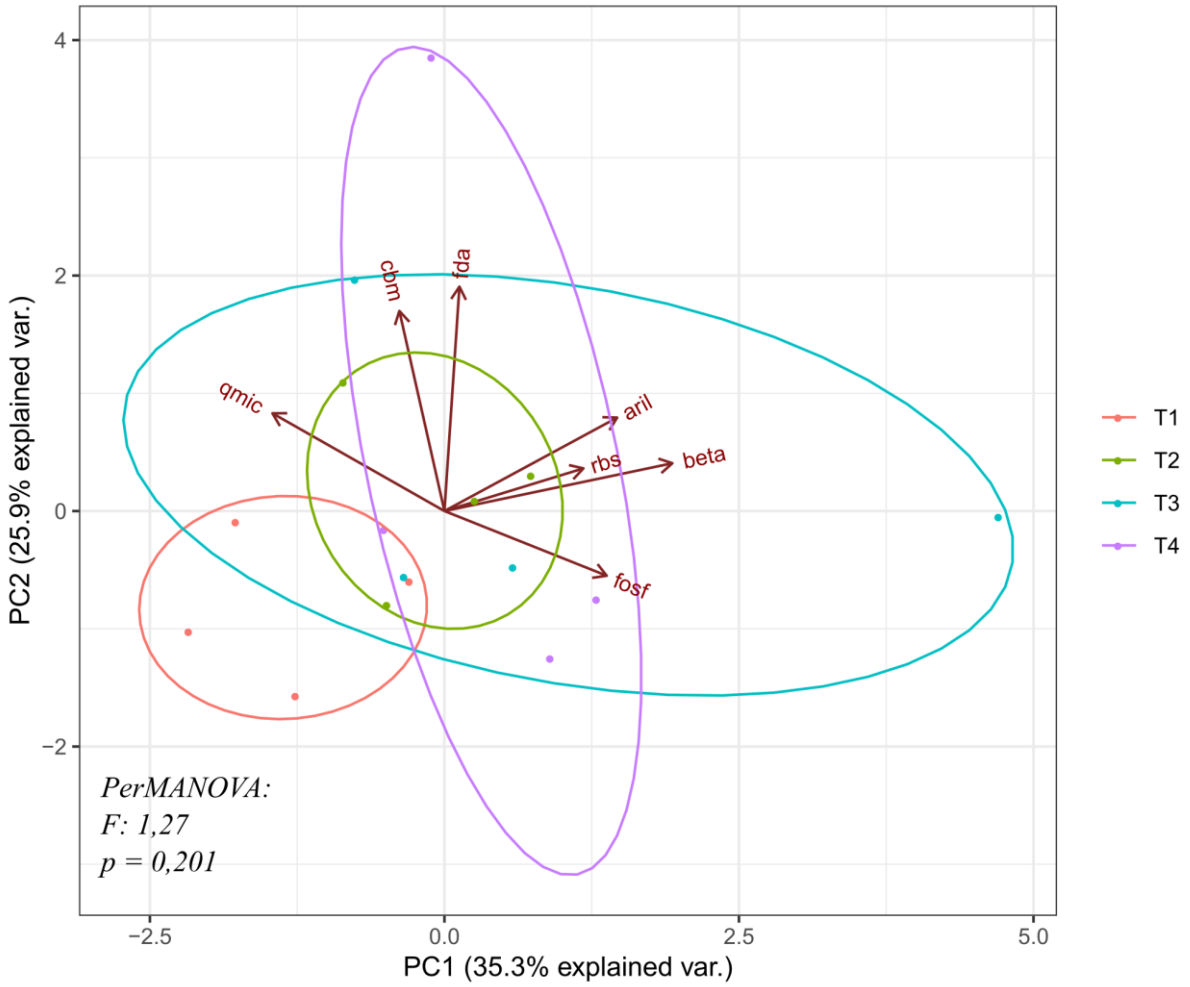


Figura 30: Análise de componentes principais (PCA) das variáveis associadas à atividade microbiana nos tratamentos experimentais.

8.4. DISCUSSÃO

Alterações florísticas e fitossociológicas na comunidade regenerante

No tratamento T1 houve uma mudança na composição florística, sobretudo no nível I da comunidade regenerante. Este fato foi decorrente da aplicação do glifosato, um herbicida pós-emergente, não seletivo e de ação sistêmica, largamente utilizado em controles químicos de plantas daninhas em áreas de reflorestamentos e cultivos agrícolas (LELES; SILVA, 2017). Esse produto possui amplo espectro de ação no combate às plantas daninhas, incluindo espécies de monocotiledôneas e dicotiledôneas anuais ou perenes (RUAS et al., 2012; TOLEDO et al., 2003). A dessecação com glifosato causou diminuição na dominância das gramíneas (Poaceae) que colonizavam a área experimental, tais como *Imperata brasiliensis* e *Urochloa humidicola*, além de outras espécies, como *Cyperus* (Cyperaceae) e *Pteridium arachnoideum* (Dennstaedtiaceae). Após a atenuação desse filtro ecológico, outros grupos taxonômicos começaram a regenerar espontaneamente do banco de sementes e ganharam relevância fitossociológica. Entre eles, pode-se citar: *S. trilobata*, indeterminada 1 (Asteraceae), *H. bonariensis*, *B. dracunculifolia*, *Marsypianthes* sp. e *C. scorpioides*.

Nos tratamentos que não receberam aplicação do herbicida, as dominâncias de *P. arachnoideum* e espécies de monocotiledôneas (nível I) mantiveram-se elevadas. Muitas destas espécies possuem alta resiliência ao corte por roçadeiras, quando comparada a outros grupos de espécies de dicotiledôneas. Isto ocorre pelo fato de possuírem rizomas e estolões que lhe conferem vantagens competitivas, como acumulação de reservas nutritivas e propagação vegetativa para exploração dos ambientes adjacentes, mesmo que sejam frequentemente roçadas (BRIGHENTI; OLIVEIRA, 2011). Além disso, as gramíneas são adaptadas às condições de intensa luminosidade e temperatura (plantas com metabolismo C4) e são altamente eficientes no uso de água e nutrientes (BRIGHENTI; OLIVEIRA, 2011). Após a roçada, estas plantas se regeneram rapidamente e produzem muita biomassa em curto período de tempo, tornando-se uma grande barreira física para o crescimento de outros grupos de plantas, ainda que haja chegada de novos propágulos a esses locais. Por conseguinte, a quebra de dominância das gramíneas se torna difícil quando somente operações de roçadas são realizadas em áreas com alta infestação dessas espécies.

Tal situação particularmente tem ocorrido no tratamento T3, onde as operações de roçadas têm sido realizadas de maneira indiscriminada, suprimindo a parte aérea de todos os indivíduos regenerantes. Nesse tratamento, a infestação de *P. arachnoideum* e das gramíneas pode se manter em níveis elevados e se estender por vários meses ou anos até que sejam sombreadas. Nesse caso, o sombreamento ocorrerá exclusivamente pelo aumento da participação das plantas cultivadas nos estratos verticais, as quais precisam vencer a competição por água e nutrientes, impostas pelas próprias plantas regenerantes. Enquanto isso não ocorre, a produção agroflorestal pode sofrer impactos negativos severos devido à limitação desses recursos. Ao mesmo tempo, a condução do empreendimento pode se tornar bastante onerosa devido ao alto custo das roçadas e capinas (coroamento de plantas).

Os sistemas produtivos conduzidos com manejo seletivo da regeneração natural (T2 e T4) também abrigaram um conjunto de espécies bastante similar ao tratamento T3 (nível I). Entretanto, as roçadas seletivas permitiram que outras espécies arbustivas e arbóreas (nível II) vencessem o filtro ecológico das gramíneas e colonizassem a área. Além disso, algumas dessas espécies já colonizavam o sítio e foram poupadas do corte ou rebrotaram dos tocos (memória ecológica) no interior das parcelas experimentais. Deste modo, conforme os arbustos e árvores regenerantes começarem a ganhar dominância nos estratos intermediários e superiores do

dossel, espera-se que proporcionem maior sombreamento e suprimam paulatinamente as monocotiledôneas mais competidoras pelos recursos (água e nutrientes) (HOOPER et al., 2002; VIEIRA; HOLL; PENEIREIRO, 2009).

Até o período de avaliação, a riqueza de espécies esteve associada à uma baixa dominância de grupos específicos. Os valores dos índices de diversidade foram coerentes com aqueles obtidos em outros estudos com regeneração natural em áreas agrícolas abandonadas da Mata Atlântica. O método de amostragem da comunidade regenerante utilizado neste experimento difere de outros estudos realizados em florestas regeneradas após abandono de áreas agrícolas, principalmente quanto ao tamanho da unidade amostral e o diâmetro mínimo de inclusão, o que dificulta a comparação com outros estudos. Piotto et al. (2009) estudaram através de transectos uma cronossequência de áreas abandonadas pela agricultura itinerante (*swidden agriculture*) no Parque Estadual da Serra do Conduru, sudeste da Bahia, considerando todos os fustes a partir de 5 cm de diâmetro. Nestas condições os autores também encontraram valores de H' próximos de 3,0 nats/indivíduo em áreas com 10 anos de regeneração após abandono, emboras as áreas estudadas fossem circundadas por remanescentes florestais maduros. Já em outras regiões tropicais, dentro dos domínios da Floresta Ombrófila Densa da Mata Atlântica, Siminski et al (2011) encontraram valores de 3,0 nats/indivíduo, 0,7 e 0,93 para os índices H', S e J', respectivamente, durante estágios iniciais de sucessão (0-8 anos), em levantamentos realizados com parcelas de 10 m x 10 m, onde todos os indivíduos acima de 1,5 m de altura foram identificados e mensurados. Valores similares também foram encontrados em outros biomas da região Neotropical. Uhl (1988), por exemplo, ao avaliarem por meio de transectos todas as árvores com pelo menos 2 m de altura, encontraram índices de H' e S' iguais a 2,86 nats/indivíduo e 0,73, respectivamente, após 5 anos de abandono das atividades de agricultura de corte e queima na parte alta da região do Rio Negro, na bacia Amazônica.

As trajetórias sucessionais de áreas agrícolas abandonadas são fortemente influenciadas por fatores abióticos, a paisagem do entorno e a intensidade e duração do uso anterior do solo (HOLL, 2007; MARTÍNEZ-RAMOS; GARCIA-ORTH, 2007). Pode-se afirmar que a trajetória sucessional da comunidade regenerante nos tratamentos T2 e T4 caminha para uma fisionomia florestal em estágio inicial de sucessão secundária (capoeirinha), devido ao conjunto característico de espécies destas formações. De acordo com Salomão et al. (2012), nas capoeirinhas, localizadas no domínio da Mata Atlântica, geralmente há o predomínio de plantas herbáceas anuais ou bianuais, ocorrendo também exemplares de árvores pioneiras de poucas espécies, a exemplo dos gêneros *Vismia*, *Cecropia* e *Solanum*, os quais também foram identificados entre aqueles com maior relevância fitossociológica nas áreas do presente estudo, especificamente no nível II da comunidade. Neste contexto, ressalta-se ainda que as trajetórias sucessionais de áreas agrícolas abandonadas com alta dominância dos gêneros *Vismia* e *Cecropia* têm sido associadas à intensidade e duração dos usos anteriores (WILLIAMSON et al., 2012). Na Amazônia Central, estudos já demonstraram que nas áreas onde o uso agropecuário foi mais intensivo (incluindo o uso de fogo) e duradouro, as florestas secundárias resultantes foram dominadas por espécies de *Vismia* (MESQUITA et al., 2001). Muitas espécies deste gênero inclusive possuem capacidade de rebrota das gemas radiculares, após a passagem do fogo (WIELAND et al., 2011). Isto contribui para a dominância dessas espécies na área em regeneração. Por outro lado, quando a área foi manejada com menor intensidade e abandonada há pouco tempo após o desmatamento, a vegetação regenerante foi geralmente dominada pelo gênero *Cecropia* (WIELAND et al., 2011; WILLIAMSON et al., 2012). Estes achados corroboram com os resultados deste estudo, pois a área experimental apresentou históricos de uso bastante diferenciados, compreendendo um mosaico entre pastagens, áreas de uso antrópico (e.g., terraços e campo de futebol, mantidos com gramíneas), agricultura de subsistência com uso frequente de fogo, além da proximidade com capoeiras. Assim, é plausível que ambos os

gêneros figurassem entre aqueles com maiores relevâncias fitossociológicas dentro da comunidade regenerante deste estudo.

A presença de táxons mais lenhosos como *X. sericea*, *B. sericea*, *Inga sp.*, *A. pedicellaris*, *C. pachystachya* e *V. guianensis* sugere que a sucessão secundária não está estagnada e que o manejo está permitindo transformações florísticas e favorecendo a entrada de espécies que não colonizavam a área experimental anteriormente. É oportuno ressaltar que estas espécies estão atualmente formando o dossel das formações florestais regenerantes na área experimental, bem como em outras áreas com características similares na paisagem do local de estudo. Todavia, dificilmente se regeneram sob esse mesmo dossel, consistindo em espécies pioneiras que preparam a chegada de outros táxons mais tolerantes à sombra, ao longo da sucessão. Isto pode ser comprovado pela pequena abundância ou não ocorrência destes táxons no nível I da comunidade regenerante, como é o caso de *V. guianensis*, *C. pachystachya*, *Inga sp.*, entre outras.

É oportuno destacar o papel de algumas espécies que são remanescentes da formação florestal anterior ao uso agrícola/antrópico da área experimental, especialmente o *B. ferruginea* e mais secundariamente as espécies de Lecythidaceae (*Lecythis lurida* e *Couratari* sp.) que foram encontradas neste estudo, todas elas rebrotando de tocos. Este fato consiste na memória ecológica interna, uma vez que dificilmente se estabelecem em áreas abertas e abandonadas pela agricultura. A presença destes táxons exerce uma função relevante para a atração de fauna, criação de poleiros naturais e aumento da diversidade florística em torno dessas plantas, contribuindo para o avanço da sucessão (NPESTAD; UHL; SERRÃO, 1991; CHAZDON, 2016).

Acumulação de biomassa, carbono e nutrientes pela comunidade regenerante

A serapilheira estocada sobre o solo foi influenciada pelo tipo de manejo da regeneração natural. A aplicação de glifosato reduziu a cobertura verde do solo por pelo menos 4 a 6 meses e causou uma redução significativa nos estoques de serapilheira do tratamento T1, em relação aos tratamentos T2, T3 e T4. Consequentemente, os conteúdos de todos os macronutrientes estocados na serapilheira em T1 foram significativamente reduzidos, em relação ao demais tratamentos, com exceção do K. Pelo fato das árvores e arbustos regenerantes não terem sido admitidas no tratamento T1, a camada de serapilheira foi composta por materiais não-lenhosos, pouco lignificados e de fácil degradação, oriundos predominantemente de espécies herbáceas. Os resultados sugerem que parte desses nutrientes foi rapidamente mineralizada e aproveitada pelas árvores de mogno-africano. Esse fato pode ser evidenciado pela alta taxa de crescimento de ambas as espécies no tratamento T1, logo após a dessecação das plantas regenerantes (ver capitulo II). Contudo, a ausência de diferenças estatísticas nos estoques de todos os macronutrientes na biomassa das plantas regenerantes (nível I), também indica que outra parte dos nutrientes pode estar sendo reaproveitada pelas plantas regenerantes que atualmente colonizam as áreas desse tratamento. Caso não sejam realizadas novas aplicações de herbicida, é possível que os estoques de biomassa e nutrientes da serapilheira se recuperem em curto prazo.

Por outro lado, ao permitir que a sucessão secundária se expressasse nos sítios, houve maior acumulação de biomassa acima do solo nos tratamentos T2 e T4 (variando entre 10 a 12 Mg ha^{-1}). Cabe ressaltar que houve dois eventos de podas e desbastes de indivíduos arbustivos e arbóreos maduros nesses tratamentos, sendo o último evento há aproximadamente 12 meses anteriores às avaliações de estoque de biomassa. Esse fato sugere uma taxa de acúmulo de biomassa acima do solo entre 3 a 5 Mg ha^{-1} ano^{-1}, considerando apenas a biomassa aérea de plantas regenerantes do nível II (árvores e arbustos). Se considerarmos um tempo de meia vida

de 12 meses para a serapilheira e que a biomassa de plantas regenerantes do nível I reestabelecem rapidamente (menos de 6 meses) a sua biomassa após as roçadas seletivas, a estimativa de acúmulo de biomassa pós-intervenção (roçada, podas e desbastes) atinge valores entre 8 e 10 Mg ha^{-1} ano^{-1}.

Nos trópicos úmidos, Szott; Palm; Buresh (1999) reportam que a taxa de acumulação de biomassa em áreas de pousio pode variar ente 4 e 15 Mg ha^{-1} ano^{-1} durante os primeiros dez anos após o abandono. A região sul da Bahia, mais especificamente aquela localizada próxima ao litoral brasileiro, é amplamente conhecida pela elevada produtividade, estrutura e diversidade dos remanescentes florestais de Mata Atlântica, influenciadas, sobretudo, pelas condições climáticas da região (quente e bastante úmido) (MARTINI et al., 2007). De acordo com Poorter et al. (2016), as florestas secundárias dessa região apresentam potencial de acumular entre 50 a 100 Mg ha^{-1} de biomassa na parte aérea, em até 20 anos de idade. Isto representa uma taxa de 2,5 Mg ha^{-1} ano^{-1} a 5 Mg ha^{-1} ano^{-1}, mostrando que as estimativas obtidas no presente estudo estão coerentes com as informações da literatura sobre o ecossistema local.

À medida que as plantas regenerantes cresceram, também acumularam nutrientes em seus tecidos. Parte desta biomassa também foi depositada sobre o solo em forma de serapilheira, conforme o avanço da idade, e em razão das podas e desbastes nos tratamentos T2 e T4. Assim, em termos de acumulação total de nutrientes acima do solo, os tratamentos T2 e T4 superaram os demais tratamentos que não conduziram seletivamente a regeneração natural (T1 e T3). Em virtude da maior densidade de plantas por unidade de área, esperava-se que a acumulação de biomassa e nutrientes fossem superiores. No entanto, o crescimento dos mognos-africanos em T4 foi similar ao T1, onde foram detectadas maiores taxas de crescimento da parte aérea (ver capítulo II). Estes resultados sugerem uma exploração complementar dos nichos e um compartilhamento de recursos (água e nutrientes) sem prejuízos ao crescimento das árvores de mogno-africano.

A maior produção de biomassa e o maior enriquecimento de N, P, K, Ca e Mg na parte aérea das espécies arbóreas regenerantes do T4, em relação àquelas do T2, sugerem que as mesmas podem estar se beneficiando do residual de nutrientes das adubações direcionadas às espécies do SAF, assim como foi especulado para as árvores de mogno-africano (sobretudo de *K. ivorensis* – ver capítulo II). Este fato permite uma maior eficiência na conservação dos nutrientes em estruturas orgânicas das espécies regenerantes dentro do sistema, sobretudo dos nutrientes de maior mobilidade no solo (N e K, por exemplo) e mais sujeitos às perdas por lixiviação. Na prática, isto significa que os nutrientes inorgânicos outrora não capturados pelas espécies cultivadas do SAF, posteriormente são devolvidos sob a forma orgânica através das podas e acomodação da biomassa no entorno das espécies de interesse agroflorestal.

A diversidade de espécies com distintos conteúdos e exigências nutricionais, além da exploração de camadas diferenciadas do solo, podem contribuir para melhor conservação dos nutrientes (CHAZDON, 2016). Dentre os grupos taxonômicos regenerantes (nível II) e com maior relevância fitossociológica, verificou-se a existência de espécies-chave que podem ser recomendadas para serem privilegiadas durante o manejo regenerativo na região deste estudo. Tais espécies possuem alta capacidade de acumulação de determinados nutrientes nos tecidos (Anexos 12 a 14), os quais podem ser frequentemente aportados ao sistema via deposição de biomassa fresca, oriunda das podas. Em virtude da diversidade de plantas, os resíduos das podas apresentam qualidades químicas distintas e complementares. Estas características são desejáveis para o bom funcionamento da ciclagem biogeoquímica, intermediada pelos microrganismos decompositores, principalmente em solos degradados pela atividade agropecuária (VIEIRA; HOLL; PENEIREIRO, 2009; CÉZAR et al., 2015).

A espécie *S. crinitum* teve, em média, altos teores de N, P, Ca e Mg nos tecidos da parte aérea. Por outro lado, apresentou menores teores de K e S, os quais foram encontrados em maior concentração nos tecidos de outros grupos de espécies como *Mikania sp.*, *B. ferruginea* e *C. scorpioides* (Anexos 12 a 14). No entanto, a maior contribuição para o acúmulo de nutrientes na biomassa foi proporcionada pelas espécies dominantes, em termos de cobertura. O *B. dracunculifolia* foi a espécie que acumulou as maiores quantidades de todos os nutrientes entre as espécies arbustivas, embora os teores de nutrientes em seus tecidos não tenham sido tão altos quanto de outras espécies arbustivas (Anexos 15 a 21). Já entre as espécies arbóreas destacam-se a *V. guianensis*, *C. pachystachya* e *Inga* sp como as principais acumuladoras de nutrientes. A *V. guianensis* e a *C. pachystachya* desempenharam um papel importante na acumulação de nutrientes, contribuindo com mais de 60% do total de todos os nutrientes acumulados na biomassa viva acima do solo (Anexos 15 a 21).

O caso do *Inga* sp. é particularmente interessante. Por ser uma espécie fixadora de N_2, seus tecidos são normalmente mais enriquecidos em N. Em uma situação hipotética, ao realizar uma poda drástica de uma única árvore de *Inga* sp. com porte médio (área de copa de 30 m², 13 kg de matéria seca de folhas, 18 kg de galhos e 20 kg de tronco – proporções reais obtidas em uma amostra de campo), poderia ser gerado um total de 0,54 kg de N (na forma orgânica) para ser depositado sobre o solo. No entanto, as relações estequiométricas de N:P dos tecidos de *Inga* sp. foram as mais elevadas entre as espécies regenerantes deste estudo, indicando que a decomposição de seus resíduos pode ser mais lenta em razão da baixa disponibilidade de P para os organismos decompositores (HÄTTENSCHWILER, 2005; SANTOS et al., 2018). No entanto, se os mesmos estiverem misturados com resíduos de outras espécies regenerantes que acumulam maiores quantidades de P (*C. pachystachya*, por exemplo), a decomposição e liberação de nutrientes para as espécies de interesse agroflorestal pode ser mais acelerada.

Além dos nutrientes, o manejo da comunidade regenerante permitiu maior acumulação de C na parte aérea. Hughes; Kauffman; Jaramillo (1999) observaram que os teores de C em diferentes compartimentos da biomassa acima do solo (incluindo a serapilheira) nas florestas em regeneração no México, variaram entre 41% e 48%. Para efeito de cálculo, considerou-se neste estudo um teor médio de C equivalente a 45%. A partir dos valores de biomassa acima do solo (incluindo a biomassa dos indivíduos regenerantes e o estoque de serapilheira), observou-se que os tratamentos T2 e T4 acumularam 3,6 e 4,5 Mg de C ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente. Por outro lado, nos tratamentos T1 e T3 a mesma taxa atingiu valores da ordem de 1,5 Mg de C ha^{-1} ano^{-1} e 2,25 Mg de C ha^{-1} ano^{-1}, respectivamente. De acordo com Chazdon (2016), a taxa de acumulação de C pode variar entre 2 e 3,5 Mg de C ha^{-1} ano^{-1} em florestas secundárias com menos de 20 anos de idade. Fatores edafoclimáticos, além da duração e do tipo de uso do solo anterior, podem influenciar nas taxas de acumulação de carbono e biomassa nas florestas tropicais em regeneração (UHL; BUSCHBACHER. SERRÃO, 1988). Vale ressaltar que neste cálculo não foram consideradas a biomassa das espécies raras e de menor relevância fitossociológica. No entanto, as estimativas deste estudo demonstraram que a condução seletiva da regeneração natural permitiu dobrar a taxa de acumulação de C na biomassa viva acima do solo, somente nos cinco primeiros anos de condução.

Impactos sobre a qualidade do solo

Por conta do tempo decorrido desde a implantação do experimento até o período de avaliação deste estudo, ainda não foram encontradas evidências conclusivas a respeito de melhorias nos teores de nutrientes no solo entre os tratamentos com ou sem condução seletiva da regeneração natural. Os maiores níveis de P e das bases do solo (Ca, Mg e K) nos tratamentos com SAFs (T3 e T4), possivelmente foram decorrentes das operações de fertilização das

espécies frutíferas cultivadas nas entrelinhas e entre as árvores de mogno-africano. No entanto, a diversidade de espécies, a complexidade estrutural e o manejo de podas nos tratamentos T2 e T4 podem trazer possíveis benefícios à fertilidade do solo no médio e longo prazo (MARKEWITZ et al., 2004). Ao longo dos anos, as espécies regenerantes podem vir a explorar as camadas mais profundas do solo, podendo recuperar parte dos nutrientes perdidos por lixiviação, os quais podem retornar à superfície do solo através da deposição de serapilheira e/ou manejo de podas e desbastes. Além disso, as plantas dos estágios iniciais deixam um legado positivo para o agroecossistema local e para o estabelecimento das espécies subsequentes, ao longo da trajetória sucessional. Essas plantas acumulam C e nutrientes em sua biomassa e os devolvem sob a forma de serapilheira (acima e abaixo do solo), contribuindo para o aumento de matéria orgânica e demais atributos químicos do solo, bem como para as demais plantas cultivadas (CHAZDON, 2016). Um dos primeiros indícios dessas alterações diz respeito aos maiores valores de CTC efetiva (valor t) apresentados pelo tratamento T4, sobretudo em relação ao T1. Estes resultados sugerem que o solo tem aumentado sua capacidade de trocar bases com a solução do solo, devido ao aumento de cargas proporcionado pelo enriquecimento de matéria orgânica no sistema (CANELLAS et al. 2008).

O manejo de SAFs sucessionais já foi descrito anteriormente como uma alternativa promissora para a recuperação de solos exauridos pela atividade agropecuária. Peneireiro (1999), realizou análise comparativa entre uma área de SAF sucessional, manejada por 12 anos, e área de pousio (capoeira) no sul da Bahia. Ambas foram estabelecidas em áreas abandonadas por cultivos sucessivos de mandioca (*Manihot sculenta* Crantz.) com solos tipicamente distróficos. Constatou-se que o manejo de podas e capinas seletivas nas áreas de SAFs contribuíram para incrementar os níveis de fertilidade do solo, em relação às áreas de pousio (controle), com destaque para os teores de P, soma e saturação por bases. Além disso, destaca-se que a CTC efetiva do solo da área manejada foi 2,5 vezes superior à área controle.

Contrariamente aos atributos químicos, alguns indicadores associados à atividade microbiana mostraram-se mais sensíveis às mudanças causadas pelo manejo regenerativo. Os atributos bioquímicos e microbiológicos do solo são frequentemente utilizados como indicadores de mudanças na qualidade do solo por serem mais sensíveis às alterações causadas pelo tipo de manejo e uso da terra (ACOSTA-MARTÍNEZ et al., 2007; SILVA et al., 2010). A análise de componentes principais, a qual foi usada aqui para avaliar o perfil bioquímico do solo, mostrou que o tratamento T1 foi notadamente discriminado dos demais tratamentos ao longo da primeira componente principal (PC1) (Figura 29). A atividade de β-glicosidases e a respiração basal do solo foram as variáveis que mais se correlacionaram com a PC1 e que contribuíram para a diferenciação bioquímica do solo entre o T1 e os demais tratamentos.

De acordo com Turner et al. (2002), as β-glicosidases atuam na fase final da transformação da celulose, gerando substratos mais facilmente utilizáveis pela comunidade microbiana do solo em outras fases da decomposição. A matéria orgânica exerce influência direta sobre a atividade da β-glicosidase, pois fornece substrato para a ação dessas enzimas e também as protege por meio da formação de complexos enzima-compostos húmicos (DENG; TABATABAI, 1997). Assim, os resultados do presente estudo sugerem que a diminuição da atividade da β-glicosidase esteve associada à redução da cobertura verde e nos estoques de serapilheira, decorrentes do controle químico das plantas regenerantes. Por outro lado, maiores atividades de β-glicosidases foram detectadas nos tratamentos onde as atividades de manejo não impactaram nos estoques de serapilheira e ao mesmo tempo contribuíram para maior deposição de matéria orgânica através de roçada (seletivas ou não) e/ou podas dos indivíduos regenerantes, indicando possíveis benefícios à ciclagem do C no solo.

Impactos do manejo regenerativo sobre outras funções ecossistêmicas

A maior diversidade e abundância de espécies regenerantes ajudam a atrair e manter as populações de polinizadores (MENZ et al., 2011). Entre as árvores e arbustos regenerantes deste estudo existem diversos grupos taxonômicos polinizados por abelhas e/ou outros insetos (Tabela 28). As flores de *V. guianensis*, *Mikania sp.*, *C. scorpioides* são constantemente visitadas por diversas espécies de abelhas (Tabela 28). Já o *B. dracunculifolia* é uma planta frequentemente visitada pelas abelhas que buscam resinas presentes nos primórdios foliares desta espécie para fabricarem a própolis verde, matéria-prima utilizada no revestimento das colmeias (Tabela 28). A presença do *B. dracunculifolia* e outras espécies apícolas na paisagem garante recursos básicos para o aumento da abundância e diversidade de abelhas dentro do agroecossistema. Coletivamente, esses insetos também desempenham um papel fundamental na polinização das espécies frutíferas cultivadas nos SAFs deste estudo.

Além de servirem como poleiros naturais, algumas espécies também produzem frutos que são dispersados pela fauna silvestre, principalmente por aves e mamíferos, tais como *Inga sp.*, *S. crinitum* e *C. pachystachya* (Tabela 28). A presença constante desses animais contribui para o aumento da chuva de sementes, favorecendo a propagação dessas espécies e a entrada e o estabelecimento de novas espécies na área em regeneração (CHAZDON, 2008).

Tabela 27: Atributos funcionais de algumas das principais espécies regenerantes

Espécie	Atributos ecológicos	Referências
Baccharis dracunculifolia	Uso medicinal, fonte de resina para produção da própolis verde	Sforcin et al. (2012); Santos et al. (2010); Almeida et al. (2003)
Bactris ferrugínea	Fonte de alimentos (palmito e frutos)	Medeiros-Costa (2002); Lorenzi et al. (2004)
Cecropia pachystachya	Fonte de alimentos para animais (aves e mamíferos)	Marcondes-Machado; Oliveira (1988); Sato (2008)
Cyrtocimura scorpioides	Planta apícola, uso medicinal	Rauh et al. (2008); Mouga; Krug (2010); Almeida et al. (2003)
Inga sp.	Fonte de alimentos para animais, fixadora de N_2	Canosa; Moraes (2016)
Lantana camara	Polinizada por abelhas e outros insetos; uso medicinal e ornamental	Ribeiro et al. (2010)
Miconia albicans.	Fonte de alimentos para aves e uso medicinal	Allenspach; Dias (2012)
Pleroma heteromallum	Polinizada por abelhas e outros insetos, fonte de alimentos para aves e uso ornamental	Campos (2010); Santos (2018)
Solanum crinitum.	Fonte de alimentos para mamíferos	Canosa; Moraes (2016); Dias-Filho (1998)
Vismia guianensis	Acumuladora de magnésio e fósforo na biomassa, planta apícola, fonte de alimentos para morcegos (áreas abertas)	Santos; Machado (1998); Boehm (2000); Dias-Filho (1998)

Os sistemas produtivos mais complexos, como os SAFs sucessionais, fornecem um maior número de hábitats e nichos que favorecem o aumento populacional de inimigos naturais das pragas que atacam as plantas de interesse agroflorestal (YOUNG, 2017). Além disso, a

diversidade e complexidade estrutural dificulta o ataque de pragas específicas. Por exemplo, uma das principais pragas da cultura do mogno-africano é a *Hypsyphylla grandella*, um microlepidóptero que ataca principalmente o meristema apical das árvores e causam entortamentos e prejuízos econômicos ao silvicultor, sobretudo durante a fase inicial de crescimento, quando as plantas estão em desenvolvimento monopodial e ainda não formaram copa. Em teoria, os sistemas mais diversos e com vários estratos dificultam a localização das plantas hospedeiras de mognos-africano, seja pela criação de obstáculos físicos ou interferência na percepção dos sinais químicos que orientam a mariposa (OPUNI-FRIMPONG et al., 2014).

O manejo seletivo da comunidade regenerante também permitiu o estabelecimento e crescimento de espécies pioneiras que auxiliam na regulação ambiental e ao mesmo tempo favorecem o avanço da sucessão secundária. Muitas das espécies encontradas no nível II da comunidade regenerantes criam micro-hábitats para o plantio de enriquecimento de outras espécies tolerantes à sombra (*Euterpe edulis*, por exemplo) em fase futura, ou mesmo para àquelas que foram introduzidas pela chuva de sementes. Além disso, algumas espécies regenerantes fornecem produtos medicinais, além de fibras e alimentos alternativos que podem ser domesticadas e exploradas comercialmente. O *B. ferruginea*, por exemplo, é uma espécie nativa da região sul da Bahia (LORENZI et al. 2004) e pode fornecer frutos e palmitos comestíveis (Tabela 28). Deste modo, o manejo regenerativo contribui para formação de SAFs de alta diversidade, que conferem maior segurança alimentar e sazonalidade produtiva para os agricultores.

8.5. CONCLUSÕES

A aplicação única do herbicida (glifosato) desencadeou uma transformação na composição florística e riqueza da comunidade regenerante do tratamento T1, anteriormente dominada por um pequeno grupo de espécies de gramíneas e samambaias. Após a dessecação com glifosato foram observadas reduções nos estoques de serapilheira e cobertura do solo neste tratamento. Por outro lado, além da maior diversidade, observa-se que o manejo regenerativo dos tratamentos T2 e T4 promoveu maior acumulação de biomassa e C, em relação aos tratamentos com manejo convencional das plantas regenerantes. A incorporação de biomassa fresca através das podas e roçadas contribuem para maior atividade de enzimas ligadas ao ciclo do C, com reflexos positivos à fertilidade do solo no médio e longo prazo, sobretudo em relação ao T1.

A condução seletiva da regeneração natural também promove o aumento da diversidade de grupos taxonômicos (além daqueles de interesse agroflorestal) e garante o provimento de outros bens e serviços ecossistêmicos dentro do agroecossistema, sendo o fornecimento de outros tipos de alimentos e fibras, o controle de pragas, a atração de polinizadores e a regulação ambiental, entre os mais relevantes.

8.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACOSTA-MARTÍNEZ, V; CRUZ, L.; SOTOMAYOR-RAMÍREZ, D.; PÉREZ-ALEGRÍA, L. Enzyme activities as affected by soil properties and land use in a tropical watershed. **Apllied Soil Ecology**, v. 35, p. 35-45, 2007.

AKINDELE, S. O.; LEMAY, V. M. Development of tree volume equations for common timber species in the tropical rain forest area of Nigeria. **Forest Ecology and Management**, v.226, n.1-3, p.41-48, 2006.

ALLENSPACH N., DIAS M. M. Frugivory by birds on *Miconia albicans* (Melastomataceae), in a fragment of cerrado in São Carlos, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 2, p. 407-413, 2012.

ALMEIDA, D.; MARCHINI, L. C.; SODRÉ, G. S.; D'ÁVILA, M.; ARRUDA, C. M. F. **Plantas visitadas por abelhas e polinização**. Piracicaba: ESALQ - Divisão de Biblioteca e Documentação, 2003. 40p.

ANDERSON JD, INGRAM LJ, STAHL PD Influence of reclamation management practices on microbial biomass carbon and soil organic carbon accumulation in semiarid mined lands of Wyoming. **Applied Soil Ecology**, v. 40, p. 387–397, 2008.

BARTLETT, R. J.; ROSS, S. D. Colorimetric determination of oxidizable carbon in acid soil solutions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 52, p.1191–1192, 1988.

BOEHM, V. *Vismia guianensis* (Aubl.) Choisy, Clusiaceae: management factors in early stages of agroforestry system. In: GERMAN-BRAZILIAN WORKSHOP ON NEOTROPICAL ECOSYSTEMS, 2000, Hamburg. **Anais…** Hamburg: University, 2000.

BRAUN-BLANQUET. **Fitosociología: bases para el estudio de las comunidades vegetales**. 3.ed. rev. aum. Madrid: Blume, 1964. 819p.

BRIGHENTI, A. M.; OLIVEIRA, M. F. Biologia de plantas daninhas. In: OLIVEIRA JR, R. S.; CONSTANTIN, J.; INOUE, M. H. (Eds.) **Biologia e manejo de plantas daninhas**. Curitiba: Omnipax, 2011. pp. 1-36.

BROOKES P. C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D. S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 17, p. 837–842, 1985.

CAMPOS, C. C. F. **Biologia reprodutiva de *Tibouchina heteromalla* COGN. (Melastomataceae) e *Ocimum selloi* Beth (Lamiaceae)**. 2010. 83f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2010.

CANELLAS, L. P et al. Reações da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2ª Ed. Porto Alegre: Metrópole. 2008, pp. 45-64.

CANOSA, G. A.; MORAES, L. F. D. **Atributos funcionais de espécies da Mata Atlântica: ferramentas para o planejamento ambiental e econômico**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2016. 168 p.

CÉZAR, R. M. et al. Soil biological properties in multiestrata successional agroforestry systems and in natural regeneration. **Agroforestry Systems**, v. 89, n. 6, p. 1035-1047, 2015.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, p. 1458-1460, 2008.

CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. São Paulo: Oficina de Textos, 2016. 430 p.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **BIOTROPICA**, v. 48, n. 6, p. 716-730, 2016.

CHAZDON, R. L. et al. **Una Alianza con la Naturaleza: El caso de la regeneración natural en la restauración de bosques y paisajes**. Montreal: Documento de política de FERI, 2017. 11p.

DENG, S. P.; TABATABAI, M. A. Effect of tillage and residue management on enzyme avtivities in soils: III. Phosphatases and arylsulfatase. **Biology and Fertility Soils**, v. 24, n. 2, p. 141-146, 1997.

DIAS-FILHO, M.B. Alguns aspectos da ecologia de sementes de duas espécies de plantas invasoras da Amazônia Brasileira: implicações para o recrutamento de plântulas em áreas manejadas. In: GASCON, C.; MOUTINHO, P. (Ed.). **Floresta amazônica: dinâmica, regeneração e manejo**. Manaus: INPA, 1998. p. 233-248.

EIVAZI F.; TABATABAI M. A. Glucosidases and galactosidases in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 20, p. 601–606, 1988.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solo, plantas e fertilizantes**, 2a. ed. Brasília: Embrapa Informação tecnológica, 2009. 627p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo** 3a. ed. Brasília: EMBRAPA, 2017. 574p.

FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOUGUEIRA, D. A. **ExpDes: Experimental Designs package**. R package version 1.1.2, 2013. Disponível em: http://CRAN.R-project.org/package=ExpDes.

FONTAINE, S.; MARIOTTI, A.; ABBADIE, L. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, p. 837-843, 2003.

FROUFE; L. C. M.; RACHWAL, M. F. G.; SEOANE, C. E. S. Potencial de sistemas agroflorestais multiestrata para sequestro de carbon em áreas de ocorrência de Floresta Atlântica. **Pesquisa Florestal Brasileira**. v. 31, n. 66, p. 143-154, 2011.

HÄTTENSCHWILER, S.; TIUNOV, A. V.; SCHEU, S. Biodiversity and Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 36, p. 191-218, 2005.

HOLL, K. D. Old filed vegetation succession in the Neotropics. In: CRAMER, V. A.; HOBBS, R. J. (Eds.) **Old Fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland**. Washington: Island Press, 2007, pp. 93-18.

HOOPER, E.; CONDIT, R.; LEGENDRE, P. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama, **Ecological Applications**, v. 12, p. 1626-1641, 2002.

HUGHES, R. F.; KAUFFMAN, J. B.; JARAMILLO, V. J. Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of México. **Ecology**, v. 80, n. 6, p. 1892-1907, 1999.

LELES, P. S. S.; RESENDE, A. S. **Controle de plantas daninhas em restauração florestal**. Brasília: Embrapa, 2017.107p.

LORENZI, H. et al. **Palmeiras brasileiras e exóticas cultivadas**. Nova Odessa: Instituto Plantarum de Estudos da Flora. 2004. 416p.

MARCONDES-MACHADO, L. O.; OLIVEIRA, M. M. A. Comportamento alimentar de aves em *Cecropia* (Moraceae), em Mata Atlântica, no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 4, n. 4, p. 331-339, 1988.

MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D. Nutrient loss and redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. 177-199, 2004.

MARTINI, A. M. Z.; FIASCHI, P.; AMORIM, A. M.; PAIXÃO, J. L. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v.16, p. 3111-3128, 2007.

MARTÍNEZ-RAMOS, M.; GARCÍA-ORTH, X. Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. **Boletin de la Sociedad Botânica de México**, v. 80, p. 69-84, 2007.

MEDEIROS-COSTA, J. T. As espécies de palmeiras (Arecaceae) do Estado de Pernambuco, Brasil. In: TABARELLI, M; SILVA, J. M. C. (Orgs.). **Diagnóstico da biodiversidade de Pernambuco**. v. 1. Recife: SECTMA & MASSANGANA, 2002. p. 229-236.

MENZ, M. H. et al. Reconnecting plants and pollinators: challenges in the restoration of pollination mutualisms. **Trends in Plant Science**, v. 16, n. 1, p. 4-12, 2011.

MESQUITA, R. C. G. et al. Alternative successional pathways in the Amazon Bassin. **Journal of Ecology**, v. 89, p. 528–537, 2001.

MICCOLIS, A. et al. **Restauração ecológica com sistemas agroflorestais: como conciliar conservação com produção: opções para Cerrado e Caatinga**. Brasília: Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal, 2016. 266p.

MOUGA, D. M. D. S.; KRUG, C. Comunidade de abelhas nativas (Apidae) em Floresta Ombrófila Densa Montana em Santa Catarina. **Zoologia**, v. 27, n. 1 p. 70-80, 2010.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley and Sons, 1974. 547 p.

NEPSTAD, D. M.; UHL, C.; SERRÃO, E. A. S. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. **Ambio**, v. 20, n. 6, p. 248-255, 1991.

NEPSTAD, D. C.; STICKLER, C. M.; ALMEIDA, O. T. Globalization of the Amazon soy and beef industries: opportunities for conservation. **Conservation Biology,** v. 20, n. 6, p. 1595-1603, 2006.

OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.4-5, 2017. Diponível em: https://CRAN.R-project.org/package=vegan

OPUNI-FRIMPONG, E. NYARKO-DUAH, N. Y.; BELFORD, E. J. D.; STORER, A. J. Silvicultural systems for restoration of mahogany in degraded landscapes in Africa: influence of mixed rainforest plantation on growth and pest damage. **Open Journal of Forestry**, v. 4, p. 414-425, 2014.

PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA – PACTO. **A reserva legal que queremos para a Mata Atlântica**. Brasília: Quartzo Comunicação, 2018. 99p.

PENEIREIRO, F. M. **Sistemas agroflorestais dirigidos pela sucessão natural: Um estudo de caso**. 138 f., 1999. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

PIOTTO, D.; MONTAGININI, F.; THOMAS, W.; ASHTON, M.; OLIVER, C. Forest recovery after swidden cultivation across a 40-year chronosequence in the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil. **Plant Ecology**, v. 205, n. 2, p. 261-272, 2009.

POORTER, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p. 211-214, 2016.

RAUH, L. K. **Avaliação da atividade anti-inflamatória tópica da Vernonia scorpioides (Lam) Persons em modelos de inflamação cutânea em camumdongos**. 2008. 121f. Dissertação (Mestrado em Farmacologia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

RIBEIRO, R. S.; BENTO, M. A.; NEVES, T. G.; AGOSTINI, K. Visitantes florais de Lantana camara (Verbenaceae) no campus Taquaral da Universidade Metodista de Piracicaba. In: 8ª Mostra Acadêmica/18º Congresso de Iniciação Científica, 2010, Piracicaba. **Anais…** Piracicaba: UNIMEP, 2010.

RUAS, R. A. A.; LIMA, J. C. L.; APPELT, M. F.; DEZORDI, L. R. Controle de *Brachiaria decumbens* Stapf com adição de ureia à calda do glifosato. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 42, n. 4, p. 455 – 461, 2012.

SALOMÃO, R. P. et al. Sistema capoeira classe: uma proposta de sistema de classificação de estágios sucessionais de floresta secundárias para o estado do Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais,** v. 7, n. 3, p. 297-317, 2012.

SANTOS, M. J. L.; MACHADO, I. C. Biologia floral e heterostilia em *Vismia guianensis* (Aubl.) Choisy (Clusiaceae). **Acta Botanica Brasilica**, v. 12, n. 3, p. 451-464, 1998.

SANTOS, D. A. Anti-inflamatory and antinociceptive effects of Baccharis dracunculifolia DC (Asteraceae) in different experimental models. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 127, n. 2, p. 543-505, 2010.

SANTOS, F. M.; BALIEIRO, F. C.; FONTES, M. A.; CHAER, G. M. Understanding the enhanced litter decomposition of mixed-species plantations of *Eucalyptus* and *Acacia mangium*. **Plant and Soil**, v. 423, n. 1-2, p. 141-155, 2018.

SANTOS, L. M. **Guia de plantas: flores no campo rupestre**. Nova Lima: CVRD, 2018. 128p.

SANTOS, P. Z. F.; CROUZEILLES, R.; SANSEVERO, J. B. B. Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**. v. 433, p. 140-145, 2019.

SATO, T. M. Frugivoria de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em *Cecropia pachystachya* (Urticaceae) e seus efeitos na germinação das sementes. **Papéis Avulsos de Zoologia: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo**, v. 48, n. 3, p. 19-26, 2008.

SCNHÜRER, J.; ROSSWALL, T. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 43, p. 1256-1261, 1982.

SCHWEIZER, D. et al. **Oportunidades y desafíos para la gobernanza de la restauración del paisaje forestal en América Latina**. Bogor, Indonesia: CIFOR, 2014. 58p. Documentos Ocasionales 182.

SFORCIN, J. M. et al. ***Baccharis dracunculifolia*: uma das principais fontes vegetais da própolis brasileira**. São Paulo: Editora Unesp, 2012. 100p.

SILVA, E. E.; AZEVEDO, P. H. S.; DE-POLLI, H. **Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO2)**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2007. 4p. (Comunicado Técnico 99. Embrapa Agrobiologia).

SILVA, D. K. A. et al. Soil microbial biomass and activity under natural and regenerated forests and conventional sugarcane plantations in Brazil. **Geoderma**, v. 189-190, p. 257-261, 2010.

SIMINSKI, A. et al. Secondary forest succession in the Mata Atlantica, Brazil: flortistic and phytosociological trends. **International Scholarly Research Network Ecology**, v. 2011, p. 1-19, 2011.

SZOTT, L. T.; PALM, C. A.; BURESH, R. J. Ecosystem fertility and fallow function in the humid and subhumid tropics. **Agroforestry Systems**, v. 47, p. 169-196, 1999.

TABATABAI, M. A. Soil enzymes. In: WEAVER, R. W. (ed) **Methods of soil analysis**. Soil Science Society of America, Madison, 1994. p. 775–833

TOLEDO, R. E. B.; VICTORIA FILHO, R.; ALVES, P. L. C. A.; PITELLI, R. A.; LOPES, M. A. F. Faixas de controle de plantas daninhas e seus reflexos no crescimento de plantas de eucalipto. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 26, n. 64, p. 78 - 92, 2003.

TURNER, B. L. et al. β-Glucosidase activity in pasture soils. **Applied Soil Ecology**, v. 20, n. 2, p. 157-162, 2002.

UHL, C. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. **Journal of Ecology**, v. 75, p. 377-407, 1987.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, A. S. Abandoned pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, v. 76, p. 663-681, 1988.

UNITED NATIONS – ONU. **World population prospects: the 2015 revision, key findings and advance tables**. New York: Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2015. 59p. Working Paper No. ESA/P/WP.241.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, p.703–707, 1987.

VIEIRA, D. L. M.; HOLL, K. D.; PENEIREIRO, F. M. Agro-sucessional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Restoration Ecology**. v. 17, n. 4, p. 451-459, 2009.

WIELAND, L. M. et al. Seed rain and advance regeneration in secondary succession in the Brazilian Amazon. **Tropical Conservation Science**, v. 4, n. 3, p. 300-316, 2011.

WILLIAMSON, G. B.; BENTOS, T. V.; LONGWORTH, J. B.; MESQUITA, R. C. G. Convergence and divergence in alternative successional pathways in Central Amazonia. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1-2, p. 341-348, 2012.

YEOMANS, J. C.; BREMMER, J. M. A rapid and precise method for toutine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, 1988.

YOUNG, K. Mimicking nature: a review of sucessional agroforestry systems as an analogue to natural regeneration of secondary forest stands. In: MONTAGNINI, F. (Ed.) **Integrating landscapes agroforestry for biodiversity conservation and food sovereignty**, Advances in Agroforestry 12, Springer, 2017. p. 179-209.

9. CONSIDERAÇÕES FINAIS

No capítulo I foram apresentadas equações hipsométricas e volumétricas para duas espécies de mogno-africano em SAFs e povoamentos mistos, estabelecidos no Sul da Bahia. Tais equações devem ser preferencialmente ajustadas para cada condição de cultivo, pois as relações entre as variáveis dendrométricas podem ser alteradas em função das condições edafoclimáticas, do espaçamento de plantio, da idade, espécie e inclusive da procedência do material genético. Se as espécies e condições de cultivo forem similares, as equações deste estudo podem ser ferramentas úteis para os silvicultores monitorarem o crescimento e a produção, durante a fase inicial de condução do povoamento. A continuidade do estudo também permitirá inferir se o avanço da idade e o aumento no número de meristemas que controlam o desenvolvimento das árvores também afetam as relações alométricas, bem como a natureza dos modelos dendrométricos. É muito provável que os modelos mais complexos e não-lineares se ajustem melhor à essas condições. Novos estudos de modelagem com dados de diferentes procedências e espécies do gênero *Khaya* também precisam ser encorajados, pois as relações alométricas das árvores também podem diferir entre as espécies e mesmo dentro das procedências da mesma espécie de mogno-africano.

Em termos práticos, os resultados do capítulo II demonstraram o potencial produtivo dos mognos-africanos no tratamento T1, onde constatou-se um rápido arranque inicial de crescimento das árvores, possivelmente pelo melhor controle de gramíneas invasoras com alto potencial competidor por água e nutrientes. O manejo da produção de mognos-africanos com aplicação de herbicidas tem sido a tônica de muitos produtores. A principal razão pela escolha do uso de herbicida se deve à redução de custos com mão de obra na manutenção de povoamentos florestais, incluindo também a frequência de operações de tratos silviculturais. No entanto, não se sabe se este efeito positivo sobre o crescimento e produção dos mognos-africanos irá se manter em longo prazo. A continuidade de aplicações de herbicida pode levar à diminuição na cobertura do solo, com impactos severos à estrutura física e qualidade química e biológica do solo. Ademais, os resultados mostraram que o crescimento e produtividade dos mognos-africanos em SAFs sucessionais foram similares ao T1 até os 58 meses após o plantio. Isto foi discutido como resposta a um possível aproveitamento do residual das adubações direcionadas às plantas anuais e frutíferas do SAF. Com os monitoramentos de longo prazo, será possível analisar o efeito das demais espécies (regenerantes e cultivadas) dos SAFs sucessionais sobre o comportamento das árvores de mogno-africano, além de subsidiar as tomadas de decisões importantes para o manejo (e.g., desbastes).

Ainda no capítulo II, foi possível notar que apesar da maior taxa de crescimento de *K. anthotheca* comparativamente a *K. ivorensis*, a primeira mostrou-se mais suscetível a entortamentos de fuste. A maior frequência de árvores tortuosas de *K. anthotheca* também parece estar relacionada a pulsos de crescimento (após roçagens ou adubações seguidas de períodos de alta pluviosidade) que levam à formação de copas desproporcionais à capacidade de estabilidade do fuste. Assim, os impactos sobre a qualidade de fuste desta espécie podem ser minimizados através de práticas silviculturais que promovam taxas de crescimento mais cadenciadas, como adubações e irrigações parcimoniosas, a fim de promover árvores com fustes mais estáveis.

No capítulo III, os resultados mostraram que a condução seletiva da regeneração natural fez com que o sistema de cultivo ganhasse complexidade estrutural e abrigasse maior densidade e diversidade de plantas, em relação aos sistemas mais simplificados (aqueles que realizam o controle das plantas regenerantes por meio de roçadas, capinas e uso de herbicidas). Em resposta, os sistemas produtivos mais complexos conseguiram estocar maiores quantidades de

C e nutrientes na biomassa, devido à exploração complementar de nichos (acima e abaixo do solo). Deste modo, é possível inferir que a maior conservação de nutrientes permite a produção de madeiras (mognos-africanos e espécies nativas) e alimentos de forma mais sustentável, uma vez que sob este manejo os ciclos biogeoquímicos tendem a tornarem-se cada vez mais fechados (com menores perdas), conforme o avanço da sucessão. Isto acontece por conta do maior aproveitamento dos nutrientes pelas raízes das plantas e pelo aporte constante de serapilheira e biomassa oriunda de desbastes e podas na vegeteção regenerante. Com isso, criam-se condições para a recuperação da qualidade física, química e biológica do solo no médio e longo prazo. Além disso, a maior diversidade de plantas auxilia indiretamente na restauração de interações ecológicas e seus benefícios associados, como por exemplo: o aumento na disponibilidade de habitats e recursos para elevar as populações de inimigos naturais de pragas, polinizadores e dispersores.

A vantagem de se produzir em SAFs sucessionais inequiâneos, multiestratificados e altamente diversos é que os recursos de crescimento (água, luz e nutrientes) podem ser manejados e aproveitados em maior plenitude, sendo frequentemente direcionados para as espécies cultivadas e regenerantes. Além disso, não é previsto um fim para o sistema, pois o mesmo é renovado através das colheitas, desbastes, novos plantios e chegada de novas espécies da regeneração natural. Assim, além dos mognos-africanos, diversas outras espécies podem ser exploradas comercialmente para produção de madeiras, frutas, palmitos e especiarias.

No entanto, este modelo de sistema produtivo pode demandar diversas operações de manutenção (roçadas e capinas seletivas), sobretudo se for implantado em áreas onde a sucessão está estagnada, em razão dos usos anteriores do solo (e.g., pastagens abandonadas com intensa colonização de espécies gramíneas exóticas invasoras ou agricultura com baixo uso de insumos e uso frequente de fogo) e onde há ausência de remanescentes florestais no entorno para contribuir com a resiliência do sistema (e.g., chuva de sementes). Estes fatores podem tornar sua condução bastante onerosa, devido à maior frequência das operações de roçadas e capinas, que podem elevar bastante o custo operacional.

Alternativamente, em casos onde a sucessão estiver estagnada e com intensa colonização de gramíneas invasoras, a utilização parcimoniosa de herbicidas (aplicação direcionada apenas a espécies invasoras dominantes), conjugada com semeadura de espécies leguminosas forrageiras com potencial para adubação verde, pode promover a quebra de dominância das gramíneas. Com a atenuação desse filtro ecológico, pode-se criar condições para o aumento da diversidade e complexidade estrutural, com diversos benefícios potenciais ao sistema. Além disso, esta estratégia pode diminuir os custos envolvidos com as operações de manutenção, pois o crescimento e a ocupação dos estratos verticais pelos indivíduos regenerantes garantem o rápido sombreamento e quebra de dominância das gramíneas e demais espécies daninhas tolerantes à luz. Neste contexto, a realização de estudos de viabilidade econômica comparando os sistemas produtivos analisados neste estudo podem responder melhor essas questões.

Destaca-se que a implantação de SAFs sucessionais com mognos-africanos pode ser uma ferramenta valiosa para restauração florestal de áreas protegidas, por exemplo. Essa possibilidade está materializada na Lei 12.651/2012 (Legislação Florestal Brasileira), que propõe o plantio concomitante de espécies nativas regionais e exóticas ou frutíferas em sistema de produção agroflorestal para recomposição de áreas de reserva legal (RL) ou de preservação permanente (APPs) (esta última somente em propriedades com até 4 módulos fiscais). Ressalta-se, no entanto, que a área recomposta por espécies exóticas não poderá exceder a 50% da área total a ser recuperada. Mais recentemente, o país finalizou a elaboração do Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PLANAVEG), aprovado por meio da Portaria

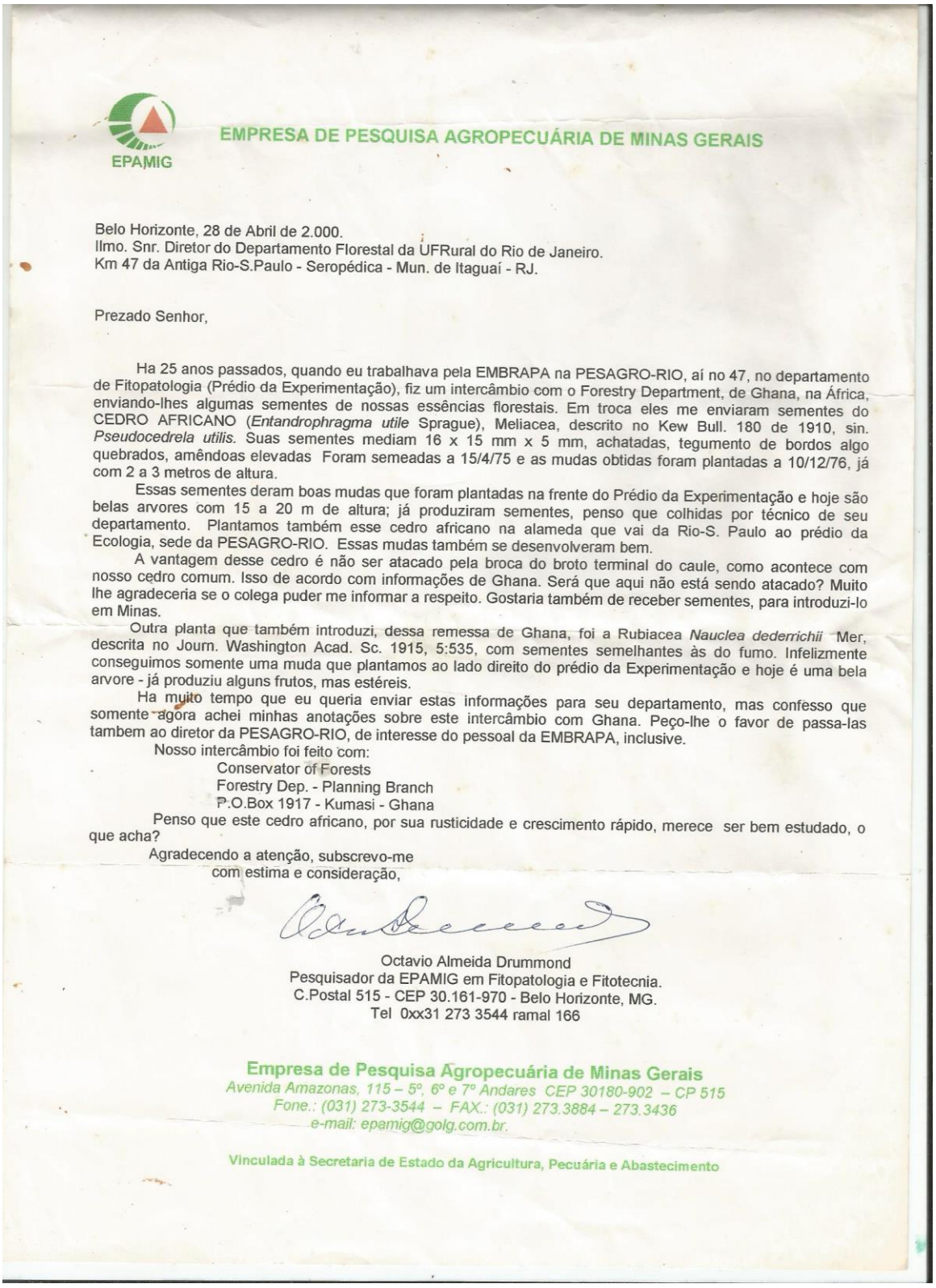
Interministerial nº 230/2017, com objetivo de fortalecer as políticas públicas e fornecer incentivos e medidas necessárias para auxiliar na meta de recuperação de 12 milhões de hectares de vegetação nativa até 2030. Dentre as áreas prioritárias incluem as APPs, RLs e outras áreas degradadas com baixa produtividade. Deste modo, os SAFs sucessionais com mognos-africanos podem ser planejados para exploração de produtos madeireiros e não-madeireiros, desde que estejam contemplados em Planos de Manejo Sustentáveis, previamente aprovados pelo órgão estadual ambiental. Assim, enquanto o produtor promove a restauração das funções ecossistêmicas de suas áreas protegidas e/ou degradadas, o mesmo pode encontrar nestes ambientes uma opção adicional de renda, além de possibilitar a regularização fundiária de sua propriedade.

Além disso, parece bastante promissora a utilização do mogno-africano em consórcio com espécies nativas para restauração de áreas no bioma Mata Atlântica. O produtor pode combinar a restauração de áreas degradadas com a sua inserção no mercado de madeiras nobres. Para isso, é necessário conduzir experimentos para validar o potencial de modelos de consórcios (e.g., plantios em linhas alternadas de mognos-africano com espécies nativas) para atingir o sucesso da restauração florestal, bem como realizar análises detalhadas de viabilidade econômica para os reflorestadores. Uma linha de pesquisa interessante seria a avaliação da interação do mogno-africano com as espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica em termos de competição pelos recursos de crescimento (água, luz e nutrientes).

Em áreas que não são protegidas por lei, após a exploração das árvores de mogno-africano, o produtor teria algumas decisões a serem tomadas: a primeira delas seria deixar que as clareiras abertas com a colheita fossem colonizadas pelas espécies que estão latentes no banco de sementes e no banco de plântulas da regeneração natural. Outra opção seria aproveitar a capacidade de rebrota do mogno-africano e explorar esta espécie em um sistema de talhadia. Além disso, caso o produtor tenha interesse, ele pode realizar o plantio de enriquecimento com espécies não pioneiras nativas entre os tocos deixados pelas árvores do mogno-africano. Entretanto, nas áreas protegidas, não é admitido o replantio ou condução da segunda rotação de espécies arbóreas exóticas quando finalizar o primeiro ciclo de produção, a fim de permitir a regeneração de espécies nativas, conforme inciso III do art. 22 da Lei nº 12.651/2012.

O cultivo do mogno-africano tem despertado o interesse de vários silvicultores, pelas razões já discutidas nesta tese. No entanto, o comércio da madeira ainda é uma incógnita devido ao pouco conhecimento técnico silvicultural do mogno-africano e, sobretudo, pela inexistência de um mercado consolidado de madeiras plantadas de *Khaya*, pois a grande maioria dos povoamentos implantados no Brasil ainda estão muito jovens. Outra limitação é que embora a literatura aponte que o mogno-africano seja resistente ao ataque do microlepidóptero *Hypsipyla grandella* ao meristema apical das árvores e mudas, já foi constatado em campo o ataque deste inseto em povoamentos de mogno-africano no Sul da Bahia e em outras regiões do Brasil (dados não publicados). Ainda que o nível de diversidade dos SAFs e povoamentos mistos seja um aliado para que as plantas de mogno-africano se tornem menos vulneráveis ao ataque, mais estudos sobre o controle desta praga que também ataca outras espécies da família Meliaceae precisam ser fomentados. Além disso, várias outras doenças já foram identificadas na cultura do mogno-africano, mas muito pouco se avançou nas estratégias de controle. Essa é uma situação que chama a atenção, pois se o ataque de pragas ou o surgimento de doenças forem severos, pode trazer grandes prejuízos econômicos para o silvicultor.

10. ANEXOS



EPAMIG

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA DE MINAS GERAIS

Belo Horizonte, 28 de Abril de 2.000.
Ilmo. Snr. Diretor do Departamento Florestal da UFRural do Rio de Janeiro.
Km 47 da Antiga Rio-S.Paulo - Seropédica - Mun. de Itaguaí - RJ.

Prezado Senhor,

Ha 25 anos passados, quando eu trabalhava pela EMBRAPA na PESAGRO-RIO, aí no 47, no departamento de Fitopatologia (Prédio da Experimentação), fiz um intercâmbio com o Forestry Department, de Ghana, na África, enviando-lhes algumas sementes de nossas essências florestais. Em troca eles me enviaram sementes do CEDRO AFRICANO (*Entandrophragma utile* Sprague), Meliacea, descrito no Kew Bull. 180 de 1910, sin. *Pseudocedrela utilis.* Suas sementes mediam 16 x 15 mm x 5 mm, achatadas, tegumento de bordos algo quebrados, amêndoas elevadas Foram semeadas a 15/4/75 e as mudas obtidas foram plantadas a 10/12/76, já com 2 a 3 metros de altura.

Essas sementes deram boas mudas que foram plantadas na frente do Prédio da Experimentação e hoje são belas arvores com 15 a 20 m de altura; já produziram sementes, penso que colhidas por técnico de seu departamento. Plantamos também esse cedro africano na alameda que vai da Rio-S. Paulo ao prédio da Ecologia, sede da PESAGRO-RIO. Essas mudas também se desenvolveram bem.

A vantagem desse cedro é não ser atacado pela broca do broto terminal do caule, como acontece com nosso cedro comum. Isso de acordo com informações de Ghana. Será que aqui não está sendo atacado? Muito lhe agradeceria se o colega puder me informar a respeito. Gostaria também de receber sementes, para introduzi-lo em Minas.

Outra planta que também introduzi, dessa remessa de Ghana, foi a Rubiacea *Nauclea dederrichii* Mer, descrita no Journ. Washington Acad. Sc. 1915, 5:535, com sementes semelhantes às do fumo. Infelizmente conseguimos somente uma muda que plantamos ao lado direito do prédio da Experimentação e hoje é uma bela arvore - já produziu alguns frutos, mas estéreis.

Ha muito tempo que eu queria enviar estas informações para seu departamento, mas confesso que somente agora achei minhas anotações sobre este intercâmbio com Ghana. Peço-lhe o favor de passa-las tambem ao diretor da PESAGRO-RIO, de interesse do pessoal da EMBRAPA, inclusive.

Nosso intercâmbio foi feito com:
Conservator of Forests
Forestry Dep. - Planning Branch
P.O.Box 1917 - Kumasi - Ghana

Penso que este cedro africano, por sua rusticidade e crescimento rápido, merece ser bem estudado, o que acha?

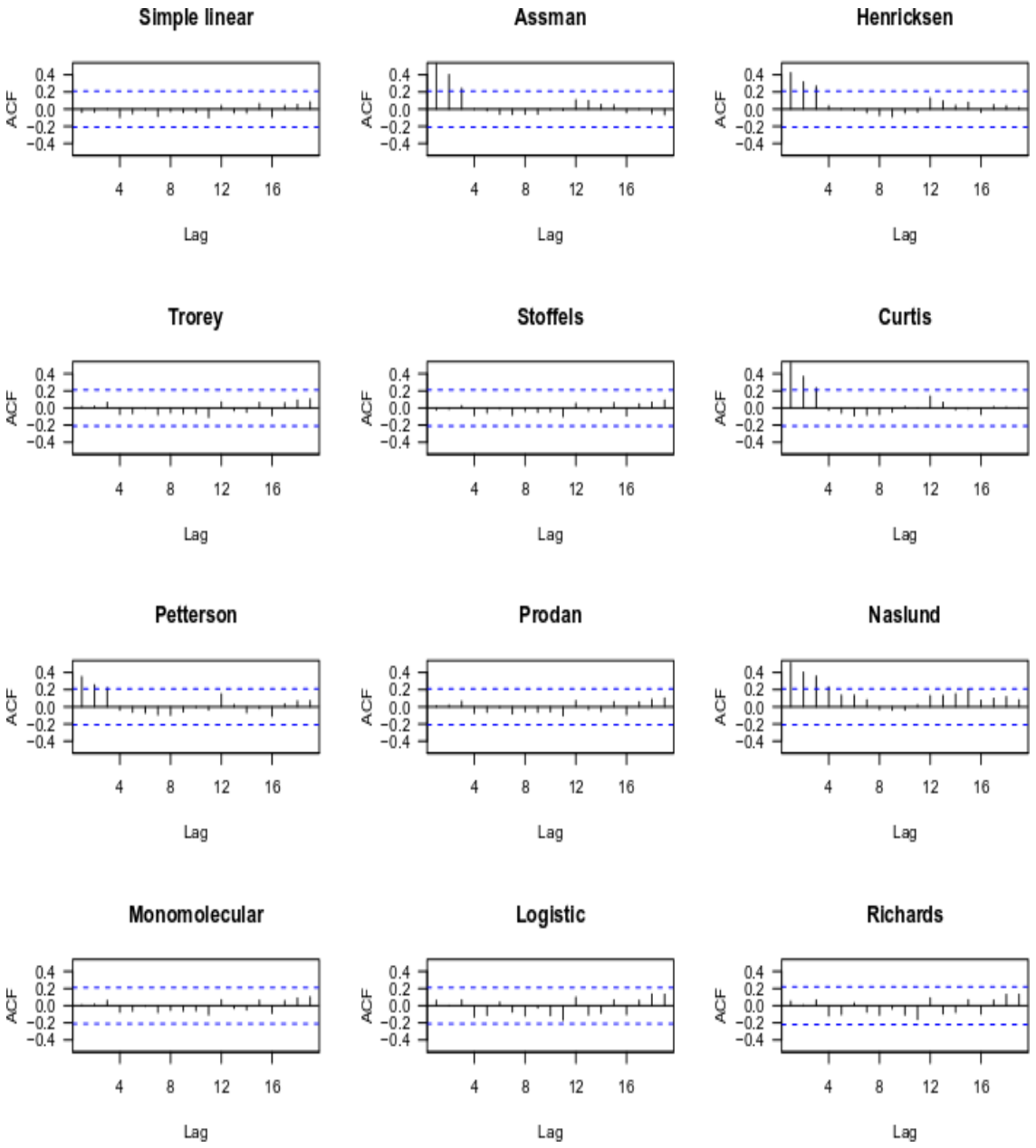
Agradecendo a atenção, subscrevo-me
com estima e consideração,

Octavio Almeida Drummond
Pesquisador da EPAMIG em Fitopatologia e Fitotecnia.
C.Postal 515 - CEP 30.161-970 - Belo Horizonte, MG.
Tel 0xx31 273 3544 ramal 166

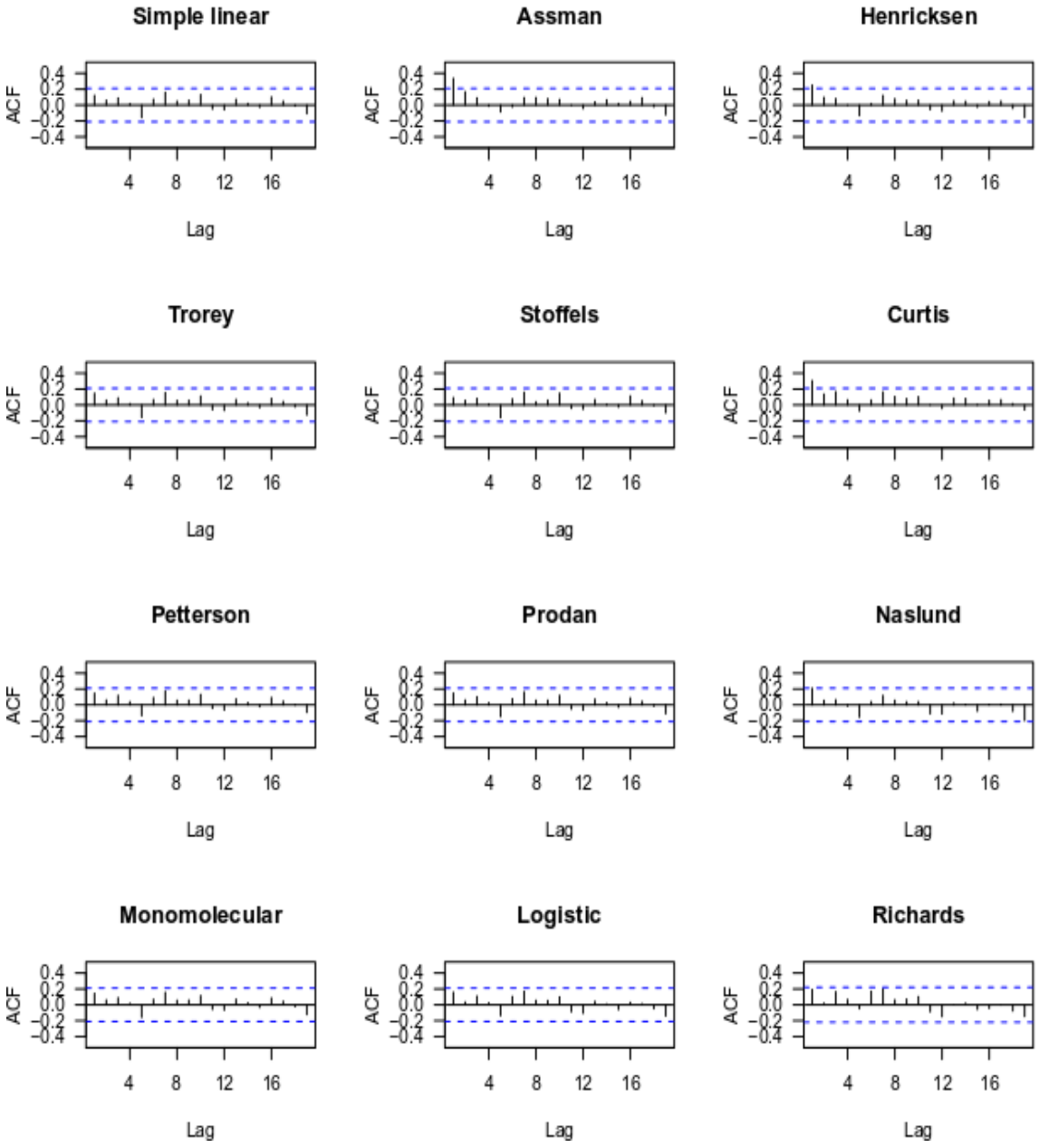
Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais
Avenida Amazonas, 115 – 5º, 6º e 7º Andares CEP 30180-902 – CP 515
Fone.: (031) 273-3544 – FAX.: (031) 273.3884 – 273.3436
e-mail: epamig@golg.com.br.

Vinculada à Secretaria de Estado da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

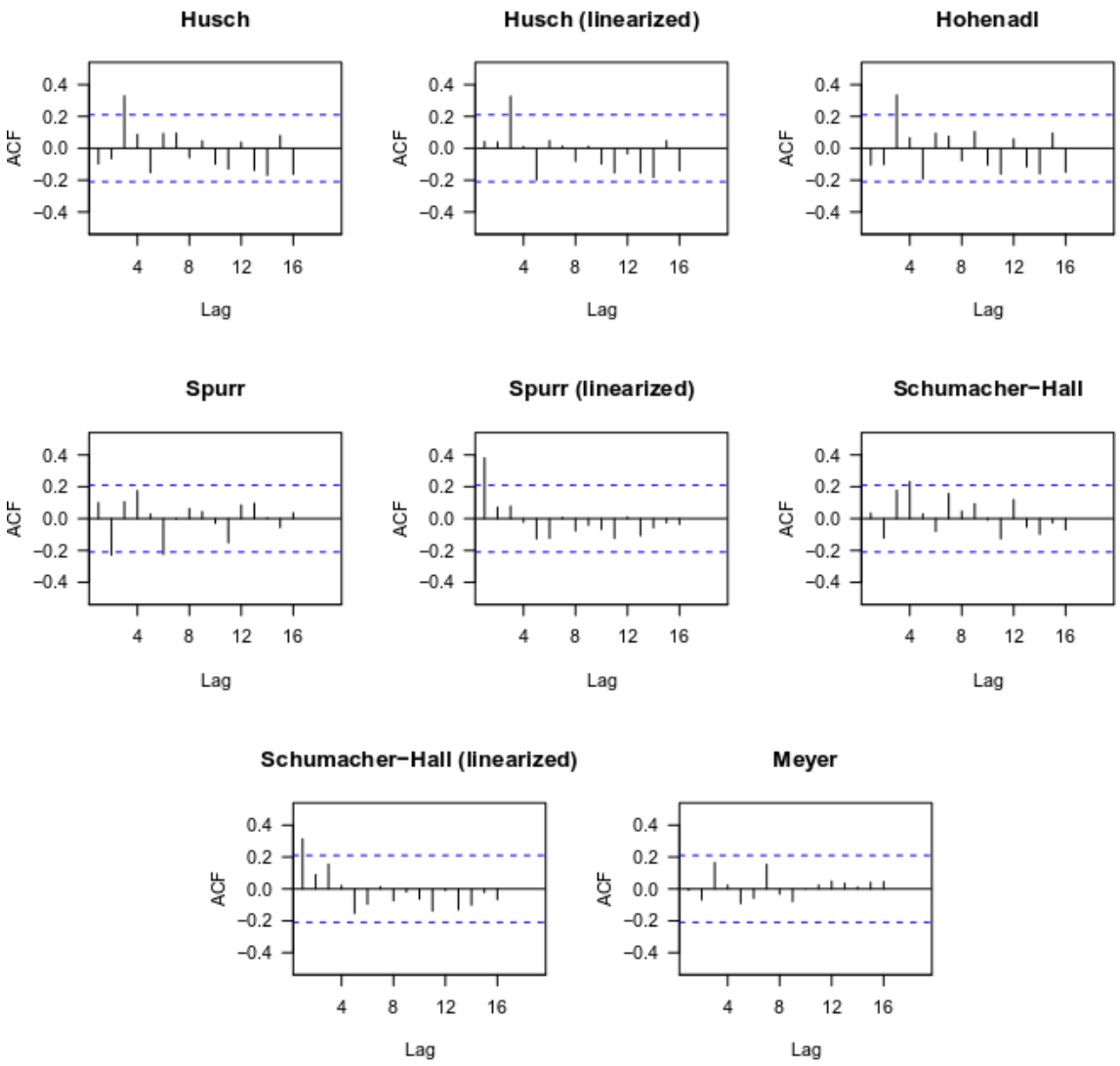
Anexo 1: Cópia digitalizada de carta enviada pelo Dr. Drummond para o pesquisador Dr. Dejair Lopes relatando o histórico das árvores do conjunto paisagístico da área atualmente pertencente à sede da Embrapa Agrobiologia. Fonte e reprodução autorizada pelo pesquisador Dr. Dejair Lopes.



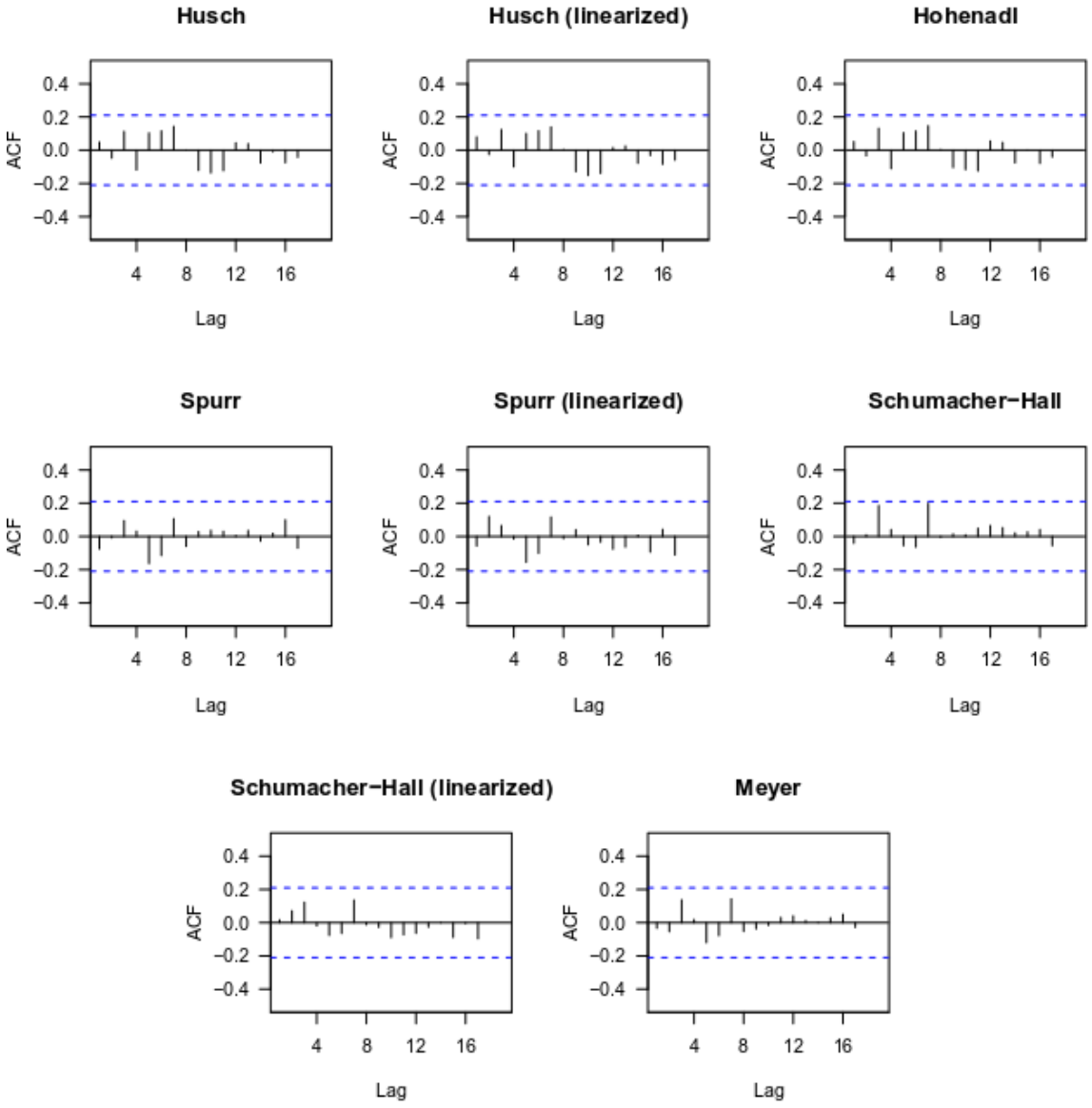
Anexo 2: Autocorrelação de resíduos *versus* defasagem dos modelos hipsométricos de *Khaya ivorensis*. Região tracejada em azul significa que os valores de autocorrelação são iguais a zero ($p < 0,05$).



Anexo 3: Autocorrelação de resíduos *versus* defasagem dos modelos hipsométricos de *Khaya anthotheca*. Região tracejada em azul significa que os valores de autocorrelação são iguais a zero ($p < 0,05$).



Anexo 4: Autocorrelação de resíduos *versus* defasagem dos modelos volumétricos de *Khaya ivorensis*. Região tracejada em azul significa que os valores de autocorrelação são iguais a zero ($p < 0,05$).



Anexo 5: Autocorrelação de resíduos *versus* defasagem dos modelos volumétricos de *Khaya anthotheca*. Região tracejada em azul significa que os valores de autocorrelação são iguais a zero ($p < 0,05$).

Anexo 6: Comparação das estimativas do modelo linear simples (i) com os demais modelos de relação altura-diâmetro de *Khaya ivorensis*, segundo o teste L & O.

Modelo (*j*)	F(Ho)		t(*e*)		r	1-|*e*|	r ≥ 1-|*e*|	Decisão
Assman	8,9754	*	0,6671	ns	0,8929	0,9893	No	$Y_i \neq Y_j$
Henricksen	2,1530	ns	0,4727	ns	0,9666	0,9952	No	$Y_i \neq Y_j$
Trorey	**0,0000**	**ns**	**1,5693**	**ns**	**0,9989**	**0,9972**	**Yes**	$\mathbf{Y_i = Y_j}$
Stoffels	14,2575	*	6,6363	*	0,9998	0,9937	Yes	$Y_i \neq Y_j$
Curtis	27,9889	*	1,1533	ns	0,9526	0,9928	No	$Y_i \neq Y_j$
Petterson	35,8170	*	2,05 68	*	0,9864	0,9955	No	$Y_i \neq Y_j$
Prodan	9,9144	*	6,2868	*	0,9990	0,9878	Yes	$Y_i \neq Y_j$
Naslund	50,9759	*	10,4725	*	0,9703	0,8391	Yes	$Y_i \neq Y_j$
Monomolecular	**0,0001**	**ns**	**1,5521**	**ns**	**0,9990**	**0,9973**	**Yes**	$\mathbf{Y_i = Y_j}$
Logistic	0,0372	ns	0,5288	ns	0,9969	0,9990	No	$Y_i \neq Y_j$
Richards	0,0009	ns	1,2096	ns	0,9976	0,9981	No	$Y_i \neq Y_j$

F (Ho): Teste F de Graybill; t (e): teste t para o erro médio; r: coeficiente de correlação; *e* representa o erro médio. Y*i* são as estimativas do modelo padrão; Y*j* são as estimativas do modelo alternativo *j*. * Representa a significância das estatísticas F (Ho) e t(e): * (p <0,05); "ns" significa não significativo (p> 0,05).

Anexo 7: Comparação das estimativas do modelo linear simples (i) com os demais modelos de relação altura-diâmetro de *Khaya anthotheca*, segundo o teste L & O.

Modelo (*i*)	F(Ho)		t(*e*)		r	1-|*e*|	r ≥ 1-|*e*|	Decisão
Assman	5,4485	*	2,5392	*	0,9556	0,9696	No	$Y_i \neq Y_j$
Henricksen	1,2288	ns	2,7371	*	0,9881	0,9823	Yes	$Y_i \neq Y_j$
Trorey	0,0000	ns	2,7608	*	0,9995	0,9966	Yes	$Y_i \neq Y_j$
Stoffels	33,9612	*	6,9046	*	0,9996	0,9932	Yes	$Y_i \neq Y_j$
Curtis	36,6145	*	4,4065	*	0,9903	0,9819	Yes	$Y_i \neq Y_j$
Petterson	605,7938	*	28,8517	*	0,9999	0,9840	Yes	$Y_i \neq Y_j$
Prodan	230,1372	*	21,0678	*	0,9998	0,9806	Yes	$Y_i \neq Y_j$
Naslund	266,8051	*	14,8711	*	0,9926	0,8647	Yes	$Y_i \neq Y_j$
Monomolecular	0,0002	ns	2,7831	*	0,9997	0,9970	Yes	$Y_i \neq Y_j$
Logistic	1,3999	ns	0,2864	ns	0,9983	0,9996	No	$Y_i \neq Y_j$
Richards	0,0131	ns	2,3660	*	0,9927	0,9916	Yes	$Y_i \neq Y_j$

F (Ho): Teste F de Graybill; t (e): teste t para o erro médio; r: coeficiente de correlação; *e* representa o erro médio. Y*i* são as estimativas do modelo padrão; Y*j* são as estimativas do modelo alternativo *j*. * Representa a significância das estatísticas F (Ho) e t(e): * (p <0,05); "ns" significa não significativo (p> 0,05).

Anexo 8: Comparação das estimativas do modelo de Spurr (i) com os demais modelos de relação altura-diâmetro de *Khaya ivorensis*, segundo o teste L & O.

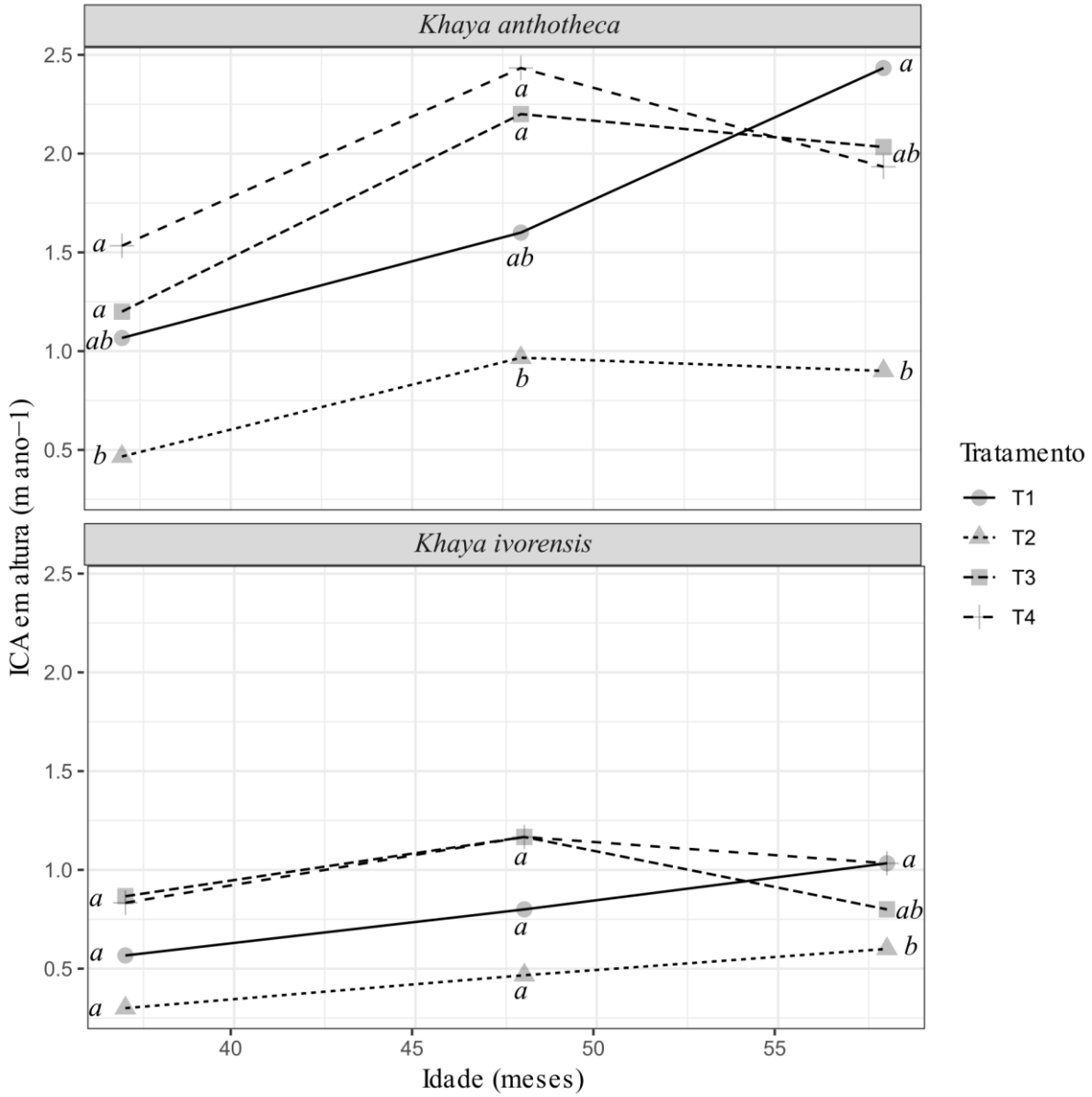
Modelo (*j*)	F(Ho)		t(e)		r	1-|e|	r ≥ 1-|e|	Decisão
Husch	**0,1277**	**ns**	**0,9243**	**ns**	**0,9891**	**0,9849**	**Sim**	$\mathbf{Y_i = Y_j}$
Husch (linearized)	5,2337	*	0,2231	ns	0,9886	0,9967	Não	$Y_i \neq Y_j$
Hohenadl	0,2225	ns	0,1231	ns	0,9896	0,9985	Não	$Y_i \neq Y_j$
Spurr (linearized)	22,5750	*	0,6008	ns	0,9967	0,9941	Sim	$Y_i \neq Y_j$
Schumacher-Hall	1,1430	ns	2,4168	*	0,9988	0,9650	Sim	$Y_i \neq Y_j$
Schumacher-Hall (line.)	18,7780	*	0,5400	ns	0,9964	0,9944	Sim	$Y_i \neq Y_j$
Meyer	**0,0000**	**ns**	**0,7020**	**ns**	**0,9990**	**0,9962**	**Sim**	$\mathbf{Y_i = Y_j}$

F (Ho): Teste F de Graybill; t (e): teste t para o erro médio; r: coeficiente de correlação; *e* representa o erro médio. Y*i* são as estimativas do modelo padrão; Y*j* são as estimativas do modelo alternativo *j*. * Representa a significância das estatísticas F (Ho) e t(e): * (p <0,05); "ns" significa não significativo (p> 0,05).

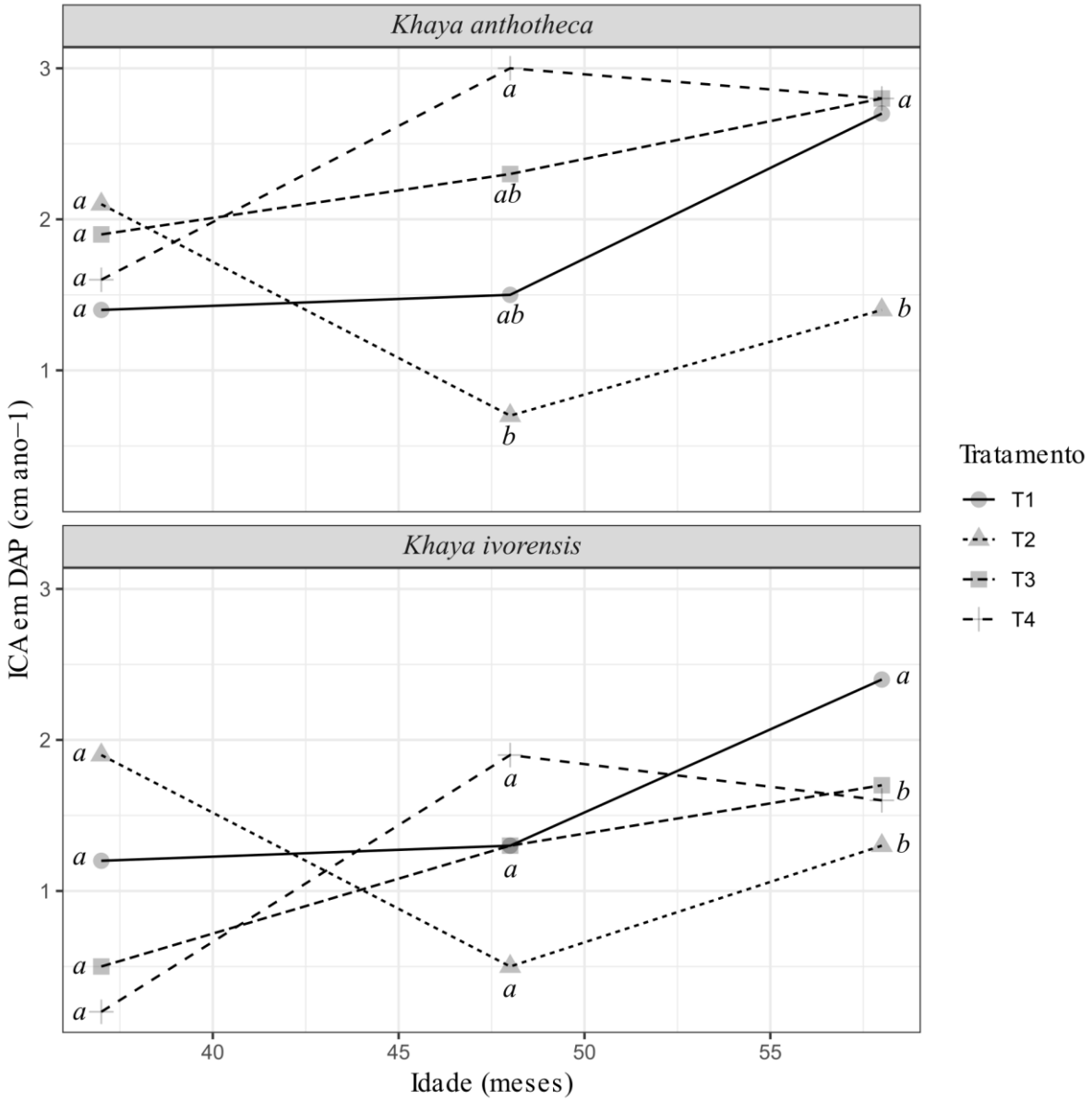
Anexo 9: Comparação das estimativas do modelo de Spurr (i) com os demais modelos de relação altura-diâmetro de *Khaya anthotheca*, segundo o teste L & O.

Modelo (*j*)	F(Ho)		t(e)		r	1-|e|	r ≥ 1-|e|	Decisão
Husch	0,7914	ns	0,2782	ns	0,9870	0,9955	Não	Y*i* ≠ Y*j*
Husch (linearized)	2,3461	ns	0,5188	ns	0,9871	0,9918	Não	Y*i* ≠ Y*j*
Hohenadl	0,5010	ns	0,3644	ns	0,9877	0,9943	Não	Y*i* ≠ Y*j*
Spurr (linearized)	28,3008	*	1,3518	ns	0,9979	0,9870	Sim	Y*i* = Y*j*
Schumacher-Hall	1,4118	ns	3,0295	*	0,9988	0,9621	Sim	Y*i* ≠ Y*j*
Schumacher-Hall (line.)	18,7819	*	1,2734	ns	0,9977	0,9872	Sim	Y*i* ≠ Y*j*
Meyer	**0,0000**	**ns**	**1,3649**	**ns**	**0,9995**	**0,9882**	**Sim**	**Y*i* = Y*j***

F (Ho): Teste F de Graybill; t (e): teste t para o erro médio; r: coeficiente de correlação; *e* representa o erro médio. Y*i* são as estimativas do modelo padrão; Y*j* são as estimativas do modelo alternativo *j*. * Representa a significância das estatísticas F (Ho) e t(e): * (p <0,05); "ns" significa não significativo (p> 0,05).



Anexo 10: Variação do incremento corrente anual em altura das árvores de mogno-africano dentro de cada tratamento. Letras iguais indicam ausência de diferença estatística pelo teste Tukey ($p<0,05$).



Anexo 11: Variação do incremento corrente anual em DAP das árvores de mogno-africano dentro de cada tratamento. Letras iguais indicam ausência de diferença estatística pelo teste Tukey ($p<0,05$).

Anexo 12: Teores de macronutrientes nas folhas das espécies com maior IVI do nível II da comunidade regenerante

Espécie	N	P	K	Ca	Mg	S
	dag kg^{-1}					
B. dracunculifolia	2,02 (± 0,13)	0,11 (± 0,00)	2,11 (± 0,07)	0,76 (± 0,04)	0,12 (± 0,01)	0,11 (± 0,01)
V. guianensis	1,85 (± 0,08)	0,10 (± 0,00)	0,61 (± 0,01)	0,48 (± 0,01)	0,17 (± 0,02)	0,12 (± 0,02)
C. pachystachya	2,68 (± 0,15)	0,14 (± 0,00)	1,40 (± 0,06)	1,44 (± 0,16)	0,39 (± 0,05)	0,12 (± 0,01)
C. scorpioides	3,12 (± 0,50)	0,14 (± 0,00)	2,22 (± 0,18)	0,62 (± 0,08)	0,25 (± 0,01)	0,17 (± 0,01)
P. heteromallum	1,67 (± 0,26)	0,09 (± 0,02)	0,67 (± 0,03)	1,42 (± 0,15)	0,41 (± 0,08)	0,11 (± 0,02)
Inga sp.	2,33 (± 0,03)	0,07 (± 0,02)	0,51 (± 0,05)	0,90 (± 0,07)	0,12 (± 0,01)	0,11 (± 0,02)
S. crinitum	2,47 (± 0,16)	0,12 (± 0,01)	0,87 (± 0,08)	1,13 (± 0,19)	0,40 (± 0,05)	0,08 (± 0,00)
Mikania sp.	1,96 (± 0,09)	0,11 (± 0,01)	1,56 (± 0,11)	1,12 (± 0,07)	0,34 (± 0,02)	0,10 (± 0,03)
L. camara	1,87 (± 0,15)	0,12 (± 0,01)	1,31 (± 0,16)	1,92 (± 0,20)	0,53 (± 0,06)	0,18 (± 0,02)
B. ferruginea	1,84 (± 0,02)	0,10 (± 0,01)	1,35 (± 0,18)	0,59 (± 0,07)	0,20 (± 0,03)	0,23 (± 0,04)

Valores entre parêntesis representam o erro padrão da média das amostras.

Anexo 13: Teores de macronutrientes nos galhos das espécies com maior IVI do nível II da comunidade regenerante

Espécie	N	P	K	Ca	Mg	S
	dag kg^{-1}					
B. dracunculifolia	0,49 (± 0,01)	0,04 (± 0,00)	0,80 (± 0,00)	0,41 (± 0,03)	0,05 (± 0,00)	0,04 (± 0,00)
V. guianensis	0,74 (± 0,08)	0,06 (± 0,01)	0,45 (± 0,05)	1,03 (± 0,11)	0,17 (± 0,03)	0,13 (± 0,01)
C. pachystachya	0,63 (± 0,15)	0,10 (± 0,03)	0,67 (± 0,10)	1,01 (± 0,33)	0,46 (± 0,07)	0,10 (± 0,04)
C. scorpioides	0,43 (± 0,08)	0,04 (± 0,01)	0,81 (± 0,17)	0,58 (± 0,22)	0,14 (± 0,05)	0,08 (± 0,01)
P. heteromallum	0,54 (± 0,05)	0,05 (± 0,00)	0,64 (± 0,11)	1,24 (± 0,12)	0,30 (± 0,05)	0,05 (± 0,00)
Inga sp.	0,96 (± 0,09)	0,04 (± 0,00)	0,50 (± 0,05)	1,57 (± 0,10)	0,11 (± 0,02)	0,08 (± 0,00)
S. crinitum	0,69 (± 0,13)	0,11 (± 0,03)	0,70 (± 0,06)	1,00 (± 0,05)	0,32 (± 0,04)	0,11 (± 0,01)
Mikania sp.	0,49 (± 0,07)	0,09 (± 0,04)	1,99 (± 0,79)	0,42 (± 0,07)	0,22 (± 0,02)	0,14 (± 0,04)
L. camara	0,71 (± 0,12)	0,08 (± 0,00)	1,32 (± 0,07)	0,49 (± 0,04)	0,14 (± 0,04)	0,08 (± 0,01)
B. ferruginea	-	-	-	-	-	-

Valores entre parêntesis representam o erro padrão da média das amostras.

Anexo 14: Teores de macronutrientes nos troncos das espécies com maior IVI do nível II da comunidade regenerante

Espécie	N	P	K	Ca	Mg	S
	dag kg^{-1}					
B. dracunculifolia	0,20 (± 0,03)	0,02 (± 0,00)	0,22 (± 0,02)	0,17 (± 0,04)	0,03 (± 0,01)	0,01 (± 0,00)
V. guianensis	0,20 (± 0,03)	0,01 (± 0,00)	0,10 (± 0,00)	0,30 (± 0,04)	0,05 (± 0,00)	0,03 (± 0,00)
C. pachystachya	0,29 (± 0,03)	0,02 (± 0,00)	0,45 (± 0,05)	0,27 (± 0,02)	0,18 (± 0,01)	0,01 (± 0,00)
C. scorpioides	0,27 (± 0,02)	0,04 (± 0,01)	0,69 (± 0,08)	0,17 (± 0,02)	0,07 (± 0,01)	0,04 (± 0,00)
P. heteromallum	0,29 (± 0,02)	0,03 (± 0,00)	0,32 (± 0,04)	0,46 (± 0,07)	0,11 (± 0,01)	0,03 (± 0,00)
Inga sp.	0,37 (± 0,02)	0,02 (± 0,00)	0,28 (± 0,03)	0,39 (± 0,02)	0,05 (± 0,00)	0,03 (± 0,00)
S. crinitum	0,38 (± 0,06)	0,04 (± 0,01)	0,26 (± 0,03)	0,70 (± 0,14)	0,10 (± 0,02)	0,03 (± 0,01)
Mikania sp.	0,33 (± 0,07)	0,06 (± 0,02)	1,19 (± 0,38)	0,30 (± 0,05)	0,18 (± 0,01)	0,09 (± 0,02)
L. camara	0,39 (± 0,02)	0,05 (± 0,00)	0,93 (± 0,00)	0,35 (± 0,00)	0,07 (± 0,00)	0,03 (± 0,00)
B. ferruginea	0,46 (± 0,10)	0,05 (± 0,02)	1,23 (± 0,32)	0,49 (± 0,16)	0,11 (± 0,04)	0,08 (± 0,01)

Valores entre parêntesis representam o erro padrão da média das amostras.

Anexo 15: Contribuição de cada espécie na composição do estoque de biomassa viva das espécies arbustivas e arbóreas do nível II da comunidade regenerante nos tratamentos T2 e T4

Espécies	T2				T4			
	Folhas	Galhos	Troncos	Total	Folhas	Galhos	Troncos	Total
				Arbóreo (kg ha^{-1})				
V. guianensis	150,1 (48,6)	383,4 (75,2)	365,9 (37,7)	899,4 (50,3)	72,2 (9,9)	191,8 (24,1)	176,8 (8,5)	440,8 (12,2)
C. pachystachya	110,2 (35,7)	82,9 (16,3)	486,2 (50,1)	679,3 (38)	247,6 (33,8)	112,7 (14,2)	853,9 (41,1)	1214,3 (33,7)
fumo-bravo	10,1 (3,3)	22,5 (4,4)	24,2 (2,5)	56,7 (3,2)	58,6 (8)	162,6 (20,4)	144,2 (6,9)	365,4 (10,1)
Inga sp.	8 (2,6)	21,1 (4,1)	19,3 (2)	48,3 (2,7)	296,3 (40,5)	328,2 (41,3)	760,8 (36,6)	1385,3 (38,4)
B. ferruginea	30,6 (9,9)	0 (0)	74,5 (7,7)	105,2 (5,9)	57,7 (7,9)	0 (0)	140,5 (6,8)	198,2 (5,5)
Subtotal	309,0	509,8	970,1	1789,0	732,5	795,2	2076,2	3603,9
				Arbustivo (kg ha^{-1})				
B. dracunculifolia	126,5 (65,1)	356,8 (68,2)	311,6 (77,7)	794,8 (71,1)	170,9 (85,3)	477,4 (86)	420,6 (91,4)	1068,9 (88)
C. scorpioides	4,9 (2,5)	11,5 (2,2)	6,4 (1,6)	22,7 (2)	3,7 (1,9)	6,6 (1,2)	4,4 (1)	14,8 (1,2)
P. heteromallum	35,6 (18,4)	83,7 (16)	46,3 (11,5)	165,6 (14,8)	3,3 (1,6)	10,1 (1,8)	4,7 (1)	18 (1,5)
Mikania sp.	21 (10,8)	56,9 (10,9)	28,6 (7,1)	106,5 (9,5)	20,5 (10,2)	56,4 (10,2)	28 (6,1)	104,9 (8,6)
L. camara	6,2 (3,2)	14,7 (2,8)	8 (2)	28,8 (2,6)	1,8 (0,9)	4,4 (0,8)	2,4 (0,5)	8,6 (0,7)
Subtotal	194,2	523,5	400,8	1118,4	200,3	554,8	460,1	1215,2
Total geral	503,2	1033,3	1370,9	2907,4	932,8	1350,0	2536,3	4819,1

Valores entre parêntesis representam a contribuição relativa (em porcentagem) de cada espécie nos valores de matéria seca de folhas, galhos, troncos e biomassa total.

Anexo 16: Contribuição de cada espécie para o estoque de N na biomassa viva das espécies arbustivas e arbóreas do nível II da comunidade regenerante nos tratamentos T2 e T4.

Espécie	T2				T4			
	Folhas	Galhos	Tronco	Total	Folhas	Galhos	Tronco	Total
				Arbóreo (kg ha^{-1})				
V. guianensis	2,78 (41,3)	2,82 (76,3)	0,74 (27,8)	6,34 (48,5)	1,34 (7,7)	1,41 (22,1)	0,36 (5,2)	3,11 (10,1)
C. pachystachya	2,95 (43,8)	0,52 (14,1)	1,4 (53)	4,88 (37,3)	6,63 (38,2)	0,71 (11,1)	2,46 (36)	9,8 (32)
fumo-bravo	0,25 (3,7)	0,16 (4,2)	0,09 (3,5)	0,5 (3,8)	1,45 (8,3)	1,12 (17,5)	0,55 (8)	3,12 (10,2)
Inga sp.	0,19 (2,8)	0,2 (5,5)	0,07 (2,7)	0,46 (3,5)	6,9 (39,7)	3,16 (49,4)	2,82 (41,3)	12,88 (42,1)
B. ferruginea	0,56 (8,4)	-	0,34 (12,9)	0,9 (6,9)	1,06 (6,1)	-	0,64 (9,4)	1,71 (5,6)
Subtotal	6,7	3,7	2,6	13,1	17,4	6,4	6,8	30,6
				Arbustivo (kg ha^{-1})				
B. dracunculifolia	2,55 (66,7)	1,75 (66,4)	0,63 (69,3)	4,93 (66,9)	3,45 (85)	2,34 (85,7)	0,85 (86,9)	6,63 (85,5)
C. scorpioides	0,15 (4)	0,05 (1,9)	0,02 (1,9)	0,22 (3)	0,12 (2,9)	0,03 (1,1)	0,01 (1,2)	0,16 (2)
P. heteromallum	0,59 (15,5)	0,45 (17,2)	0,14 (15)	1,18 (16,1)	0,05 (1,4)	0,05 (2)	0,01 (1,4)	0,12 (1,6)
Mikania sp.	0,41 (10,8)	0,28 (10,6)	0,09 (10,4)	0,78 (10,7)	0,4 (9,9)	0,28 (10,1)	0,09 (9,5)	0,77 (9,9)
L. camara	0,11 (3)	0,1 (4)	0,03 (3,4)	0,25 (3,4)	0,03 (0,8)	0,03 (1,1)	0,01 (0,9)	0,07 (1)
Subtotal	3,8	2,6	0,9	7,4	4,1	2,7	1,0	7,8
Total Geral	10,6	6,3	3,5	20,4	21,4	9,1	7,8	38,4

Valores entre parêntesis representam a contribuição relativa (em porcentagem) de cada espécie nos conteúdos de N das folhas, galhos, troncos e biomassa total.

Anexo 17: Contribuição de cada espécie para o estoque de P na biomassa viva das espécies arbustivas e arbóreas do nível II da comunidade regenerante nos tratamentos T2 e T4.

Espécie	T2				T4			
	Folhas	Galhos	Tronco	Total	Folhas	Galhos	Tronco	Total
				Arbóreo (kg ha^{-1})				
V. guianensis	0,152 (42,8)	0,219 (65,1)	0,045 (25)	0,416 (47,7)	0,073 (9,7)	0,109 (20,2)	0,022 (4,5)	0,204 (11,5)
C. pachystachya	0,157 (44)	0,083 (24,8)	0,088 (48,4)	0,327 (37,5)	0,352 (46,8)	0,113 (20,9)	0,154 (32)	0,618 (34,9)
S. crinitum	0,012 (3,5)	0,025 (7,5)	0,009 (5,2)	0,047 (5,4)	0,072 (9,5)	0,183 (33,8)	0,056 (11,7)	0,31 (17,5)
Inga sp.	0,005 (1,5)	0,009 (2,6)	0,005 (2,6)	0,019 (2,2)	0,201 (26,7)	0,136 (25,1)	0,185 (38,5)	0,521 (29,4)
B. ferruginea	0,029 (8,2)	-	0,034 (18,8)	0,063 (7,3)	0,055 (7,3)	-	0,064 (13,3)	0,119 (6,7)
Subtotal	0,36	0,34	0,18	0,87	0,75	0,54	0,48	1,77
				Arbustivo (kg ha^{-1})				
B. dracunculifolia	0,14 (67,4)	0,151 (59,2)	0,058 (60,5)	0,35 (62,4)	0,19 (85,3)	0,202 (77,4)	0,079 (78,2)	0,47 (80,6)
C. scorpioides	0,007 (3,3)	0,005 (1,8)	0,002 (2,4)	0,014 (2,5)	0,005 (2,3)	0,003 (1)	0,002 (1,6)	0,009 (1,6)
P. heteromallum	0,031 (14,8)	0,04 (15,5)	0,013 (13,9)	0,084 (15)	0,003 (1,3)	0,005 (1,8)	0,001 (1,3)	0,009 (1,5)
Mikania sp.	0,023 (11)	0,049 (19)	0,018 (18,7)	0,09 (16)	0,022 (10,1)	0,048 (18,4)	0,018 (17,6)	0,088 (15,1)
L. camara	0,007 (3,6)	0,011 (4,4)	0,004 (4,5)	0,023 (4,1)	0,002 (1)	0,003 (1,3)	0,001 (1,3)	0,007 (1,2)
Subtotal	0,21	0,26	0,10	0,56	0,22	0,26	0,10	0,58
Total Geral	0,56	0,59	0,28	1,43	0,97	0,80	0,58	2,36

Valores entre parêntesis representam a contribuição relativa (em porcentagem) de cada espécie nos conteúdos de P das folhas, galhos, troncos e biomassa total.

Anexo 18: Contribuição de cada espécie para o estoque de K na biomassa viva das espécies arbustivas e arbóreas do nível II da comunidade regenerante nos tratamentos T2 e T4.

Espécie	T2				T4			
	Folhas	Galhos	Tronco	Total	Folhas	Galhos	Tronco	Total
				Arbóreo (kg ha^{-1})				
V. guianensis	0,9 (30,5)	1,7 (67,6)	0,3 (9,8)	3 (32,8)	0,4 (6,6)	0,9 (19,5)	0,2 (2,1)	1,5 (7,6)
C. pachystachya	1,5 (51,4)	0,6 (22)	2,2 (61,2)	4,3 (47)	3,5 (51,6)	0,8 (17,2)	3,8 (46,4)	8 (41,5)
S. crinitum	0,1 (2,9)	0,2 (6,2)	0,1 (1,8)	0,3 (3,4)	0,5 (7,6)	1,1 (26)	0,4 (4,5)	2 (10,5)
Inga sp.	0 (1,4)	0,1 (4,2)	0,1 (1,5)	0,2 (2,2)	1,5 (22,6)	1,6 (37,4)	2,1 (26,1)	5,3 (27,4)
B. ferruginea	0,4 (13,8)	-	0,9 (25,7)	1,3 (14,6)	0,8 (11,6)	-	1,7 (20,9)	2,5 (12,9)
Subtotal	3,0	2,5	3,6	9,1	6,7	4,4	8,2	19,3
				Arbustivo (kg ha^{-1})				
B. dracunculifolia	2,7 (77,9)	2,9 (59,4)	0,7 (53,1)	6,2 (65,2)	3,6 (88,9)	3,8 (74,6)	0,9 (69,8)	8,4 (79,5)
C. scorpioides	0,1 (3,2)	0,1 (1,9)	0 (3,4)	0,2 (2,7)	0,1 (2,1)	0,1 (1)	0 (2,3)	0,2 (0,9)
P. heteromallum	0,2 (7)	0,5 (11,1)	0,1 (11,5)	0,9 (10,1)	0 (0,5)	0,1 (1,2)	0 (1,1)	0,1 (0,5)
Mikania sp.	0,3 (9,6)	1,1 (23,6)	0,3 (26,2)	1,8 (19,8)	0,3 (7,9)	1,1 (22)	0,3 (25,1)	1,8 (9,2)
L. camara	0,1 (2,4)	0,2 (4)	0,1 (5,8)	0,3 (3,8)	0 (0,6)	0,1 (1,1)	0 (1,7)	0,1 (0,5)
Subtotal	3,4	4,8	1,3	9,5	4,1	5,1	1,3	10,5
Total Geral	6,4	7,3	4,8	18,6	10,8	9,5	9,5	29,8

Valores entre parêntesis representam a contribuição relativa (em porcentagem) de cada espécie nos conteúdos de K das folhas, galhos, troncos e biomassa total.

Anexo 19: Contribuição de cada espécie para o estoque de Ca na biomassa viva das espécies arbustivas e arbóreas do nível II da comunidade regenerante nos tratamentos T2 e T4.

Espécie	T2				T4			
	Folhas	Galhos	Tronco	Total	Folhas	Galhos	Tronco	Total
				Arbóreo (kg ha^{-1})				
V. guianensis	0,7 (26,8)	4,0 (74,0)	1,1 (35,9)	5,8 (52,1)	0,3 (4,5)	2,0 (20,0)	0,5 (7)	2,8 (11,4)
C. pachystachya	1,6 (59,4)	0,8 (15,6)	1,3 (44,1)	3,8 (34)	3,6 (46,9)	1,1 (11,4)	2,3 (31,3)	7 (28,2)
S. crinitum	0,1 (4,3)	0,2 (4,2)	0,2 (5,6)	0,5 (4,6)	0,7 (8,8)	1,6 (16,5)	1 (13,4)	3,3 (13,2)
Inga sp.	0,1 (2,7)	0,3 (6,2)	0,1 (2,5)	0,5 (4,3)	2,7 (35,3)	5,2 (52,1)	2,9 (39,2)	10,8 (43,1)
B. ferruginea	0,2 (6,8)	-	0,4 (11,9)	0,5 (4,9)	0,3 (4,5)	-	0,7 (9,1)	1 (4,1)
Subtotal	2,7	5,3	3,0	11,0	7,6	9,9	7,5	25,0
				Arbustivo (kg ha^{-1})				
B. dracunculifolia	1,0 (51,9)	1,5 (50,8)	0,5 (61,5)	3,0 (52,9)	1,3 (79,5)	2 (82,3)	0,7 (85,6)	4 (81,9)
C. scorpioides	0,0 (1,7)	0,1 (2,3)	0 (1,3)	0,1 (1,0)	0 (1,4)	0 (1,6)	0 (0,9)	0,1 (0,3)
P. heteromallum	0,5 (27,3)	1,0 (36,1)	0,2 (24,1)	1,8 (15,9)	0 (2,9)	0,1 (5,2)	0 (2,5)	0,2 (0,8)
Mikania sp.	0,2 (12,7)	0,2 (8,3)	0,1 (9,9)	0,6 (5,1)	0,2 (14,1)	0,2 (10)	0,1 (10)	0,6 (2,2)
L. camara	0,1 (6,4)	0,1 (2,5)	0 (3,2)	0,2 (2,0)	0 (2,1)	0 (0,9)	0 (1)	0,1 (0,3)
Subtotal	1,8	2,9	0,9	5,6	1,6	2,4	0,8	4,9
Total Geral	4,5	8,2	3,9	16,6	9,2	12,3	8,3	29,8

Valores entre parêntesis representam a contribuição relativa (em porcentagem) de cada espécie nos conteúdos de Ca das folhas, galhos, troncos e biomassa total.

Anexo 20: Contribuição de cada espécie para o estoque de Mg na biomassa viva das espécies arbustivas e arbóreas do nível II da comunidade regenerante nos tratamentos T2 e T4.

Espécie	T2				T4			
	Folhas	Galhos	Tronco	Total	Folhas	Galhos	Tronco	Total
				Arbóreo (kg ha^{-1})				
V. guianensis	0,255 (32,2)	0,668 (58,3)	0,181 (15,2)	1,104 (35,3)	0,123 (6,9)	0,334 (19,4)	0,087 (3,8)	0,544 (9,4)
C. pachystachya	0,43 (53,7)	0,38 (33,6)	0,89 (75)	1,7 (54,4)	0,96 (53,5)	0,52 (30,4)	1,56 (67,8)	3,04 (52,3)
S. crinitum	0,04 (5,1)	0,07 (6,2)	0,02 (2)	0,13 (4,3)	0,23 (13,1)	0,51 (29,8)	0,14 (6)	0,89 (15,2)
Inga sp.	0,01 (1,2)	0,02 (2)	0,01 (0,8)	0,04 (1,3)	0,36 (20)	0,35 (20,4)	0,36 (15,5)	1,06 (18,3)
B. ferruginea	0,06 (7,8)	0 (0)	0,08 (7,1)	0,15 (4,7)	0,12 (6,5)	0 (0)	0,16 (6,9)	0,27 (4,7)
Subtotal	0,8	1,1	1,2	3,1	1,8	1,7	2,3	5,8
				Arbustivo (kg ha^{-1})				
B. dracunculifolia	0,157 (37,4)	0,164 (28,3)	0,087 (43,7)	0,409 (34)	0,212 (67,4)	0,22 (56,2)	0,118 (66,5)	0,55 (62,3)
C. scorpioides	0,012 (2,9)	0,016 (2,7)	0,004 (2,1)	0,032 (2,7)	0,009 (3)	0,009 (2,3)	0,003 (1,7)	0,021 (2,4)
P. heteromallum	0,147 (34,9)	0,253 (43,7)	0,052 (26,3)	0,453 (37,7)	0,014 (4,3)	0,03 (7,8)	0,005 (3)	0,049 (5,6)
Mikania sp.	0,072 (17,1)	0,127 (21,9)	0,05 (25,3)	0,249 (20,8)	0,07 (22,3)	0,126 (32,2)	0,05 (28)	0,245 (27,8)
L. camara	0,032 (7,7)	0,02 (3,4)	0,005 (2,7)	0,058 (4,8)	0,01 (3)	0,006 (1,5)	0,002 (0,9)	0,017 (1,9)
Subtotal	0,4	0,6	0,2	1,2	0,3	0,4	0,2	0,9
Total Geral	1,2	1,7	1,4	4,3	2,1	2,1	2,5	6,7

Valores entre parêntesis representam a contribuição relativa (em porcentagem) de cada espécie nos conteúdos de Mg das folhas, galhos, troncos e biomassa total.

Anexo 21: Contribuição de cada espécie para o estoque de S na biomassa viva das espécies arbustivas e arbóreas do nível II da comunidade regenerante nos tratamentos T2 e T4.

Espécie	T2				T4			
	Folhas	Galhos	Tronco	Total	Folhas	Galhos	Tronco	Total
				Arbóreo (kg ha^{-1})				
V. guianensis	0,173 (43,8)	0,481 (79,6)	0,098 (41)	0,751 (60,7)	0,083 (9,4)	0,24 (29,9)	0,047 (9)	0,371 (16,8)
C. pachystachya	0,14 (34,5)	0,08 (13,4)	0,07 (29,3)	0,29 (23,2)	0,31 (34,7)	0,11 (13,7)	0,12 (23,4)	0,54 (24,4)
S. crinitum	0,01 (2)	0,02 (4,1)	0,01 (3,2)	0,04 (3,2)	0,05 (5,2)	0,18 (22,2)	0,04 (8,5)	0,27 (12,2)
Inga sp.	0,01 (2,2)	0,02 (2,9)	0,01 (2,1)	0,03 (2,5)	0,32 (35,8)	0,27 (34,2)	0,2 (38,3)	0,79 (35,8)
B. ferruginea	0,07 (17,6)	0 (0)	0,06 (24,4)	0,13 (10,3)	0,13 (14,9)	0 (0)	0,11 (20,8)	0,24 (10,9)
Subtotal	0,4	0,6	0,2	1,2	0,9	0,8	0,5	2,2
				Arbustivo (kg ha^{-1})				
B. dracunculifolia	0,139 (63,1)	0,136 (48,1)	0,041 (48,5)	0,315 (53,8)	0,187 (84,7)	0,181 (65,6)	0,055 (66,1)	0,423 (72,9)
C. scorpioides	0,009 (3,9)	0,009 (3,1)	0,003 (3,4)	0,02 (3,4)	0,006 (2,9)	0,005 (1,8)	0,002 (2,4)	0,013 (2,3)
P. heteromallum	0,041 (18,5)	0,044 (15,5)	0,013 (15,9)	0,098 (16,7)	0,004 (1,7)	0,005 (1,9)	0,001 (1,6)	0,01 (1,8)
Mikania sp.	0,021 (9,6)	0,082 (29,1)	0,024 (29,3)	0,128 (21,8)	0,021 (9,3)	0,081 (29,4)	0,024 (29)	0,126 (21,7)
L. camara	0,011 (4,9)	0,012 (4,2)	0,002 (3)	0,025 (4,3)	0,003 (1,4)	0,004 (1,3)	0,001 (0,9)	0,007 (1,3)
Subtotal	0,2	0,3	0,1	0,6	0,2	0,3	0,1	0,6
Total Geral	0,6	0,9	0,3	1,8	1,1	1,1	0,6	2,8

Valores entre parêntesis representam a contribuição relativa (em porcentagem) de cada espécie nos conteúdos de S das folhas, galhos, troncos e biomassa total.