

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA FLORESTAL

DINÂMICA DE CRESCIMENTO EM FLORESTA MANEJADA NO
SUDOESTE DA AMAZÔNIA, USANDO PARCELAS PERMANENTES E
DADOS LIDAR

JAQUELYNE LINS JANUÁRIO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

RIO BRANCO-AC, BRASIL
DEZEMBRO DE 2024

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA FLORESTAL

DINÂMICA DE CRESCIMENTO EM FLORESTA MANEJADA NO
SUDOESTE DA AMAZÔNIA, USANDO PARCELAS PERMANENTES E
DADOS LIDAR

JAQUELYNE LINS JANUÁRIO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal da Universidade Federal do Acre, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Marcus Vinicio Neves d'Oliveira

RIO BRANCO-AC, BRASIL
DEZEMBRO DE 2024



**ATA DE SESSÃO PÚBLICA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE JAQUELYNE LINS
JANUÁRIO, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO, STRICTO SENSU,
EM CIÊNCIA FLORESTAL, DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE.**

Às oito horas do dia treze de dezembro de 2024, realizou-se, de forma online, por meio da plataforma Google Meet, a Sessão Pública de Defesa de Dissertação, intitulada: **“Estudo da dinâmica de crescimento em floresta manejada no sudoeste da Amazônia, usando parcelas permanentes e dados LiDAR ”**, de autoria da mestrand: **Jaquelyne Lins Januário**, discente do Programa de Pós - graduação em Ciência Florestal, da Universidade Federal do Acre - UFAC, em nível de Mestrado. Na ocasião, a Banca Examinadora esteve constituída pelos (as) membros (as): **Prof. Dr. Marcus Vinicio Neves d'Oliveira (Presidente - orientador- Embrapa)**; **Prof. Dr. Thiago Augusto da Cunha (CCBN - UFAC)**; **Prof. Dr. Evaldo Muñoz Braz (Membro Externo- EMBRAPA)**. Logo após a exposição oral, houve arguição pelos Examinadores e, ao final da arguição, reaberta a sessão pública, a discente foi considerada **Aprovada** pela Banca Examinadora. E ao Término, foi lavrada a presente Ata, que será assinada pelos avaliadores.

Prof. Dr. Marcus Vinicio Neves d'Oliveira
(Presidente - orientador - Embrapa)

Prof. Dr. Thiago Augusto da Cunha
(CCBN - UFAC)

Prof. Dr. Evaldo Muñoz Braz
(Membro Externo- EMBRAPA)

- J35d Januário, Jaquelyne Lins, 2000-
Dinâmica de crescimento em floresta manejada no sudoeste da Amazônia, usando parcelas permanentes e Dados Lidar / Jaquelyne Lins Januário;
Orientador: Prof. Dr. Marcus Vinício Neves d'Oliveira – 2024.
61 f.: il.; 30 cm.
- Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal da Universidade Federal do Acre, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.
Inclui anexos.
1. Biomassa seca acima do solo. 2. Dinâmica de clareiras. 3. Manejo florestal sustentável - Amazônia. 4. Recuperação do dossel. I. d'Oliveira, Marcus Vinício Neves (orientador). II. Título.

CDD: 634.9209811

Bibliotecário: Marcelino G. M. Monteiro CRB-11º/258.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

JANUÁRIO, J. L. (2024). Dinâmica de crescimento em floresta manejada no sudoeste da Amazônia, usando parcelas permanentes e Dados Lidar. Dissertação de Mestrado em Ciência Florestal. Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal do Acre, Rio Branco-AC, 61 p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Jaquelyne Lins Januário

GRAU: Mestre

Concedo à Universidade Federal do Acre-UFAC permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestá-las somente para propósitos acadêmicos e científicos. Reservo outros direitos de publicação, de forma que nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem minha autorização por escrito.

Jaquelyne Lins Januário

Endereço eletrônico: jaquelyne.lins@colaborador.embrapa.br

Por isso que os nossos velhos dizem: “Você não pode se esquecer de onde você é e nem de onde você veio, porque assim você sabe quem você é e para onde vai” isso não é importante só para a pessoa do indivíduo, é importante para o coletivo. ”

AGRADECIMENTOS

À Deus pelo dom da vida e por sua infinita bondade e misericórdia comigo em dois – intensos – anos de muitos altos, baixos e um grandioso milagre. Por providenciar verdadeiros anjos que, sob a força das Tuas mãos e Teu amor, restauraram minha vida, lembrando-me a cada dia do Teu amor e proteção.

Aos meus pais, Luciane Lins Carlos e Pedro Bona Januário, por serem o alicerce sólido e a fonte inesgotável de amor que me sustentaram nos momentos de tempestade. Pela paciência, pela compreensão e, acima de tudo, pelo apoio incondicional. Pelos longos e reconfortantes abraços, pelos risos que dissipam qualquer medo e pelas memórias repletas de carinho, seja em leitos de hospital ou ao redor de uma mesa simples de almoço em família. Em cada gesto, ensinam-me o verdadeiro significado de amor. Sempre por vocês.

Ao meu orientador, Marcus Vinicio Neves d'Oliveira, cuja inteligência, generosidade e paciência admiro profundamente. Agradeço pela confiança que depositou em mim, pela oportunidade de aprender sob sua supervisão e pelo constante apoio. Pela paciência em me ensinar e pela compreensão nos momentos de dificuldades, que foram fundamentais para o meu crescimento. O conhecimento que compartilhou e a confiança que me ofereceu me permitiram evoluir tanto profissional quanto pessoalmente.

Ao pesquisador e amigo, Luis Claudio Oliveira, que com paciência e dedicação me ajudou a enfrentar as dificuldades das estatísticas e esteve sempre presente para ouvir meus desabafos. Agradeço por me incentivar a ir além no conhecimento, por revisar meu trabalho com atenção e por rodar os dados comigo, sempre com otimismo e motivação. Pela confiança no meu trabalho, que me impulsionou a seguir em frente.

Aos pesquisadores, Anelena Lima de Carvalho e Thiago Augusto Cunha, pela generosidade, dedicação e paciência ao longo da minha trajetória acadêmica. Agradeço profundamente por todos os ensinamentos e apoio, que foram essenciais para o meu crescimento profissional. A constante disposição para compartilhar conhecimento, a paciência e compreensão nos momentos de dificuldades foram fundamentais para minha evolução.

Ao fundo JBS Pela Amazônia pelo financiamento das atividades do projeto GeoFlora – Geotecnologias aplicadas à automação florestal e espacialização dos estoques de carbono em uso nativo e modificado da terra na Amazônia Ocidental, cujo apoio viabilizou a execução das atividades desenvolvidas nesta dissertação.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro, por meio da concessão de bolsa de pesquisa, que possibilitou a dedicação integral às atividades desenvolvidas nesta dissertação.

À Universidade Federal do Acre e o Programa de Pós Graduação em Ciência Florestal (PPG – CIFLOR) pelo ensino público de qualidade que me foi fornecido.

À equipe da Embrapa Acre pelo acolhimento e apoio durante a realização desta pesquisa. Um agradecimento especial aos colegas do setor de transporte e do campo experimental, cuja convivência tornou o ambiente mais leve e agradável. A amizade e o companheirismo construídos nesse período serão sempre lembrados com grande apreço.

À equipe de parabolotônicos da Embrapa Acre – Airton Farias, Aldeci Oliveira, Manoel Freire e Paulo Rodrigues– pelo empenho e dedicação na coleta dos dados de campo necessários para a realização desta dissertação. O comprometimento foi fundamental para o desenvolvimento do trabalho, especialmente diante das limitações de saúde enfrentadas ao longo do processo.

À minha amiga, Erica Kerolaine Mendonça dos Santos, cuja lealdade e sabedoria foram alicerces nos momentos de incerteza. Entre páginas e prazos, dúvidas e cansaço, tua presença foi a força silenciosa que me impulsionou a seguir em frente. Pelas tardes compartilhadas, descobrindo cafeterias e criando memórias genuínas. Que nossa amizade, assim como o tempo, se faça longa e acolhedora, sustentando-nos em todas as estações da vida.

Ao meu irritante e leal amigo, Caio Alexandre Nascimento Santos. Pela sinceridade que me desafia a crescer e pela criatividade e dedicação que me inspiram. Por todas as oportunidades que, com generosidade, me oferta para meu crescimento profissional. Mesmo sendo uma pessoa mais fechada, me concedeste o privilégio de ser tua amiga. E, apesar de quase todos os dias testar minha paciência, sei que tua amizade é, sem dúvida, uma das mais valiosas e verdadeiras.

In memoriam dos meus amados Tereza Magalhães Lins, José Augusto Lins, Maria Bona Januário, João Paulo Silva, Fábio Souza Oliveira, Ary Vieira de Paiva, José Nogueira Neto e José Valdecio de Lira, que já partiram, mas vivem em meu coração. A saudade é imensa, e a ausência, um vazio que não se preenche. No entanto, suas lembranças, legado de amor e lições me fortalecem. Eles me inspiram a não desistir, a aproveitar a vida com intensidade, pois sei que essa oportunidade é um presente que muitos deles não puderam viver até o fim.

SUMÁRIO

Resumo	1
Abstract.....	1
1. Introdução.....	2
2. Metodologia.....	4
2.1. Área de estudo	4
2.2. Parcelas permanentes (PP)	6
2.3. Dinâmica de crescimento e parâmetros estruturais da floresta	6
2.3.1. Densidades	7
2.3.2. Ingresso	7
2.3.3. Mortalidade	7
2.3.4. Incremento	7
2.3.5. Biomassa Seca Acima do Solo.....	7
2.4. Dados LiDAR.....	7
2.4.1. Coleta de dados	7
2.4.2. Análise de dados	8
2.4.2.1. Estimativa de biomassa seca acima do solo.....	8
2.4.2.2. Estimativa de mudanças no dossel	9
2.4.2.3. Dinâmica de clareiras	9
2.5. Análise estatística	10
3. Resultados.....	11
3.1. Dinâmica de crescimento	11
3.1.1. Densidades	11
3.1.2. Ingresso	14
3.1.3. Mortalidade	16
3.1.4. Incremento	17
3.1.5. BSAS campo.....	20
3.2. Análise de dados lidar	22
3.2.1. Estimativa de biomassa seca acima do solo.....	22
3.2.2. Estimativa de mudanças no dossel	24
3.2.3. Dinâmica de clareiras	25
4. Discussão	31
4.1. Dinâmica de crescimento	31
4.2. Análise de dados lidar	33
4.3. Implicações para o manejo florestal	35
5. Conclusão	36
6. Referências Bibliográficas.....	38
7. Material Suplementar	44
8. APÊNDICES	52

Dinâmica de crescimento em floresta maneja no sudoeste da Amazônia, usando parcelas permanentes e dados LiDAR*

Jaquelyne Lins Januário^{a,*}, Marcus Vinicio Neves d'Oliveira^b, Luis Claudio Oliveira^b

^aPrograma de Pós-Graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal do Acre (UFAC), Rodovia BR 364, Km 4, Distrito Industria, Caixa postal 500, 69920-900, Rio Branco, AC, Brasil

^bEmbrapa Acre, Rodovia BR-364, km 14, Rio Branco, Acre CEP 69900-056, Brasil

* Autor para correspondência: jaquelyne027@gmail.com

**Conforme normas do periódico Forest Ecology and Management (Apêndice 1)

Resumo

Este estudo avaliou os impactos do manejo florestal na dinâmica de uma floresta tropical na Amazônia após 6 e 10 anos, utilizando dados de parcelas permanentes e LiDAR. Foram utilizados dados de 4 medições de parcelas permanentes e dois voos LiDAR executados em 2015 e entre 2023 e 2024. Modelos digitais foram gerados e as métricas extraídas. Uma equação de estimativa de biomassa seca acima do solo foi ajustada e validada com os dados de campo. Análises de mudanças no dossel e dinâmica de clareiras foram realizadas em software estatísticos e de geoprocessamento. Os resultados mostram que os eventos de exploração florestal de 2013 e 2017 provocaram perdas significativas de biomassa, com reduções médias de 30,3 Mg.ha⁻¹ e 45,1 Mg.ha⁻¹, respectivamente. O balanço de perdas por mortalidade e ganhos pelo crescimento de árvores residuais e ingresso foi sempre negativo nas duas áreas 6 e 10 anos após a exploração. A análise das densidades nas parcelas exploradas em 2013 e 2017 revelou uma redução contínua no número de indivíduos ao longo do período de monitoramento, com maior queda nas parcelas da área explorada em 2017. A análise do dossel revelou padrões distintos de recuperação entre as áreas exploradas em diferentes anos. O uso de LiDAR permitiu estimar biomassa com alta precisão e monitorar mudanças estruturais na floresta.

Palavras-chave: Biomassa seca acima do solo, Dinâmica de clareiras, Manejo florestal sustentável, Amazônia, Recuperação do dossel.

Abstract

The growth dynamics in managed forest in the southwestern Amazon, using permanent plots and lidar data

This study evaluated the impacts of forest management on the dynamics of a tropical forest in the Amazon after 6 and 10 years, using data from permanent sample plots (PSP) and LiDAR. Data from four PSP measurements and two LiDAR flights performed in 2015 and between 2023 and 2024. Digital models were generated and metrics extracted. A model for estimating aboveground dry biomass was adjusted and validated with field data. Analyses of canopy changes and gap dynamics were performed using statistical and geoprocessing software. The results show that the 2013 and 2017 logging events caused significant biomass losses, with average reductions of 30.3 Mg.ha⁻¹ and 45.1 Mg.ha⁻¹, respectively. The balance of losses due to mortality and gains due to growth of residual trees and yields was always negative in both areas 6 and 10 years after logging. An analysis of densities in plots logged in 2013 and 2017 revealed a continuous reduction in the number of individuals throughout the monitoring period, with a greater decline in plots in the area logged in 2017. A canopy analysis revealed distinct recovery patterns between areas logged in different years. The use of LiDAR allowed for high-precision biomass estimation and monitoring of structural changes in the forest.

Key words: Aboveground biomass, Gap dynamics, Sustainable forest management, Amazon, Canopy recovery.

1. Introdução

Práticas de manejo florestal sustentável com o uso das diretrizes de exploração de impacto reduzido (EIR), podem diminuir os impactos diretos na vegetação nativa provocados pela exploração madeireira (Putz et al., 2019). A exploração florestal de alta intensidade, caracterizada pela remoção de árvores emergentes, induz uma resposta ecológica marcada pela rápida colonização de espécies pioneiras nas áreas exploradas (DeArmond et al., 2022). Essa resposta da floresta pode comprometer a regeneração das espécies de maior valor comercial e retardar o retorno da floresta a um estágio mais avançado de sucessão, impactando negativamente a produtividade futura e a sustentabilidade do ecossistema (de Avila et al., 2017). Compreender a dinâmica de crescimento de florestas tropicais manejadas é necessário para identificar mudanças em sua composição e estrutura (Milodowski et al., 2021).

A formação de clareiras, seja como resultado direto do manejo ou de outros processos naturais, representa a fase inicial da dinâmica de crescimento florestal. As alterações nas características edafoclimáticas e na composição florística, além do desencadeamento da

sucessão ecológica, decorrentes da abertura dessas lacunas, são essenciais para a compreensão dos efeitos das intervenções silviculturais em florestais tropicais (Garcia-Florez et al., 2017; Zhu et al., 2021). Além disso, a análise das variações nos estoques de biomassa seca acima do solo permitem avaliar a recuperação do ecossistema florestal e seus arredores, bem como os impactos dessas mudanças no microclima local (d'Oliveira et al., 2021; Liu et al., 2023). Estudos detalhados e de longo prazo sobre a dinâmica florestal são cruciais em áreas como a Floresta Estadual do Antimary, a primeira floresta pública do Brasil sob concessão comunitária (ISA, 2024). Pois possibilitam a implementação de práticas de manejo sustentável e a tomada de decisões assertivas que garantam a continuidade da exploração florestal e a conservação dos recursos naturais.

Tradicionalmente, o uso de parcelas permanentes (PP) tem permitido estudos de longo prazo em florestas tropicais, ampliando o conhecimento sobre a composição florística, ingresso e mortalidade de árvores, aspectos fitossociológicos e qualitativos, além de estimar os ganhos e perdas nos estoques de volume de madeira e biomassa (ou carbono) desses ecossistemas (Aguiar et al., 2019; Amaral et al., 2019; d'Oliveira et al., 2024). A utilização de parcelas permanentes é essencial para estudos ecológicos detalhados, porém suas aplicações são limitadas por fatores como custo e tempo. A heterogeneidade espacial e temporal das florestas dificultam a extrapolação dos resultados para grandes escalas (Sheil, 1995a). Dessa forma, o sensoriamento remoto emerge com ferramentas complementares que permitem a coleta de dados em larga escala e o monitoramento contínuo da dinâmica florestal. A integração dessas duas abordagens, por meio de metodologias robustas, oferece uma visão mais completa e precisa dos processos ecológicos, retornando dados em larga escala e alta resolução.

Nesse contexto, o Modelo Digital de Exploração Florestal (Modelflora), desenvolvido pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), demonstra o grande potencial da integração de tecnologias de sensoriamento remoto ao planejamento e gestão florestal. Ao combinar dados de campo com imagens de satélite e informações coletadas por drones, o Modelflora possibilita a criação de modelos precisos e auxilia na tomada de decisões mais assertivas para a conservação e uso sustentável de florestas tropicais (Figueiredo et al., 2007).

Além do uso de satélites, a aplicação de sensores com escaneamento laser, como o LiDAR (light detection and ranging), tem sido promissor para modelar a estrutura da floresta e sua dinâmica de crescimento (d'Oliveira, 2024; Ferreira, 2020; Huertas et al., 2022). A principal vantagem do LiDAR na análise de florestas tropicais reside na sua capacidade de

penetrar o dossel florestal, fornecendo modelos digitais acurados do dossel e de topografia do terreno. Essa tecnologia tem sido amplamente empregada no planejamento e monitoramento do Manejo Florestal Sustentável (MFS), permitindo avaliar os impactos das intervenções florestais com alta precisão, como demonstrado por (d'Oliveira et al., 2014, 2012).

Por meio da combinação de dados LiDAR e de parcelas permanentes, o objetivo desse estudo foi avaliar a dinâmica de uma floresta tropical manejada no sudoeste da Amazônia, quantificando as alterações nos estoques de biomassa acima do solo, na estrutura do dossel florestal e na densidade de espécies de interesse comercial e pioneiras, ao longo do tempo. Especificamente, buscou-se determinar o efeito das operações florestais sobre a população de árvores da floresta manejada, considerando a densidade, mortalidade e ingresso de árvores, em dois momentos distintos de intervenção das operações, com o intuito de avaliar as mudanças na dinâmica florestal ao longo do tempo.

2. Metodologia

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em uma unidade de produção anual (UPA 03) na Floresta Estadual do Antimary (FEA), uma unidade de conservação de uso sustentável estadual localizada entre os municípios de Bujari e Sena Madureira, no Estado do Acre (Figura 1) com extensão de aproximadamente 47.000 ha.

A FEA representa importante papel socioeconômico, ecológico e científico para o Estado do Acre pois é fonte geradora de renda para seus 380 habitantes, conservando a floresta nativa e serviços ecossistêmicos, além de subsidiar políticas públicas e gerar conhecimento acerca de sua biodiversidade (Carvalho et al., 2017; TECMAN, 2012).

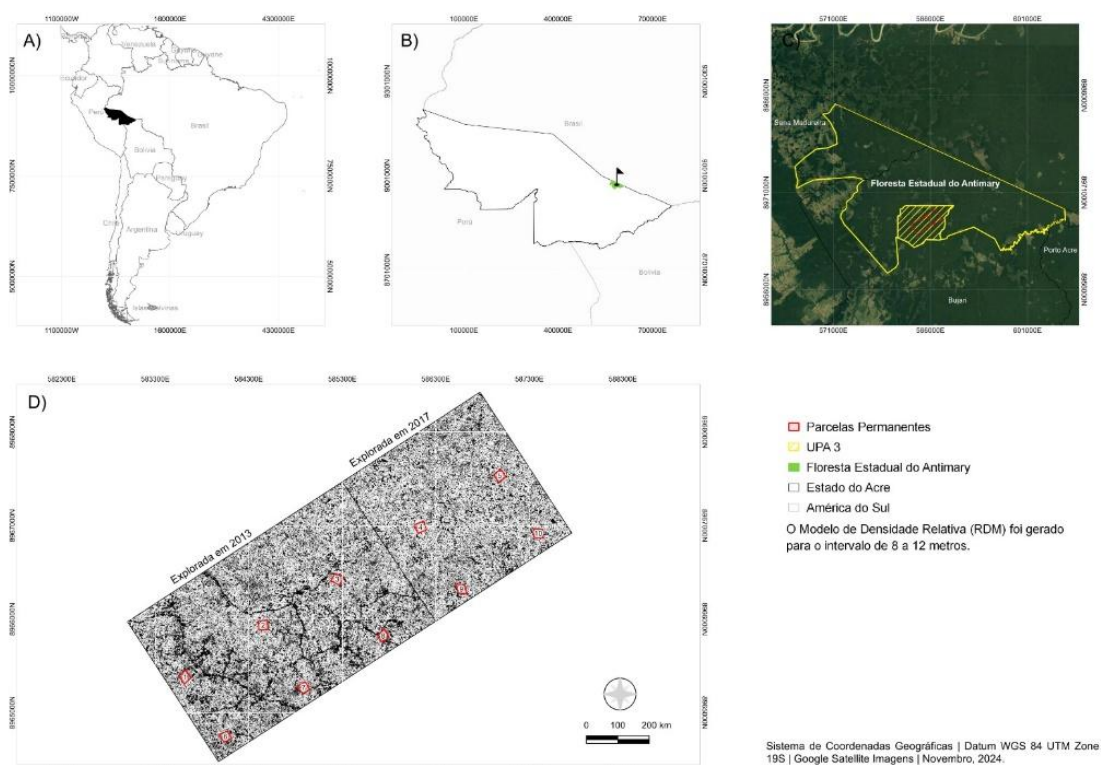


Figura 1. Mapa de localização da área de estudo, onde: A) Posição do Estado do Acre na América do Sul; B) Posição da Floresta Estadual do Antimary no Estado do Acre; C) Localização da Unidade de Produção Anual 03 dentro dos limites da FEA; D) Modelo de densidade relativa da vegetação entre 8 e 12 metros, evidenciando os impactos da exploração parcial em 2013. O mapa apresenta polígonos em preto delimitando as áreas exploradas em 2013 e 2017, com as parcelas permanentes destacadas em vermelho.

O clima da FEA é classificado como Awi e apresenta um padrão sazonal bem definido, com precipitação anual média de 2000 mm e temperatura média anual de 25°C (Koeppen, 1948). A estação chuvosa se estende de outubro a maio, enquanto o período seco, de junho a setembro, é caracterizado por condições climáticas mais favoráveis para a realização de atividades de campo e operações relacionadas à exploração madeireira (d'Oliveira et al., 2012).

A FEA possui tipologia florestal dos tipos: aberta com palmeiras e aberta com bambu, onde há dominância do gênero *Guadua* (Tabocal) e floresta densa (Carvalho et al., 2017; d'Oliveira et al., 2012). As ordens de solos predominantes são dos tipos Latossolos, Argissolos e Plintossolos de baixa saturação (Carvalho et al., 2017).

O manejo florestal adotado na FEA usou como base o sistema policíclico CELOS, desenvolvido no Suriname (Acre, 2012; Graaf, 1986). Esse sistema prioriza a exploração de indivíduos arbóreos que atingiram o diâmetro mínimo para corte e preserva indivíduos

menores para futuros ciclos de corte, garantindo produtividade e renovação da floresta. O Plano de Manejo Florestal estabeleceu um ciclo de corte de 25 anos para a área. A metodologia Modeflora (Figueiredo et al., 2007) foi aplicada no planejamento, possibilitando gestão mais eficiente e sustentável dos recursos florestais. Para este trabalho, a UPA 03 foi selecionada. Esta possui área total de 3.970,5 ha, das quais 2.595,5 ha foram realizadas operações florestais. A exploração da UPA ocorreu de forma parcial no ano de 2013 e finalizou em 2017 (TECMAN, 2012), resultando em uma intensidade de corte média de $11,6 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$.

2.2. *Parcelas permanentes (PP)*

Um total de 10 parcelas de 1 ha ($100 \times 100 \text{ m}$) cada e subdivididas em 100 subparcelas de $10 \times 10 \text{ m}$ foram instaladas dentro da UPA 03 no ano de 2013 antes da execução das operações florestais. As parcelas foram distribuídas de forma sistemática abrangendo uma área de 1000 ha da UPA (Figura 1D).

Dentro de cada parcela, todas as árvores com $D \geq 10 \text{ cm}$ foram mensuradas e registrado a qualidade do fuste, diâmetro à altura do peito (D) e identificação botânica da espécie a nível de nome vulgar e família, por equipe composta de parobotânicos e técnicos da Embrapa Acre conforme adaptação do protocolo de instalação e medição de parcelas permanentes Redeflor (Silva et al., 2005). Os vértices das parcelas foram georreferenciados com auxílio de receptor GNSS (Global Navigation Satellite Systems) modelo TechGeo – Zenite II de dupla frequência L1 e L2, conforme procedimento realizado por d'Oliveira et al. (2021).

Logo, cada parcela foi remeida nos anos de 2015, 2021 e 2023, sendo que durante as operações florestais do ano de 2013 cinco parcelas permanentes (1, 2, 3, 6, 7 e 8) foram impactadas e no ano de 2017 as operações impactaram quatro parcelas (4, 5, 9 e 10).

2.3. *Dinâmica de crescimento e parâmetros estruturais da floresta*

Para avaliação do banco de dados, foram considerados dois grupos de espécies: comerciais e pioneiras. As listas de espécies foram definidas conforme d'Oliveira and Ribas, (2011). A partir da classificação, realizou-se a avaliação dos parâmetros de crescimento: mortalidade, recrutamento e ingressos na população 5 e 10 anos decorridos das atividades de exploração dentro da UPA 03. Apenas para o parâmetro mortalidade foram consideradas as classes inicial (D entre 10 e 20 cm), estoque (D entre 20 e 50 cm) e comercial ($D > 50 \text{ cm}$).

2.3.1. Densidades

Para compreender o papel exercido por cada grupo de espécies dentro da população, foram calculadas as densidades absolutas em número de indivíduos por hectare e densidade relativa.

2.3.2. Ingresso

Para cálculo da taxa de ingressos (I) na população, consideramos a expressão proposta por (Lewis et al., 2004):

$$I = (\ln(N_0) - \ln(N_1))^t \cdot 100$$

Onde, N_0 e N_1 representam o número de indivíduos na população original e o indivíduo ingressante. t representa o tempo em anos e $\ln$ o logaritmo natural.

2.3.3. Mortalidade

O cálculo da mortalidade (M) seguiu o proposto por (Sheil, 1995b):

$$M = 1 - (N_1 / N_0)^{1/t}$$

Onde, N_0 e N_1 representam a contagem da população inicial e final, dentro do intervalo de medição, e T o intervalo de medição em anos.

2.3.4. Incremento

Para avaliação do incremento médio anual, consideramos a seguinte equação:

$$I = (D_2 - D_1)/t.$$

Onde, I representa o incremento em diâmetro das espécies, D_1 e D_2 os diâmetros de início e final, t é o intervalo de medição em anos.

2.3.5. Biomassa Seca Acima do Solo

Para estimativa do estoque de Biomassa Seca Acima do Solo (BSAS) foram utilizadas equações desenvolvidas na FEA de acordo a (Melo et al., 2024):

$$BSAS = (D^{2,671} \cdot 0,064)/1000$$

2.4. Dados LiDAR

2.4.1. Coleta de dados

Nesse estudo foram utilizados dados de dois períodos de sobrevoos LiDAR: 2015 e uma combinação de voos de duas campanhas em junho de 2023 e abril de 2024, formando

o mosaico atual (Figura 2). Os sobrevoos foram executados sobre 800 ha da área explorada da UPA 03, onde estão localizadas as parcelas permanentes (Figura 1).



Figura 2. Demonstração dos sobrevoos LiDAR executados na área de 800 ha manejada, na UPA 03 da Floresta Estadual do Antimary.

Em 2015 foi realizado sobrevoos LiDAR em aeronave CESSNA modelo 206 com sensor LiDAR 68i da Trimble embarcado, a uma altura de voo de 600 metros. A sobreposição lateral adotada foi de 50%, com frequência de operação de 50 Khz e quatro retornos úteis por pulso, resultando em densidade de 14 pnts. m⁻². O sobrevoos de 2023 foi realizado com Aeronave Remotamente Pilotada (ARP) DJI modelo Matrice 300 RTK com sensor LiDAR Zenmuse L1 acoplado. Os voos foram planejados por meio do aplicativo UgCS (Ground Station Software) utilizando altura de voo de 120 metros com sobreposição lateral de 70% e frequência de operação de 240 Khz com dois retornos úteis por pulso, resultando em densidade superior a 500 pnts. m².

Os produtos gerados pelos sobrevoos com sensor LiDAR foram processados por meio do pacote Fusion LiDAR (McGaughey, 2020), conforme metodologia aplicada por (d'Oliveira et al., 2014). Foram gerados os modelos digitais de terreno (MDT), modelo digital de superfície (MDS) e modelo de altura do dossel (CHM) construído a partir da subtração do MDS – MDT, com resolução de 1x1m.

2.4.2. *Análise de dados*

2.4.2.1. *Estimativa de biomassa seca acima do solo*

A estimativa de mudanças nos estoques de biomassa foi realizada por meio da extração de nuvens de pontos individuais para cada parcela, filtradas para eliminar retornos provenientes do solo e da vegetação baixa. A normalização dos dados foi realizada subtraindo a cota de elevação de cada retorno do valor correspondente no MDT. Um filtro de altura mínima de 1 metro foi aplicado para reduzir ruídos causados por vegetação baixa e imperfeições na filtragem. As análises estatísticas foram conduzidas nos softwares R Studio (Allaire, 2012) e SAS Studio (Cody, 2015).

A partir das nuvens de pontos normalizadas, foram extraídas métricas LiDAR para cada parcela e combinadas com dados de campo (Tabela 1). A modelagem estatística resultou na seleção da equação que melhor representou a relação entre as métricas LiDAR e o estoque de biomassa obtido nas medições em campo. Um mapa de biomassa, com resolução espacial de 100 m, foi gerado a partir dessa equação e utilizado para identificar as alterações no estoque de biomassa após as intervenções silviculturais.

Tabela 1. Variáveis de estrutura da floresta derivadas da nuvem de pontos LiDAR.

Variáveis	Descrição
HMEAN	Altura média acima do solo
HMEDIAN	Altura mediana acima do solo
HMODE	Moda da altura acima do solo
HSD	Desvio padrão da altura acima do solo
HVAR	Variância da altura acima do solo
HCV	Coefficiente de variação da altura acima do solo
HIQ	Distância interquartil da altura acima do solo
H. % (e.g., H05 - H99)	Percentis de altura acima do solo (5°, 10°, 20°, 25°, 30°, 40°, 50°, 60°, 70°, 75°, 80°, 90°, 95°, 99°)
CCR	Taxa de abertura do dossel

2.4.2.2. Estimativa de mudanças no dossel

Para estimar as mudanças no dossel produzidas pela exploração foram usados como referência à altura média do dossel e a formação e fechamento de clareiras. A cobertura de copa acima de 30 m foi calculada para as áreas exploradas em 2013 e 2017 nos dois sobrevoos. A área mínima de copa foi estabelecida em 50 m², adotada de d'Oliveira et al. (2021) para alcançar árvores com copas menores acima de 30 m de altura. A elevação média da floresta foi obtida a partir das métricas LiDAR extraídas das nuvens de pontos geradas.

2.4.2.3. Dinâmica de clareiras

Para avaliação da dinâmica de clareiras foi considerado o limiar de 4 metros de altura (Blackburn et al., 2014) e área mínima de 20 m² (Reis et al., 2022). Foi avaliada a frequência

por tamanho de clareiras conforme a lei de potência de Hanel et al. (2017) utilizando o pacote ForestGapR (Silva et al., 2019).

$$p(x) = x^{(-\alpha)} / (\zeta(\alpha, x_{\min}))$$

Onde, $\zeta(\alpha, x_{\min})$ é a função zeta Hurwitz generalizada definida para números complexos s e α pela continuação analítica da soma $\zeta(s, \alpha) = \sum_{k=0}^{\infty} \frac{1}{(k+\alpha)^s}$. Onde, s representa a função zeta de Riemann, α é alfa e k são as classes de tamanho das clareiras.

Para avaliação da probabilidade de ocorrência por tamanho de clareiras foi considerado $\lambda \geq 2$ área dominada por clareiras pequenas (área inferior a 500 m²) e $\lambda \leq 2$ área dominada por grandes clareiras (área superior a 500 m²).

2.5. Análise estatística

Para avaliar o efeito do ano de medição das parcelas e do ano de execução da exploração na UPA sobre a densidade de árvores, ingresso, mortalidade, incremento e biomassa, realizou-se uma análise de variância considerando um modelo linear misto visto que a estrutura dos dados é oriunda de medidas repetidas.

O modelo foi ajustado utilizando o procedimento SAS PROC MIXED (SAS/STAT®, versão 9.4). Os efeitos aleatórios foram incluídos no modelo para considerar a natureza das medidas repetidas dos dados durante os anos de medição na mesma parcela. Para considerar o efeito da correlação entre as medições no tempo utilizou-se a estrutura de covariância *Variance Components* predefinida no PROC MIXED.

Portanto, para avaliar os efeitos fixos de ano de exploração, ano de medição, interação ano de exploração e ano de medição bem como o efeito aleatório de parcelas, considerou-se o modelo linear misto básico a seguir:

$$Y_i = X\beta + ZU + e$$

Nessa equação, Y_i representa o vetor para cada uma das variáveis dependentes a seguir: i) biomassa, ii) densidade de árvores, iii) incremento iv) mortalidade e v) ingresso. Os componentes X_i e Z_i são as matrizes design para os efeitos fixos e aleatórios, respectivamente. Os vetores β e U representam os efeitos fixos e aleatórios, respectivamente. Por fim, e representa o erro aleatório do modelo.

A partir do modelo base formulou-se a equação para o modelo estatístico incluindo o efeito de interação:

$$Y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \tau_k + (\alpha \cdot \tau)_{ik} + e_{ijk}$$

Onde, y_{ijk} representa o valor da variável dependente i na parcela j no tempo k , μ a média geral, α_i o efeito do ano de exploração madeireira (2013 e 2017), τ_k o efeito do ano de medição, $(\alpha*\tau)_{ik}$ a interação entre exploração e ano de medição, e ϵ_{ijk} o erro aleatório

3. Resultados

3.1. Dinâmica de crescimento

3.1.1. Densidades

As parcelas submetidas à exploração em 2013 e 2017 apresentaram redução no número de indivíduos ao longo do período de monitoramento (Tabela 2). A população inicial das seis parcelas localizadas na área explorada em 2013, composta por 2447 indivíduos, decresceu para 1695 indivíduos ao final do estudo. De forma similar, as quatro parcelas localizadas na área explorada em 2017 apresentaram uma redução de 1379 para 875 indivíduos.

Tabela 2. Número de indivíduos com $D \geq 10$ cm encontrados nas parcelas permanentes ao longo do período de estudo, na UPA 03 da Floresta Estadual do Antimary. Números entre parênteses representam a densidade relativa da população de cada grupo ao longo das medições.

	Medição	Expl. 2013	Expl. 2017
		Nº de indivíduos	Nº de indivíduos
Todas spp.	2013	2447	1379
	2015	2282	1312
	2021	1781	976
	2023	1695	875
Spp. Comerciais	2013	253 (10,3%)	160 (11,6%)
	2015	255 (11,2%)	158 (12,0%)
	2021	232 (13,0%)	128 (13,1%)
	2023	229 (13,5%)	126 (14,4%)
Spp. Pioneiras	2013	251 (10,3%)	126 (9,1%)
	2015	251 (11,0%)	122 (9,3%)
	2021	201 (11,3%)	84 (8,6%)
	2023	202 (11,9%)	81 (9,3%)

Ao considerar a densidade de indivíduos após os eventos de exploração, verificamos redução na população até a última medição, em 2023 (Figura 3). Originalmente, as parcelas afetadas pela exploração em 2017 apresentavam densidade total, de pioneiras e comerciais,

inferior as parcelas afetadas pelo primeiro tratamento. A densidade média nas parcelas exploradas em 2013, logo após a intervenção, foi de 378 indivíduos. $\text{ha}^{-1} \pm 49$. Para as parcelas do segundo evento de exploração, a média foi de 242 indivíduos. $\text{ha}^{-1} \pm 39$. Ano de medição foi a única variável com efeito estatisticamente significativo na densidade em termos absolutos de indivíduos (GL = 24, $p < 0,0001$), conforme tabela 3.

Em relação a densidade absoluta de pioneiras e comerciais, nota-se redução de indivíduos logo após a exploração parcial de 2013 e 2017. Para a densidade, em termos absolutos, de pioneiras e comerciais, a variável ano de medição foi estatisticamente significativa (GL = 24, $p = 0,0043$; GL = 24, $p < 0,0001$), conforme tabela 3.

Tabela 03. Influência dos efeitos fixos (ano, exploração e ano*exploração) nas densidades obtidas.

Efeito das variáveis fixas na densidade de indivíduos				
Densidade absoluta total				
Efeitos fixos	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
Ano	3	24	157.43	<.0001
yexpl	1	8	2.94	0.1249
Ano*yexpl	3	24	0.37	0.7768
Densidade absoluta de pioneiras				
Efeitos fixos	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
Ano	3	24	5.7	0.0043
yexpl	1	8	2.19	0.1775
Ano*yexpl	3	24	0.11	0.9551
Densidade absoluta de comerciais				
Efeitos fixos	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
Ano	3	24	17.94	<.0001
yexpl	1	8	0.72	0.4206
Ano*yexpl	3	24	2.06	0.1324

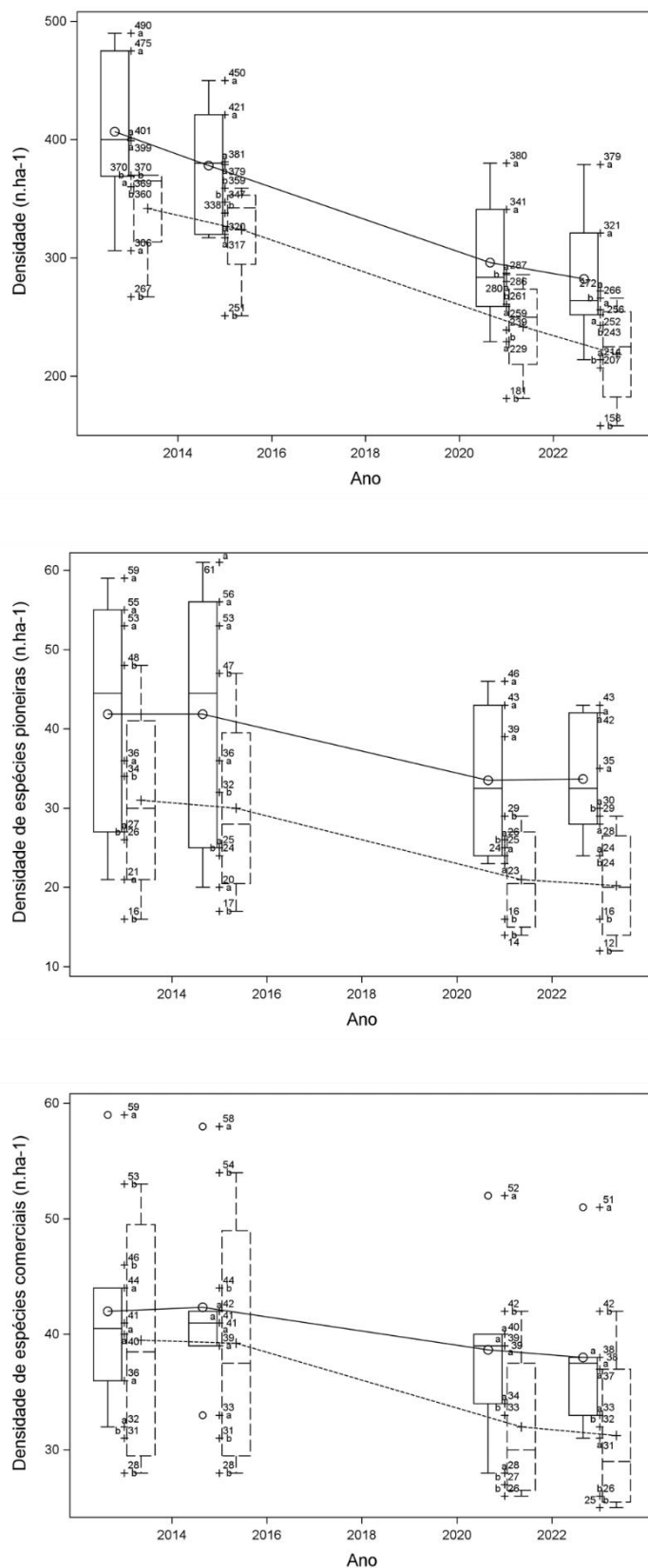


Figura 03. Densidade absoluta de espécies pioneiras, comerciais e total das parcelas afetadas pelos dois eventos de exploração 2013 (linha contínua) e 2017 (linha pontilhada).

A densidade relativa do grupo de espécies comerciais e pioneiras, para as parcelas exploradas em 2013, apresentou aumento até a última medição em 2023. Para a densidade relativa, dos dois grupos, para as parcelas exploradas em 2017, a valor permanece com aumento constante, conforme tabela 2. Para a densidade relativa de pioneiras e comerciais, ano de medição foi a única variável que apresentou efeito estatisticamente significativo (GL = 24, $p = 0,0003$; GL = 24, $p = 0,0004$), conforme tabela 4.

Tabela 4. Influência dos efeitos fixos (ano, exploração e ano*exploração) nas densidades relativas obtidas.

Densidade relativa de pioneiras				
Efeitos fixos	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
Ano	3	24	9.16	0.0003
yexpl	1	8	2.51	0.1519
Ano*yexpl	3	24	0.94	0.4368
Densidade relativa de comerciais				
Efeitos fixos	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
Ano	3	24	8.85	0.0004
yexpl	1	8	0.27	0.6146
Ano*yexpl	3	24	3.94	0.0203

3.1.2. Ingresso

Foram identificados 535 ingressos em todo o período do estudo. Desses, os gêneros de pioneiras com maior ocorrência foram *Cecropia sp.*, *Ceiba sp.*, *Cordia sp.*, *Sapium sp.*, *Cedrela sp.* e *Handroanthus sp.* Entre o grupo de comerciais, observamos maior ocorrência de *Couratari sp.*, *Eschweilera sp.*, *Manilkara sp.*, e *Aspidosperma sp.* Também identificamos a ocorrência de espécies protegidas como *Hevea brasiliensis* (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg. e *Bertholletia excelsa* Bonpl. (Material Suplementar 1). Ano de medição e exploração, apresentaram efeito estatisticamente significativo (GL = 24, $p = <0,0001$; GL = 24, $p = 0,0132$), conforme tabela 5.

Tabela 5. Influência dos efeitos fixos (ano, exploração e ano*exploração) na frequência relativa de ingressos.

Densidade relativa de ingressos				
Efeitos fixos	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
Ano	2	24	43.22	<0.0001
yexpl	1	24	7.16	0.0132
Ano*yexpl	2	24	2.91	0.0739

Considerando a densidade absoluta (Figura 4) de 535 ingressos para o período de estudo, e considerando as parcelas afetadas pelo evento de exploração parcial de 2013, a taxa anual de ingresso foi de 2,6%, reduzindo para 0,2% entre 2015 e 2021, com aumento da taxa de ingressos para 5,9 na medição atual (Tabela 6). Considerando as parcelas afetadas pela exploração 2017, observamos redução da taxa de ingresso entre a medição inicial e 2015 (de 1,5% para 0,3%), mas nas medições mais recentes a taxa voltou a subir acima do período pré-exploração (5,4% na última medição). A taxa anual de ingresso para todo o período de estudo foi de 1,1%.

Tabela 6. Taxa de ingresso por tratamento (eventos de exploração parcial 2013 e 2017), na Floresta Estadual do Antimary.

	Medição	Expl. 2013	Expl. 2017	Total
<i>Taxa de ingressos (%)</i>	2013-2015	2,6	1,5	1,1
	2015-2021	0,2	0,3	
	2021-2023	5,9	5,4	
	Total	1,2	1,0	

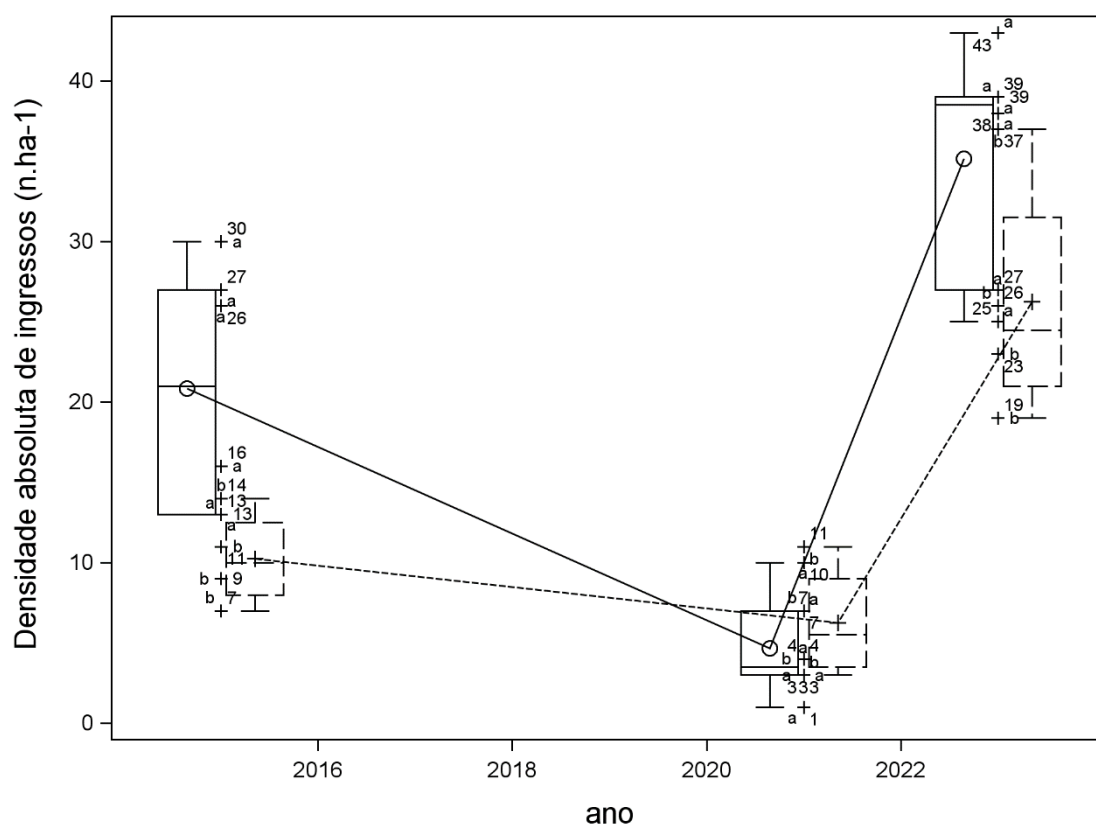


Figura 4. Densidade absoluta de ingressos nas parcelas afetadas pelos dois eventos de exploração 2013 (linha contínua) e 2017 (linha pontilhada).

3.1.3. Mortalidade

A taxa anual de mortalidade encontrada para todo o período de estudo foi de 4,4%. Considerando as parcelas exploradas em 2013, o cenário observado foi de 6,1% logo após a exploração parcial, seguido de redução na taxa de mortalidade (3,8%) e aumento na última medição para 8,5% (tabela 7). Ao considerar apenas as parcelas afetadas pela exploração de 2017, encontramos 3,9% antes da exploração, 4,5% após dois anos da intervenção e, recentemente, aumento considerável de 10,5% na taxa de mortalidade. Nesse ano de pico, as parcelas afetadas pela exploração de 2013 apresentaram densidade média de mortalidade na classe inicial de 52,3 indivíduos. $\text{ha}^{-1} \pm 8,9$, na classe de estoque 30,7 indivíduos. $\text{ha}^{-1} \pm 5,7$, e na classe de tamanho comercial 3,5 indivíduos. $\text{ha}^{-1} \pm 2,7$. Para as parcelas afetadas pela exploração 2017 identificamos mortalidade de 57,3 indivíduos. $\text{ha}^{-1} \pm 15,1$ na classe inicial, 24,5 indivíduos. $\text{ha}^{-1} \pm 7,2$ na classe de estoque, 5 indivíduos. $\text{ha}^{-1} \pm 1,9$ na classe comercial. A classe inicial (10-20cm D) apresentou mortalidade significativamente maior do que as outras categorias de tamanho.

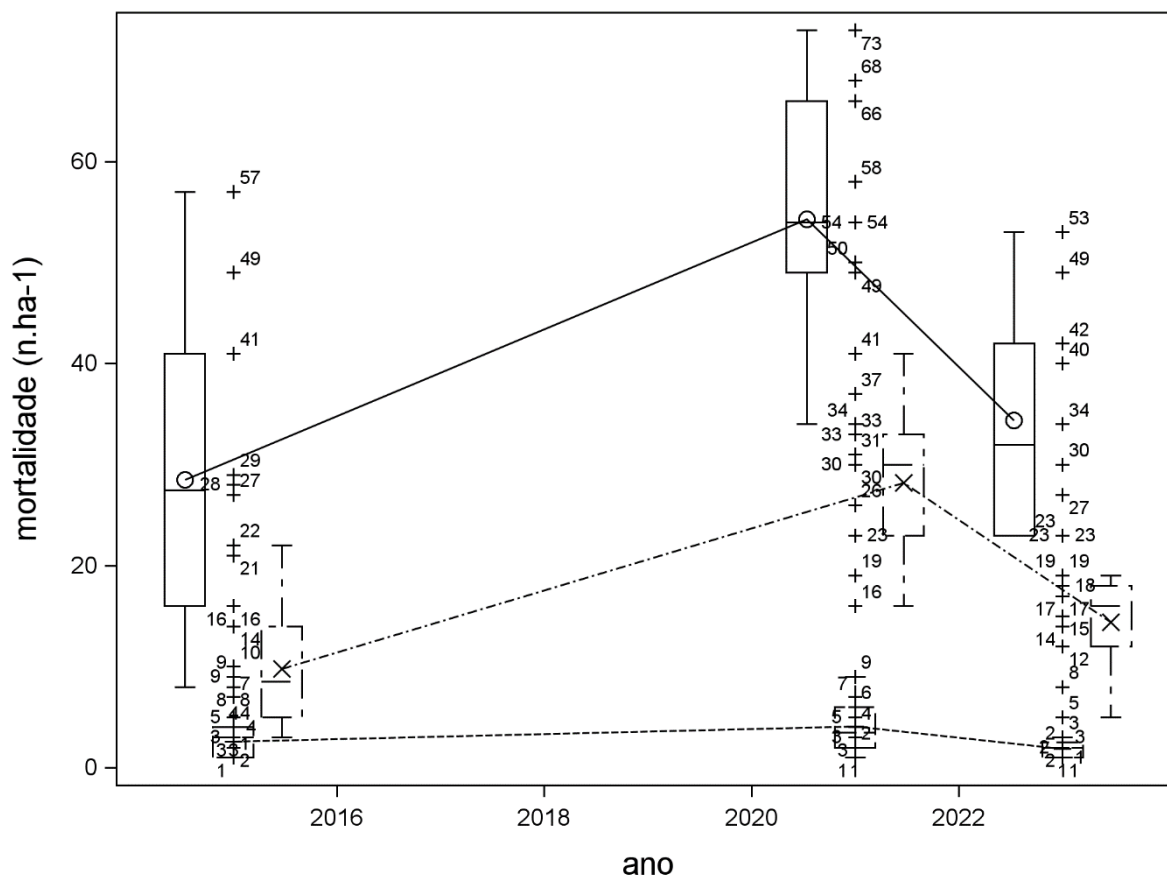


Figura 5. Mortalidade de árvores por classe de tamanho inicial (linha contínua), estoque (linha com traços e pontos) e comercial (linha tracejada) por anos de monitoramento.

Os picos de mortalidade não podem ser atribuídos a exploração madeireira, tendo em vista que a variável exploração não foi significativa (GL = 79, $p = 0,1464$). Apenas ano de medição apresentou efeito significativo estatisticamente na mortalidade encontrada (GL = 79, $p = <0,0001$), conforme tabela 8.

Tabela 7. Taxa de mortalidade por tratamento (eventos de exploração parcial 2013 e 2017), na Floresta Estadual do Antimary.

	Medição	Expl. 2013	Expl. 2017	Total
Taxa de mortalidade (%)	2013-2015	6,1	3,9	4,4
	2015-2021	3,8	4,5	
	2021-2023	8,5	10,5	
	Total	4,2	4,6	

Tabela 8. Influência dos efeitos fixos (ano, exploração e ano*exploração) nas taxas de mortalidade encontradas.

Efeito das variáveis fixas na mortalidade de indivíduos				
Parcela	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
Ano	2	79	14.37	<0.0001
yexpl	1	79	2.15	0.1464
Ano*yexpl	2	79	1.01	0.3699

3.1.4. Incremento

O incremento médio anual para todas as parcelas foi de $0,3 \text{ cm. ano}^{-1} \pm 0,1$. Na análise total, apenas a variável ano de medição apresentou efeito estatisticamente significativo com o incremento obtido (GL = 16, $p = 0,0056$), conforme tabela 09. Considerando somente as parcelas afetadas pela exploração de 2013, o cenário é de oscilação em ganhos e perdas no crescimento de espécies comerciais para as três classes de tamanho.

Tabela 09. Influência dos efeitos fixos (ano, exploração e ano*exploração) nos incrementos encontrados.

Efeito das variáveis fixas no incremento				
Incremento médio anual total				
Parcela	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
Ano	2	16	7,31	0,0056
yexpl	1	8	1,35	0,2787
Ano*yexpl	2	16	1,82	0,1947

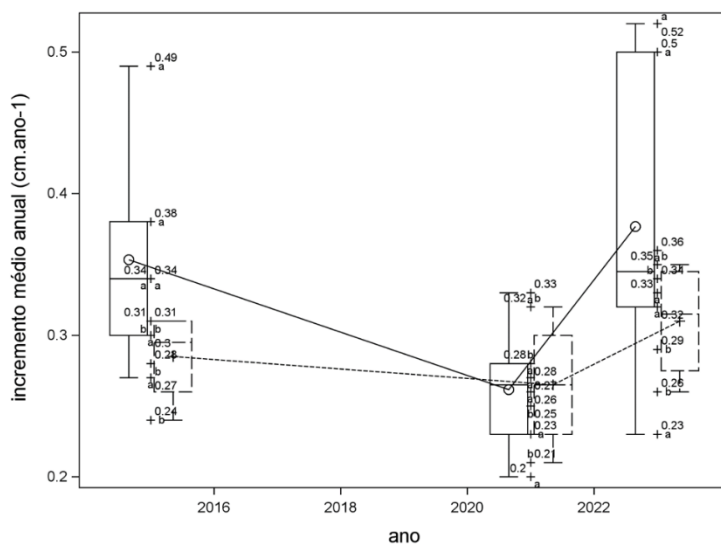
Após a exploração parcial de 2013, as parcelas apresentavam incremento médio anual de 0,2 cm. ano⁻¹ ± 0,1 para a classe de tamanho inicial, 0,6 cm. ano⁻¹ ± 0,1 para a classe de tamanho estoque e 0,4 cm. ano⁻¹ ± 0,2 para a classe de tamanho comercial (figura 6).

Tabela 10. Influência dos efeitos fixos (ano, classe de tamanho, exploração e interação entre os efeitos) nos incrementos encontrados para espécies comerciais.

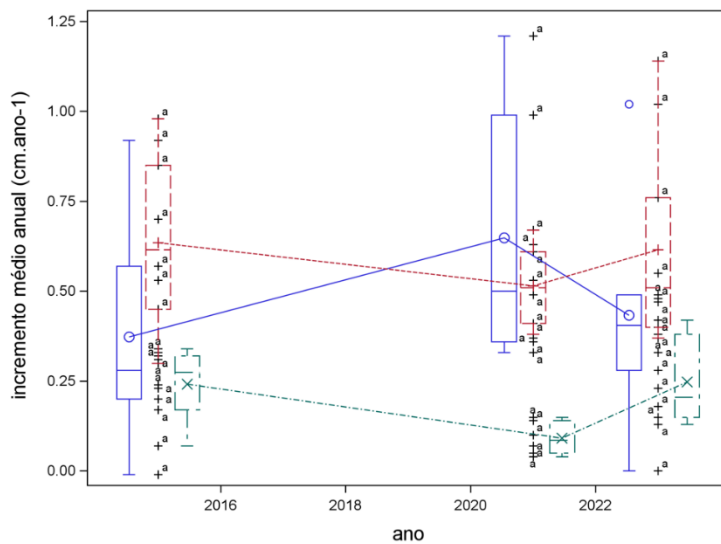
Incremento médio anual de espécies comerciais				
Parcela	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
Ano	2	64	0,62	0,5435
Class_tam	2	64	22,93	<0,0001
yexpl	1	8	1,82	0,2147
Ano*Class_tam	4	64	1,51	0,2100
Ano*yexpl	2	64	0,41	0,6643
Class_tam*yexpl	2	64	0,59	0,5565
Ano*Class_tam*yexpl	4	64	0,63	0,6400

Dois anos antes da exploração parcial de 2017, as parcelas afetadas por esse tratamento apresentaram incremento médio anual de 0,1 cm. ano⁻¹ para a classe inicial, 0,4 cm. ano⁻¹ ± 0,1 para a classe de tamanho estoque e 0,3 cm. ano⁻¹ ± 0,1 para a classe comercial. O que observamos é crescimento constante na classe de estoque e aumento gradual na classe comercial (figura 6), com incremento médio de 0,2 cm. ano⁻¹ para a classe inicial, 0,4 cm. ano⁻¹ ± 0,1 para a classe de tamanho estoque e 0,5 cm. ano⁻¹ ± 0,1 para a classe comercial, na medição atual. Classe de tamanho foi o único efeito que apresentou diferença estatisticamente significativa para o incremento médio anual encontrado no grupo de espécies comerciais (GL = 64, p = <0,0001), conforme tabela 10.

A) TOTAL



B) PARCELAS EXPLORADAS EM 2013



C) PARCELAS EXPLORADAS EM 2017

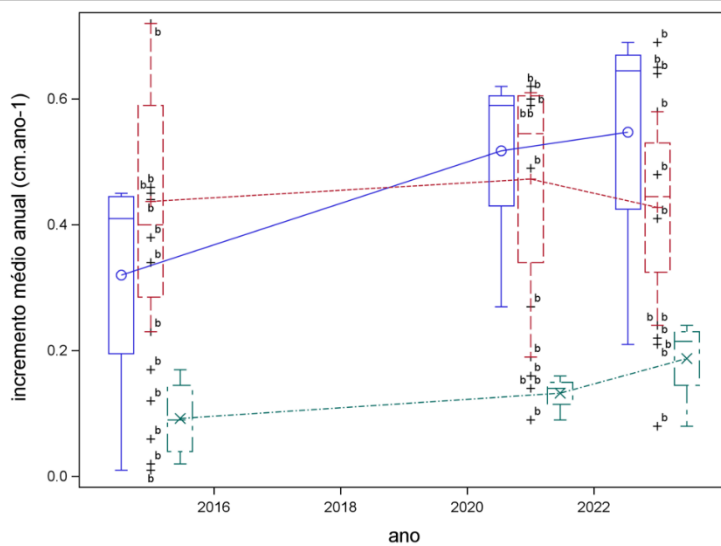


Figura 6. Incremento médio anual para a UPA 03 da Floresta Estadual do Antimary, onde: A) incremento médio total para parcelas afetadas pela exploração parcial de 2013 (linha contínua) e parcelas afetadas pela exploração parcial de 2017 (linha pontilhada); B) incremento médio por classe de tamanho para parcelas afetadas pela exploração parcial de 2013, considerando as classes inicial (linha tracejada verde), estoque (linha pontilhada vermelha) e comercial (linha contínua azul); C) incremento médio por classe de tamanho para parcelas afetadas pela exploração parcial de 2017, considerando as classes inicial (linha tracejada verde), estoque (linha pontilhada vermelha) e comercial (linha contínua azul)

3.1.5. BSAS campo

Verificamos variação nos estoques de biomassa, com perdas e ganhos no período de 5 e 10 anos após exploração madeireira. A média de biomassa antes da exploração 2013 e 2017 foi de $278,1 \text{ Mg. ha}^{-1} \pm 73,9$ e $240,6 \text{ Mg. ha}^{-1} \pm 71,4$, respectivamente. Com a ocorrência dos eventos de exploração, as áreas perderam em média $30,3 \text{ Mg. ha}^{-1} \pm 10,5$ e $45,1 \text{ Mg. ha}^{-1} \pm 21,8$. Nas duas áreas em todos períodos considerados o balanço líquido de BSAS foi sempre negativo, mesmo no período antes da exploração (2013-2015) na área explorada em 2017 (figuras 7 e 8).

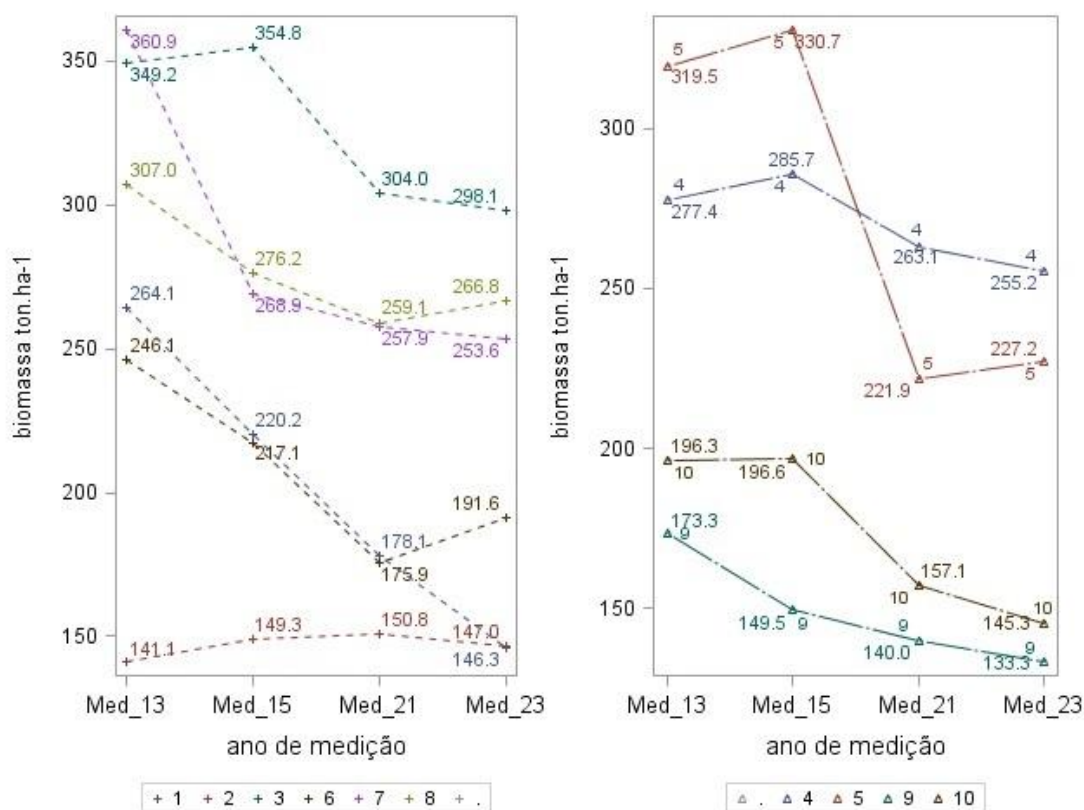


Figura 7. Soma de biomassa seca acima do solo por parcela ao longo do período de estudo (10 anos) na Floresta Estadual do Antimary, para as parcelas afetadas pela exploração de 2013 e 2017.

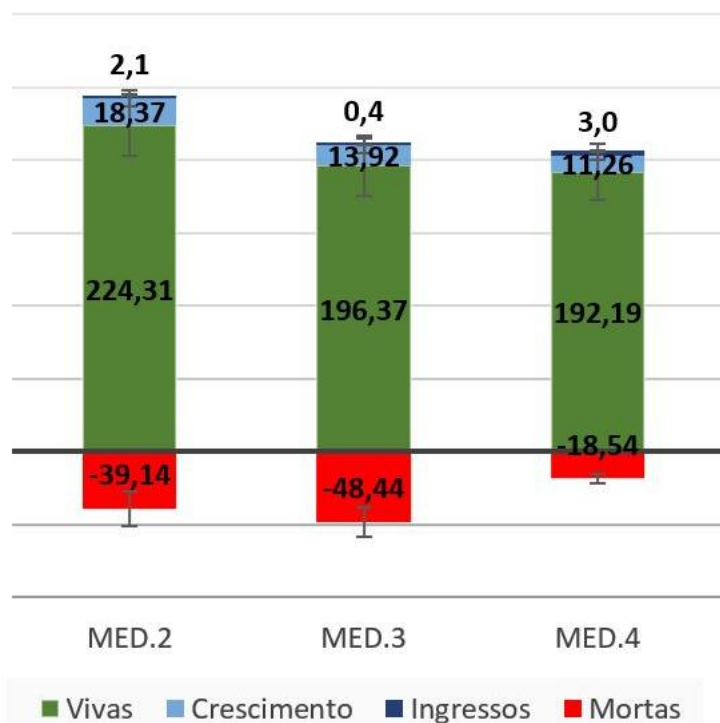


Figura 8. Dinâmica de biomassa seca acima do solo ao longo do período de estudo (10 anos) na Floresta Estadual do Antimary, para todas as parcelas.

Quando considerado o cenário de grupos de espécies, identificamos aumento na biomassa de comerciais. A variável ano de medição foi estatisticamente significativa para biomassa total (GL = 24, $p = <0,0001$) e para o grupo de espécies comerciais (GL = 24, $p = 0,0045$). Para o grupo de pioneiras não houveram diferenças significativas, conforme tabela 11.

Tabela 11. Influência dos efeitos fixos (ano, exploração e ano*exploração) nas biomassas encontradas.

Efeito das variáveis fixas na biomassa					
Biomassa total					
Parcela	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F	
Ano	3	24	13.76	<0.0001	
yexpl	1	8	0.32	0.5871	
Ano*yexpl	3	24	0.69	0.5679	
Biomassa por grupo de espécie: pioneiras					
Parcela	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F	

Ano	3	24	1.31	0.2936
yexpl	1	8	0.25	0.6304
Ano*yexpl	3	24	0.05	0.9832
Biomassa por grupo de espécie: comerciais				
Parcela	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
Ano	3	24	5.65	0.0045
yexpl	1	8	0.04	0.8470
Ano*yexpl	3	24	0.95	0.4340

3.2. *Análise de dados lidar*

3.2.1. *Estimativa de biomassa seca acima do solo*

Para a estimativa de biomassa a partir das métricas LiDAR, duas equações foram utilizadas. A primeira, trata-se de uma equação já ajustada para a mesma área de estudo, utilizando dados do sobrevoo LiDAR 2015 com aeronave CESSNA. A equação, ajustada por (d'Oliveira et al., 2021) apresentou R^2 de 0,57, RMSE de 50,1 e $p < 0,05$, podendo ser consultada a seguir:

$$BSAS = -496,75 * Elev P95 + 21,4105$$

Para esse estudo, a equação selecionada a partir das métricas LiDAR obtidas pelo sobrevoo LiDAR 2023 com aeronave remotamente pilotada, obteve $R^2_{aj} = 0,81$, RMSE de 25,58 e $P=0.0002$, podendo ser consultada a seguir:

$$BSAS = -420,47191 * Elev P99 + 16,341$$

A bondade do ajuste da nova equação pode ser conferida na figura 9.

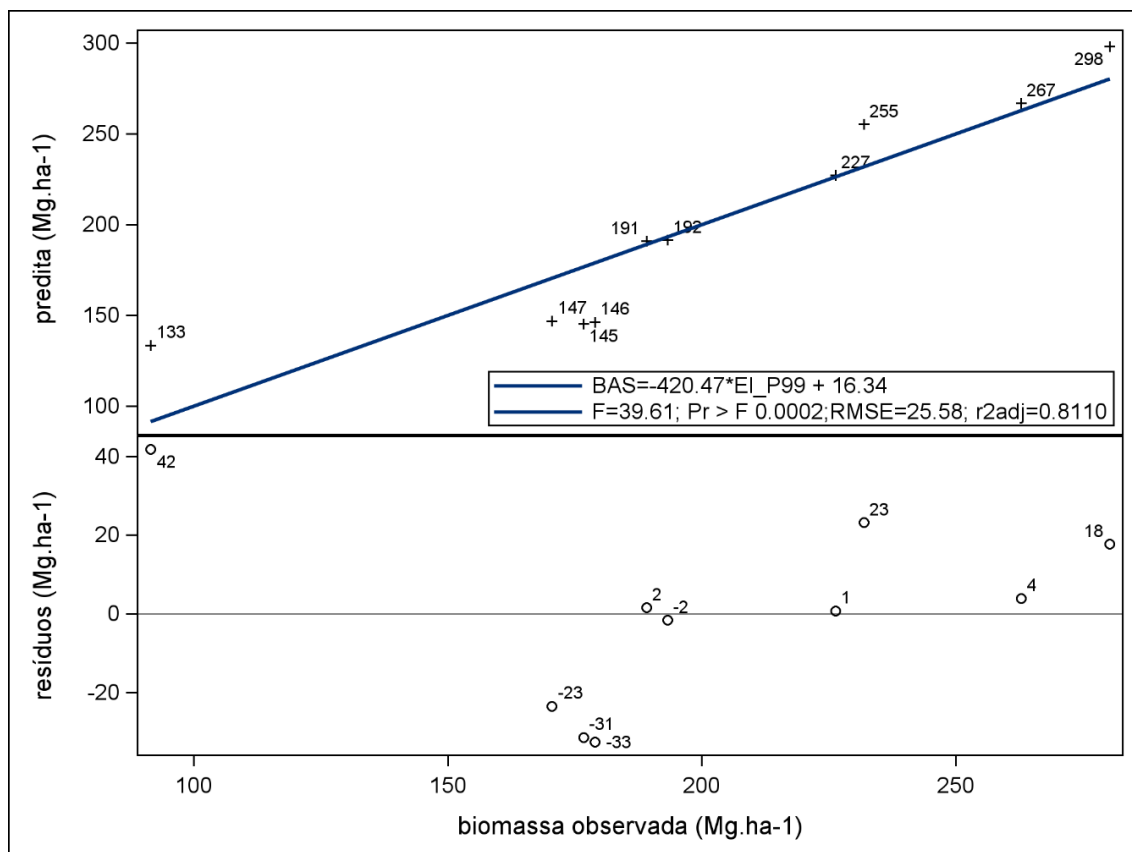


Figura 9. Gráfico de regressão e resíduos entre as equações de biomassa predita de Melo et al., (2024) e equação de biomassa ajustada a partir das métricas LiDAR obtidas nesse estudo.

Ao aplicar as equações obtidas por meio das métricas LiDAR, ficou evidente a tendência de redução na biomassa seca acima do solo para as áreas afetadas por dois eventos de exploração madeireira (2013 e 2017), como observado nos dados de campo. A estimativa com a equação de d'Oliveira et al. (2021) encontrou BSAS média de $229,4 \text{ Mg.ha}^{-1} \pm 68,7 \text{ Mg.ha}^{-1}$ para a área explorada em 2013, e BSAS média de $246,8 \text{ Mg.ha}^{-1} \pm 67,2 \text{ Mg.ha}^{-1}$ para a área explorada em 2017. A equação ajustada nesse estudo, para o sobrevoo de 2023, encontrou BSAS média de $213,1 \text{ Mg.ha}^{-1} \pm 57,1 \text{ Mg.ha}^{-1}$ para a área explorada em 2013, e BSAS média de $205,1 \text{ Mg.ha}^{-1} \pm 50,9 \text{ Mg.ha}^{-1}$ para a área explorada em 2017 (Figura 10).

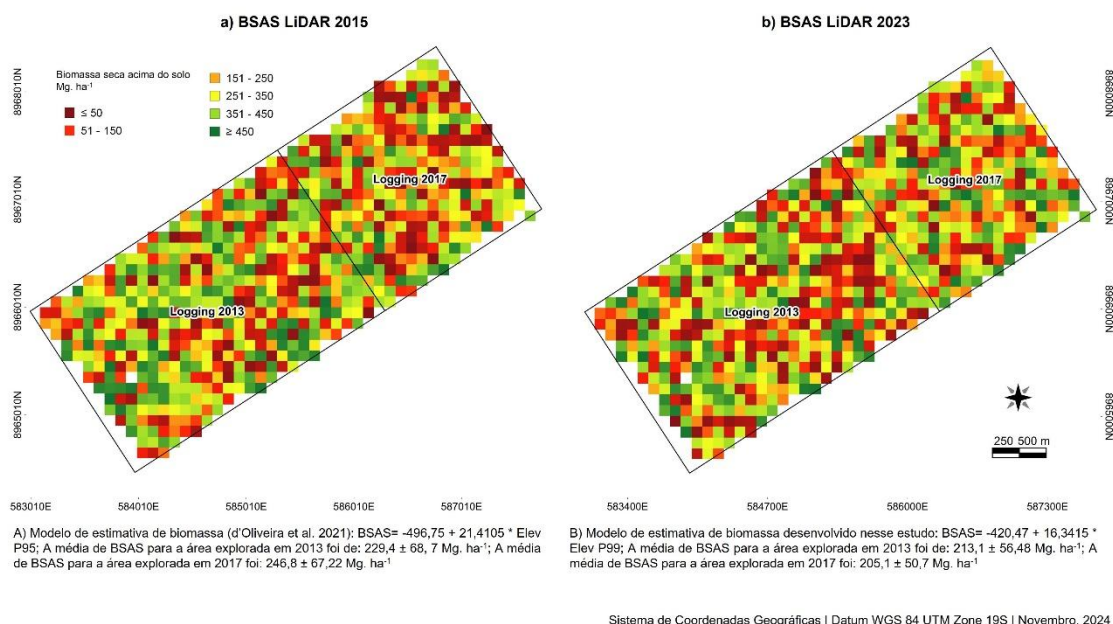


Figura 10. Mapa de biomassa seca acima do solo para a área de 800 ha sobrevoada em 2015 e 2023, na Floresta Estadual do Antimary.

3.2.2. Estimativa de mudanças no dossel

A análise de cobertura de copa para a área explorada em 2013 identificou recuperação do dossel acima de 30 metros. No sobrevoo de 2015 foi identificada área de 87,4 ha dominada por árvores acima de 30 metros de altura e 50 m² de área mínima de copa. No sobrevoo de 2023, para a mesma área, foi observado aumento para 91,0 ha de área coberta por indivíduos >30m.

Para a área explorada em 2017, foi identificado redução de cobertura do dossel. No sobrevoo de 2015 a área de dossel > 30 m foi de 66,4 ha, enquanto no sobrevoo de 2023 houve redução para 58,8 ha. A figura 11 traz um exemplo da vetorização dessa área encontrada em uma parcela afetada pela exploração de 2013.

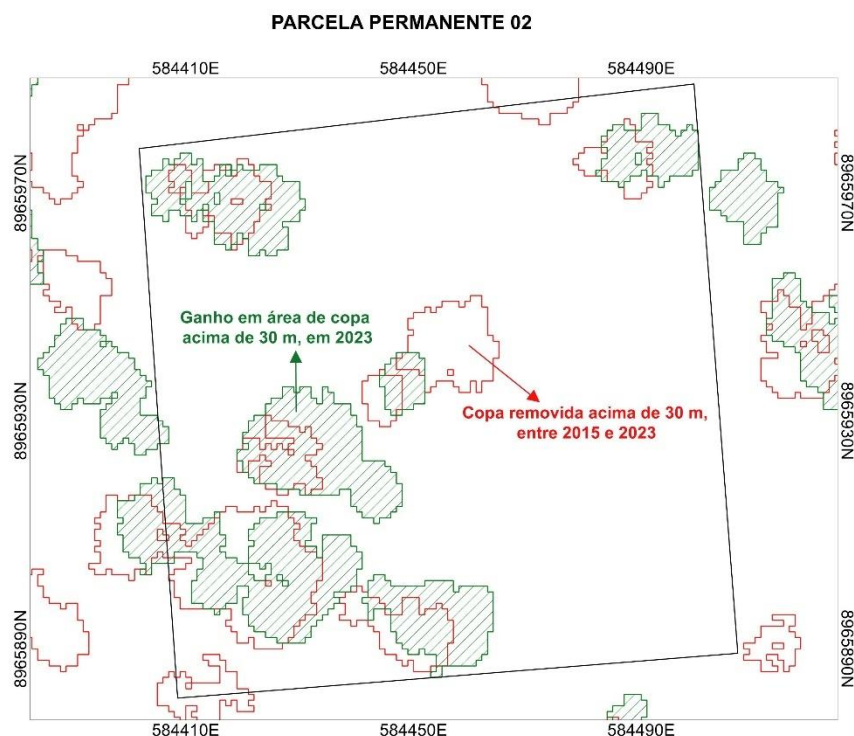


Figura 11. Demonstração da vetorização de copas (>30m) na Floresta Estadual do Antimary, realizada a partir do Modelo de Altura do Dossel, na área de sobrevoo LiDAR (800 ha).

Em 2015 a altura média do dossel para as áreas exploradas em 2013 e 2017 foi de $33,9 \text{ m} \pm 3,2$ e $34,7 \text{ m} \pm 3,1$, respectivamente. Já em 2023, a altura média do dossel foi de $38,8 \text{ m} \pm 3,5$ para a área explorada em 2013 e de $39,3 \text{ m} \pm 3,1$ para a área explorada em 2017.

3.2.3. Dinâmica de clareiras

A análise de frequência da distribuição de clareiras para a área explorada em 2013, no sobrevoo LiDAR 2015 revelou predominância de clareiras pequenas ($< 500 \text{ m}^2$) seguindo a classificação de Hanel et al. (2017), conforme figura 12. A área diretamente afetada pela exploração em 2013 inicialmente apresentou 680 clareiras ($\lambda = 2.24$), com tamanho médio de $63,5 \text{ m}^2 \pm 77,9$. No sobrevoo LiDAR 2023 foi registrado aumento do número de clareiras para 1815, padrão de distribuição com predominância de grandes clareiras $> 500 \text{ m}^2$ ($\lambda = 1.98$) e aumento no tamanho médio para $97,7 \text{ m}^2 \pm 241,4$. A análise da distribuição de frequência das clareiras por classes de tamanho, utilizando o teste qui-quadrado, não mostrou

diferença estatisticamente significativa ($GL = 65$; $p = 0.2569$) entre os dois períodos avaliados (2 e 10 anos após a exploração), conforme tabela 12.

Tabela 12. Teste qui-quadrado para comparar as distribuições de frequência dos tamanhos de clareiras encontrados na área explorada em 2013.

Obs	N	NMISS	_PCHI_	DF_PCHI	P_PC HI	_LRC HI_	DF_LRC HI	P_LRC HI
1	1094	0	72.0225	65	0.2569	98.539 1	65	0.0046

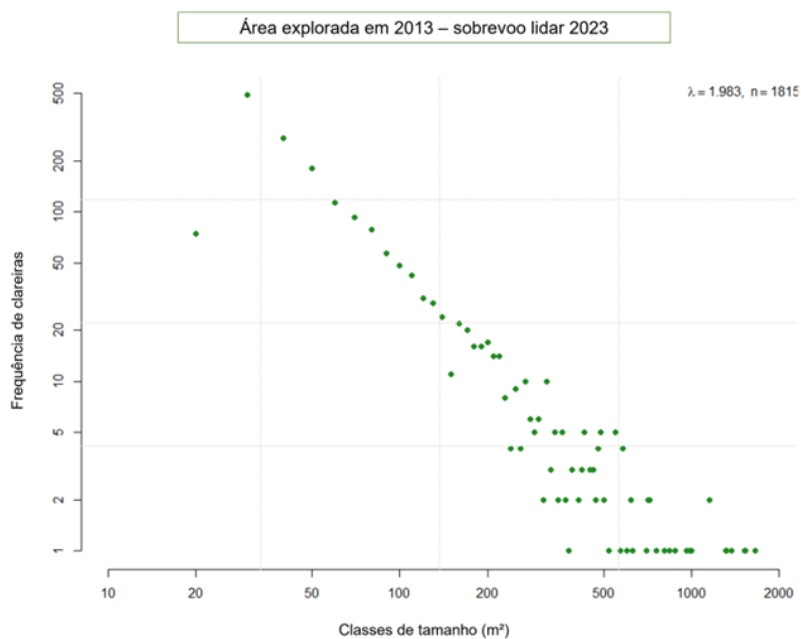
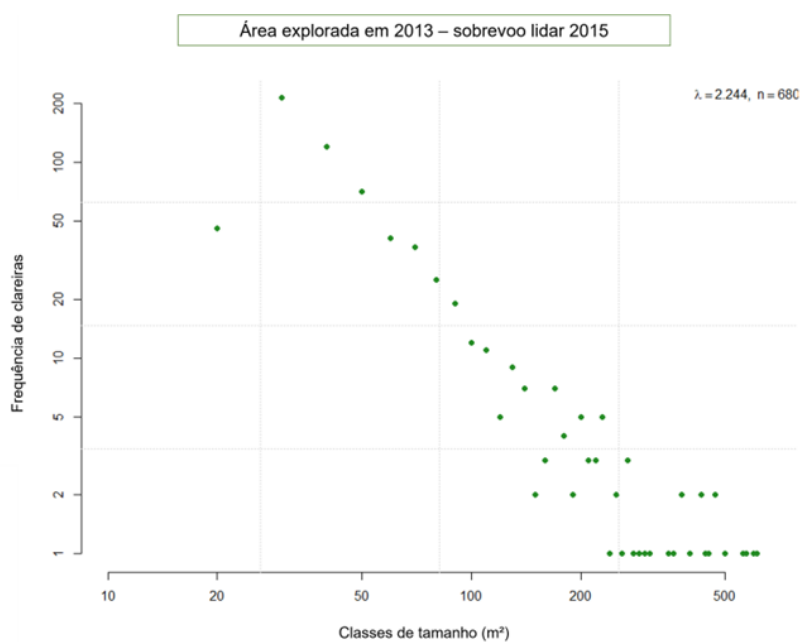


Figura 12. Frequência de distribuição de clareiras por classe de tamanho na área explorada em 2013 na Floresta Estadual do Antimary, utilizando dados LiDAR de 2015 e 2023.

Para a área explorada em 2017, a análise de frequência da distribuição de clareiras no sobrevoo LiDAR 2015 revelou predominância de clareiras pequenas ($< 500 \text{ m}^2$) com identificação de 204 clareiras ($\lambda = 2.76$) de tamanho médio de $39,3 \text{ m}^2 \pm 28,3$, conforme figura 13. Porém, no sobrevoo LiDAR 2023 foi registrado aumento do número de clareiras para 892 e padrão de distribuição com predominância de grandes $> 500 \text{ m}^2$ ($\lambda = 1.93$), com tamanho médio de $93,4 \text{ m}^2 \pm 157,9$. A análise da distribuição de frequência das clareiras por classes de tamanho, utilizando o teste qui-quadrado, não indicou diferença estatisticamente significativa ($GL = 74$; $p = 0,4271$) entre os dois períodos avaliados (2 anos antes e 6 anos após a exploração), conforme tabela 13.

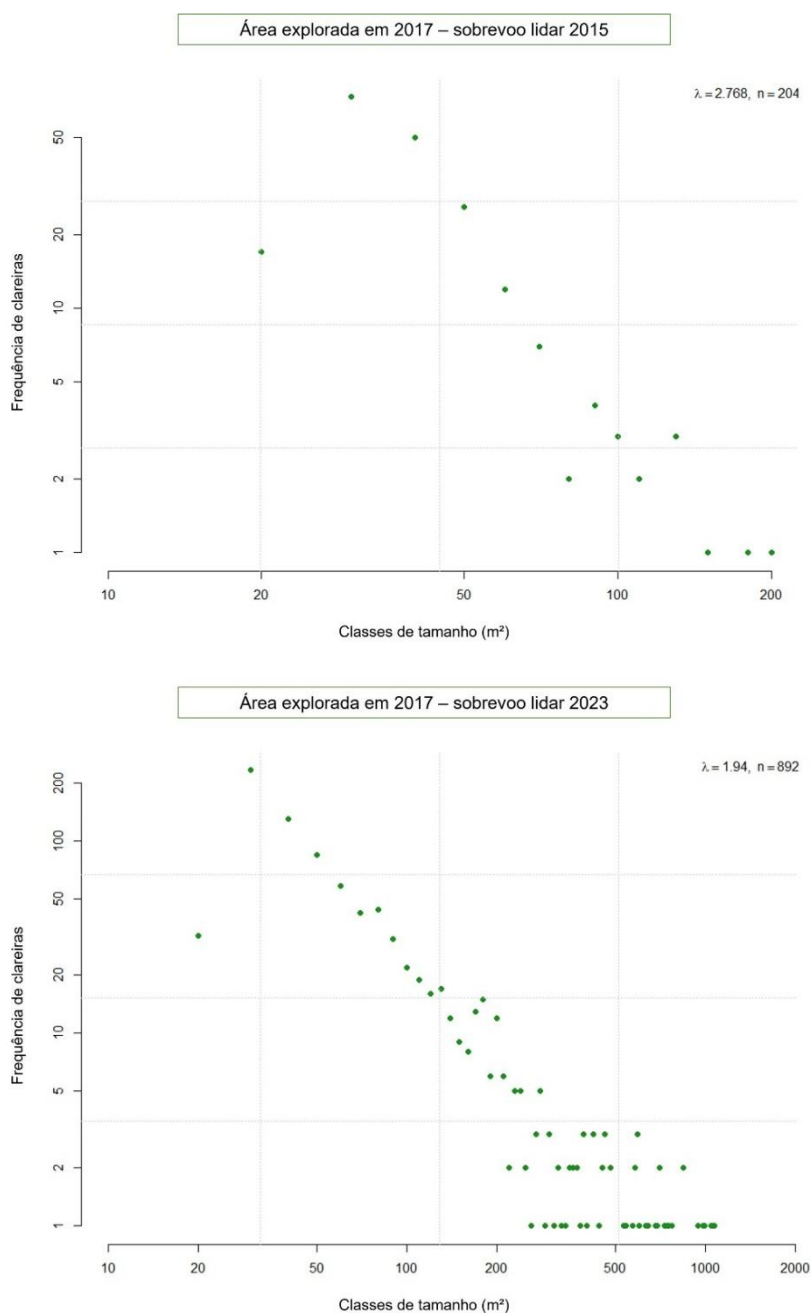


Figura 13. Frequência de distribuição de clareiras por classe de tamanho na área explorada em 2017 na Floresta Estadual do Antimary, utilizando dados LiDAR de 2015 e 2023.

Tabela 13. Teste qui-quadrado para comparar as distribuições de frequência dos tamanhos de clareiras encontrados na área explorada em 2017.

Obs	N	NMISS	_PCHI_	DF_PCHI	P_PC HI	_LRC HI_	DF_LRC HI	P_LRC HI
1	2493	0	75.5821	74	0.4271	95.383 0	74	0.0479

Na figura 14, é possível visualizar um exemplo das mudanças encontradas na detecção de clareiras, como aumento no número de aberturas e alteração na predominância de pequenas e grandes aberturas, mesmo após 10 anos do manejo florestal. Observamos que a área voada em 2024 apresentou um número maior de clareiras do que a voada em 2023.

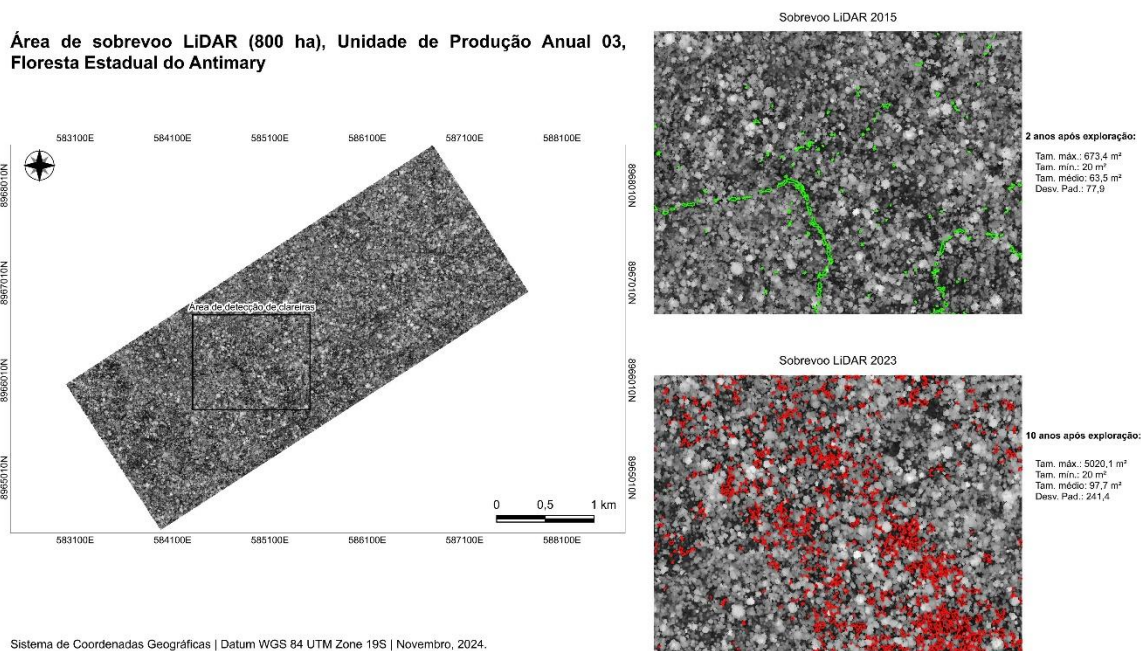


Figura 14. Detecção de clareiras entre os sobrevoos LiDAR 2015 e 2023, na área parcialmente explorada em 2013 na UPA 3 da Floresta Estadual do Antimary. Em verde, as clareiras detectadas em 2015. Destacadas em vermelho, as clareiras detectadas em 2023.

A relação entre as diferentes classes de tamanho, a frequência absoluta das clareiras (plotada como pontos) e o modelo teórico ajustado foi verificada para as duas áreas afetadas pelos eventos de exploração em 2013 e 2017 (Figura 15). Com a diminuição da frequência à medida que o tamanho das clareiras aumenta, é possível observar o comportamento esperado para uma lei de potência. Verifica-se nas áreas exploradas pelos eventos de 2013 e 2017, uma alta heterogeneidade com frequência relativamente alta de clareiras pequenas, mas com poucas e significativas clareiras grandes no sobrevoo mais recente.

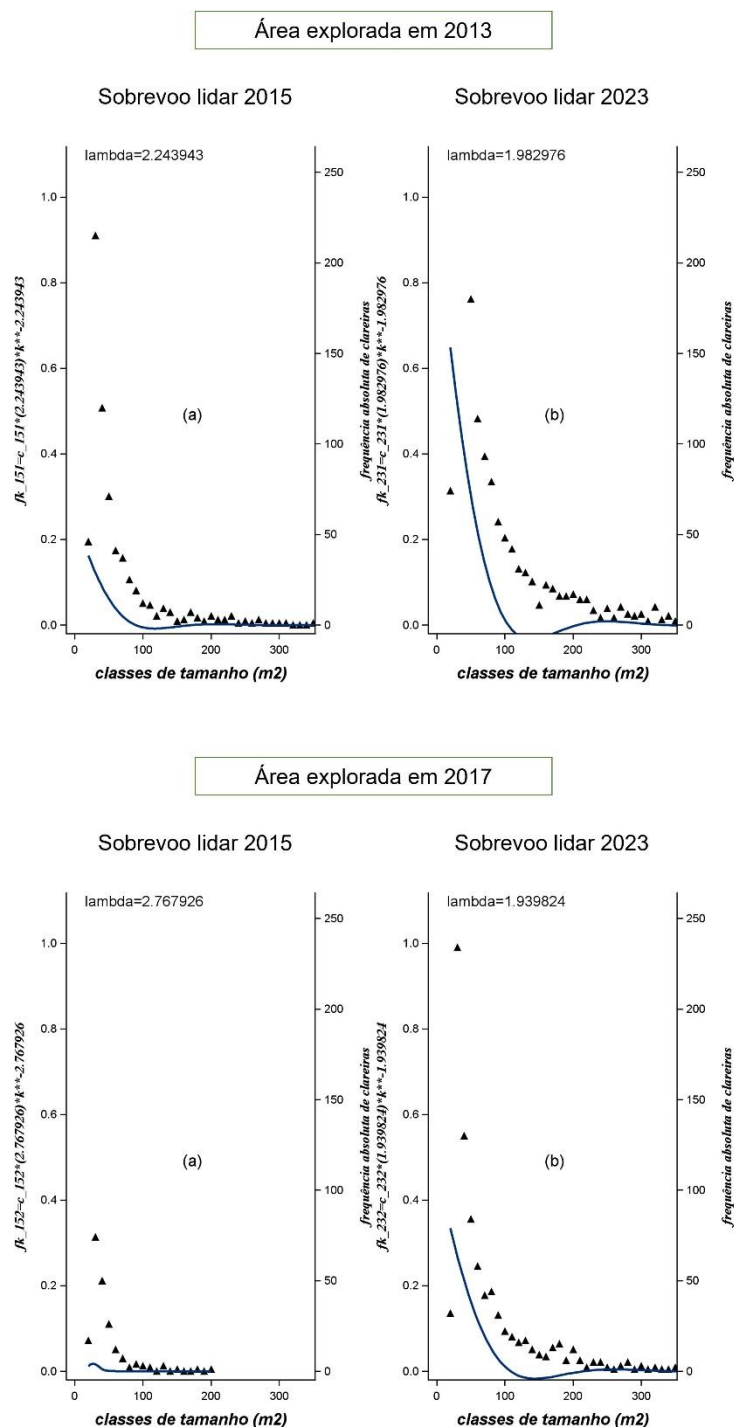


Figura 15. Distribuição das clareiras florestais de acordo com diferentes classes de tamanho (k), representando a frequência absoluta (pontos) e o ajuste teórico baseado na lei de potência ($fk=c \cdot k^{-\lambda}$) para as áreas afetadas pela exploração 2013 e 2017.

Para a avaliação do índice de Clark & Evans, foram encontrados valores próximos para as duas áreas em todos os sobrevoos LiDAR, mantendo padrão de distribuição espacial agregada para as clareiras detectadas (tabela 14).

Tabela 14. Distribuição espacial de acordo com o Índice de Clark & Evans, encontrados nas áreas afetadas pelos dois eventos de exploração (2013 e 2017) na Floresta Estadual do Antimary.

Distribuição espacial das clareiras	Sobrevoos LiDAR na UPA 03	
	2015	2023
Área explorada em 2013	Agregada (R=0,59)	Agregada (R=0,65)
Área explorada em 2017	Agregada (R=0,62)	Agregada (R=0,66)

4. Discussão

4.1. Dinâmica de crescimento

As variações nas análises de densidade, tanto absolutas quanto relativas, evidenciam a redução da população ao longo do tempo de monitoramento. Nas parcelas exploradas em 2013, por exemplo, mesmo após 10 anos, a floresta não recuperou sua densidade, enquanto nas parcelas afetadas pela exploração de 2017 já se observava uma densidade inferior, o que indica um nível de perturbação natural pré-existente. Fatores naturais, como ciclo de vida, competição por recursos e sucessão ecológica, podem explicar os ganhos e perdas em densidade.

Esse comportamento de redução populacional pode ser verificado na literatura como esperado em florestas tropicais manejada nos primeiros anos após a exploração. Carvalho et al., (2017), por exemplo, observaram aumento populacional de espécies pioneiras após a exploração madeireira, mas que não se sustentou ao longo do tempo devido à dinâmica ecológica dessas espécies, resultando em um aumento nas taxas de mortalidade. Esse comportamento é consistente com o que se espera em áreas manejadas, onde as espécies pioneiras se beneficiam inicialmente das condições criadas pelas intervenções de manejo, mas seu declínio ocorre à medida que a sucessão ecológica avança com o fechamento do dossel e a competição por luz e nutrientes se intensifica (Maciel et al., 2003). No nosso estudo, verificamos uma percentagem acima do esperado para uma floresta não perturbada por exploração de espécies pioneiras. O aumento na densidade relativa de espécies pioneiras após o manejo não foi estatisticamente significativo, indicando que as operações florestais não foram suficientes para favorecer o estabelecimento dessas espécies ao longo do período estudado.

Foram registrados 535 ingressos ao longo do período de monitoramento, com destaque para gêneros como *Cecropia sp.*, *Sapium sp.*, *Cordia sp.*, *Ceiba sp.*, *Eschweilera sp.*, *Couratari sp.*, *Manilkara sp.* e *Aspidosperma sp.*, com a presença também de espécies protegidas, como *Hevea brasiliensis* e *Bertholletia excelsa*. Embora a taxa de ingresso tenha superado os 2% em alguns períodos, como observado por Silva et al., (2015), a taxa média anual de 1,1% ao longo de 10 anos está abaixo do esperado para florestas manejadas. Contudo, as parcelas exploradas em 2013 e 2017 apresentaram taxas de ingresso superiores no último período de medição (2023), com 5,9% e 5,4%, respectivamente, indicando um processo de regeneração, promovido pelas aberturas decorrente da também elevada mortalidade observada no período. As análises estatísticas revelaram que tanto o ano quanto o evento de exploração influenciaram significativamente o ingresso. Mesmo antes da exploração, a floresta já apresentava mortalidade superior ao ingresso. Após as intervenções de exploração parcial, a mortalidade aumentou, especialmente em árvores de pequeno porte, o que sugere uma relação com as atividades de exploração. No entanto, os efeitos da exploração na mortalidade não foram estatisticamente significativos, conforme observado também em estudos como o de Oliveira et al., (2024) que indicaram uma influência considerável das árvores de classe inicial nas taxas de mortalidade em Paragominas, Pará, 8 anos após o manejo florestal.

Os picos de mortalidade entre 2021 e 2023 nas parcelas exploradas indicam uma correlação evidente com os anos de medição, sugerindo que fatores como secas prolongadas, mudanças nas precipitações e variações de temperatura podem ter influenciado esses resultados. Estudos como o de Reategui-Betancourt et al., (2024) associam eventos climáticos extremos, como El Niño e La Niña, às variações nas propriedades dos solos e à mortalidade de espécies em florestas tropicais. Aleixo et al., (2019) e Berenguer et al., (2021) também destacam como esses eventos climáticos, combinados com intervenções humanas, intensificam a mortalidade nas florestas tropicais. Portanto, a presença de fatores externos, como variações climáticas e distúrbios naturais, pode mascarar os efeitos diretos das práticas de manejo na dinâmica de crescimento florestal, indicando a necessidade de estudos mais aprofundados para isolar os efeitos específicos de cada fator.

O incremento médio anual de $0,3 \text{ cm.ano}^{-1} \pm 0,1$ indica uma recuperação gradual, mas modesta, da floresta após os eventos de exploração. Esse crescimento é abaixo do esperado para uma regeneração rápida ou para uma compensação completa dos impactos da exploração, especialmente nas classes iniciais, onde a regeneração é retardada. As espécies de maior porte na classe estoque e comercial estão se recuperando mais rapidamente,

enquanto as menores enfrentam dificuldades devido à competição e condições ambientais desfavoráveis, como baixa disponibilidade de luz. O aumento da incidência de luz após a exploração tem um efeito positivo no crescimento das árvores, mas esse efeito é geralmente temporário e diminui ao longo do tempo, uma vez que o dossel começa a se fechar novamente (de Graaf et al., 1999; Silva et al., 1995).

Embora o incremento médio sugira uma tendência positiva, as árvores das classes menores, nas parcelas exploradas em 2013 e 2017, mostram dificuldades na regeneração. Esse retardamento pode ser causado pela competição com espécies maiores ou pela falta de ingresso. O padrão não uniforme de incremento entre as parcelas reflete o impacto desigual da exploração, evidenciando a complexidade na recuperação da floresta após a exploração.

As áreas afetadas pelos eventos de 2013 e 2017 apresentaram perdas expressivas, consistentes com estudos prévios, como d'Oliveira et al. (2021), que reportaram perdas médias de 27,8 Mg.ha⁻¹ na mesma área de estudo. Em nosso trabalho, observamos o aumento da perda média de biomassa para 30,3 Mg.ha⁻¹. A taxa de crescimento líquido anual negativa de -0,57 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ indica que o incremento observado não foi suficiente para compensar as perdas de biomassa, especialmente devido à remoção de árvores comerciais e danos a vegetação remanescente. Isso reforça a ideia de que, embora haja crescimento, o processo de regeneração é lento e não suficiente para restaurar os estoques de biomassa dentro do ciclo de manejo atual, caso não haja mudanças positivas.

4.2. *Análise de dados lidar*

A equação desenvolvida neste estudo para estimativa de biomassa demonstrou uma precisão superior à equação proposta por (d'Oliveira et al., 2021) que também trabalhou na mesma área combinando dados LiDAR e imagens RGB. Embora o menor erro médio quadrático (RMSE) possa indicar um ajuste inicial mais eficiente, o modelo deste estudo obteve $R^2_{aj} = 0,81$ após ajustes específicos para as condições de 2023, sugerindo maior adequação para a realidade atual das parcelas. Esse aprimoramento reflete tanto o uso de georreferenciamento atualizado quanto a maior densidade e resolução dos dados LiDAR coletados via drone, permitindo capturar variações estruturais de maneira mais detalhada.

Um ponto interessante de discussão reside na métrica mais correlacionada com os parâmetros florestais. Xu et al., (2018) identificaram a altura no percentil 40 como a métrica com melhor desempenho em seus estudos, alcançando R^2 superiores a 0,77 para biomassa e carbono. No entanto, neste estudo, métricas associadas a percentis mais altos (como H99) também se mostraram relevantes ao capturar a variabilidade estrutural em uma floresta

heterogênea, especialmente para ajustes de modelos mais recentes. Isso reforça a ideia de que a escolha das métricas depende não apenas das características da floresta, mas também da densidade e qualidade dos dados LiDAR disponíveis.

A área explorada em 2013 apresentou aumento na cobertura de copa >30 m, enquanto a área explorada em 2017 apresentou redução. Especificamente para uma parte da área 2017, d'Oliveira et al (2021) encontrou 47,7 ha de cobertura >30 antes da exploração e 31 ha após. O que constatamos em nosso trabalho para a mesma área, foi recuperação de cobertura do dossel acima de 30 m em 2023, com 43,5 ha.

Na área explorada em 2013, observou-se um aumento na altura média do dossel, de $33,92 \text{ m} \pm 3,21$ em 2015 para $38,77 \text{ m} \pm 3,49$ em 2023. De maneira semelhante, na área explorada em 2017, houve um incremento na altura média do dossel, de $34,73 \text{ m} \pm 3,14$ para $39,28 \text{ m} \pm 3,10$. Contudo, essa última apresentou uma redução na cobertura florestal quando comparada com os dados de sobrevoo LiDAR de 2015. Esse padrão de incremento na altura média do dossel está alinhado com os encontrados por d'Oliveira et al., (2021), que também registraram crescimento vertical significativo na mesma área seis anos após o manejo florestal. Esses resultados sugerem que, mesmo em cenários onde foram observadas perturbações naturais e antrópicas, as florestas manejadas podem apresentar recuperação estrutural vertical ao longo do tempo como o fechamento de clareiras e do dossel.

No entanto, é importante considerar que o crescimento vertical não implica necessariamente em recuperação completa do ecossistema, especialmente em áreas com menor densidade de árvores e predominância de indivíduos de pequeno porte. Nessas condições, como apontado por Vieira et al., (2015) as dificuldades na recuperação são maiores devido à menor competição nos estratos mais baixos da floresta. Nessas condições, as espécies mais representativas têm uma vantagem competitiva significativa na disputa por recursos. Assim, a recuperação florestal, em termos de altura do dossel, pode mascarar desequilíbrios ecológicos na estrutura e na funcionalidade do ecossistema, ressaltando a importância de indicadores complementares para avaliar a resiliência das florestas manejadas, como realizado nesse trabalho.

Karsten et al., (2013) ao estudar clareiras em florestas manejadas com exploração de impacto reduzido e florestas naturais na Amazônia Peruana, identificaram que clareiras em áreas manejadas tendem a ser maiores e mais simétricas, enquanto clareiras naturais apresentam maior variação de tamanho. Essa similaridade no padrão reforça que o manejo, mesmo quando reduz o impacto, altera significativamente as dinâmicas estruturais das florestas. A dinâmica de clareiras observada na Floresta Estadual do Antimary reflete os

impactos diretos da exploração florestal e os processos naturais de regeneração ao longo do tempo, com variações de tamanho. Os resultados indicam que, na área manejada em 2013, o número de clareiras aumentou consideravelmente, de 680 em 2015 para 1815 em 2023, com o tamanho médio passando de 63,5 m² para 97,7 m². Um padrão semelhante foi observado na área explorada em 2017, onde o número de clareiras subiu de 204 para 892, e o tamanho médio cresceu de 39,3 m² para 93,4 m². Em ambas as áreas, a predominância de clareiras maiores no levantamento mais recente aponta para uma dinâmica de abertura elevada. Essa abertura crescente do dossel altera consideravelmente as condições microclimáticas, favorecendo o estabelecimento de espécies pioneiras.

No entanto, comparando com os resultados observados por d'Oliveira et al. (2021), em um estudo realizado na mesma área e imediatamente após o evento de exploração de 2017, houve o fechamento de clareiras provenientes de estradas, pátios e trilha de arraste identificada pelos autores. Entretanto, considerando apenas os dois sobrevoos LiDAR realizados nesse estudo, identificamos uma concentração maior de grandes clareiras nos sobrevoos de 2024, sugerindo forte influência de eventos naturais extremos na estrutura da floresta. Não temos como afirmar que a concentração maior de clareiras observada nos voos de 2024 já existia em 2023 ou se foi resultado do aumento da mortalidade das árvores, no intervalo entre os voos, por conta de déficit de precipitação produzida pelo efeito El Niño de 2023-2024 (ANA, 2024).

A distribuição espacial de clareiras com padrão consistentemente agregado, conforme observado neste estudo, coincide com a hipótese de Silva et al., (2019), sugerindo que a construção de infraestruturas permanentes, como estradas e pátios, influenciam significativamente a distribuição espacial das árvores em florestas exploradas, mantendo um padrão mesmo após 10 anos do manejo florestal. Devendo ser atribuído a remoção direta da vegetação para abrir espaço a essas infraestruturas, eliminando árvores em áreas substanciais, reduzindo a densidade e criando aberturas na floresta que frequentemente se tornam zonas improdutivas ou de baixa regeneração.

4.3. Implicações para o manejo florestal

O uso das práticas de manejo com Exploração de Impacto Reduzido (EIR) na Floresta Estadual do Antimary não foi suficiente para garantir a recuperação dos estoques de biomassa nos primeiros anos após a exploração. A exploração de impacto reduzido minimiza os danos diretos no ecossistema, mas os efeitos a longo prazo da exploração ainda são difíceis de prever. Estudos anteriores (d'Oliveira et al., 2024, 2017, 2012) indicam que as

florestas da região têm sido fortemente afetadas por perturbações naturais, mas que embora inicialmente lenta, a recuperação da BSAS ocorre dentro do período do ciclo previsto. Tendo como base esses estudos, a diminuição nos estoques de biomassa após os eventos de exploração 6 e 10 anos foi de certa forma esperado. O período estudado foi relativamente curto, mas será uma referência para o desenvolvimento inicial da floresta. A FEA continuará sendo monitorada, mas se não houver melhorias na taxa de recuperação, não será possível restaurar os estoques de biomassa dentro do ciclo de corte de 25 anos. Este desafio destaca a necessidade de práticas de manejo mais ajustadas e que considerem a variação temporal na recuperação da biomassa, principalmente em áreas já previamente afetadas, onde a regeneração é mais lenta e as espécies de maior valor comercial podem ter um crescimento retardado.

O monitoramento contínuo é essencial para o sucesso de um manejo sustentável em florestas tropicais que enfrentam perturbações naturais frequentes. O uso de ferramentas de sensoriamento remoto como LiDAR tem se tornado cada vez mais frequentes permitindo o monitoramento integral de florestas, a relativamente baixo custo. Parcelas permanentes (PP) têm custo elevado e demandam mão-de-obra qualificada para sua instalação, medição e análise, o que limita a sua aplicação especialmente em florestas privadas, mas são essenciais para calibração de sensores remotos.

Apesar da aplicação de práticas de exploração de impacto reduzido, os dados indicam que ajustes nas intensidades de corte e nas estratégias de manejo são necessários para otimizar a recuperação das áreas exploradas, considerando também fatores como as mudanças do clima e a competição entre espécies. As flutuações nas taxas de ingresso e mortalidade das árvores ressaltam a importância de um manejo dinâmico, com práticas flexíveis e monitoramento adaptativo, ajustados periodicamente às respostas da floresta.

5. Conclusão

A análise das densidades após os eventos de exploração parcial em 2013 e 2017 revelou uma redução contínua no número de indivíduos ao longo do período de monitoramento, com maior queda nas parcelas afetadas pela exploração parcial de 2017. Embora a densidade total tenha diminuído, a densidade relativa de espécies pioneiras e comerciais aumentou. O ano de medição foi um fator significativo na variação das densidades. A floresta mostrou resiliência, com uma recuperação gradual, especialmente na área afetada pela exploração parcial de 2013.

As áreas manejadas apresentaram redução nos estoques de biomassa após os eventos de exploração (2013 e 2017), com perdas médias de $30,3 \text{ Mg.ha}^{-1}$ e $45,1 \text{ Mg.ha}^{-1}$, respectivamente. A análise do período de monitoramento de 2013 a 2023 revelou uma taxa média anual de crescimento líquido negativa de $-0,57 \text{ Mg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, indicando que os incrementos registrados não foram suficientes para compensar as perdas iniciais de biomassa, provenientes do manejo floresta sustentável. Assim, os estoques de biomassa não se recuperaram no intervalo de 6 a 10 anos após os eventos de exploração, sugerindo que a taxa de crescimento da floresta não é suficiente para restaurar os níveis originais no período de um ciclo de manejo sustentável.

Para as áreas exploradas em 2013, foi observada recuperação na cobertura do dossel ($>30\text{m}$). Em contraste, as áreas exploradas em 2017 apresentaram redução na cobertura do dossel, indicando um impacto mais severo ou condições menos favoráveis para recuperação. A altura média do dossel aumentou em ambas as áreas ao longo do período, sugerindo um crescimento vertical das árvores remanescente.

A aplicação de dados LiDAR foi eficiente para estimar biomassa e monitorar mudanças estruturais no dossel florestal, complementando as informações obtidas nas parcelas permanentes. A precisão das estimativas de biomassa seca acima do solo ($R^2_{aj} = 0,81$) valida o uso de LiDAR como uma ferramenta indispensável para o monitoramento de longo prazo e a avaliação dos impactos do manejo.

6. Referências Bibliográficas

- Aguiar, S.H.S., De Carvalho, J.O.P., Ruschel, A.R., Ramos, E.M.L.S., Da Rocha, E.S., Da Cunha Castro, T., Da Silva, B.M.D.F., 2019. Dynamics of natural regeneration of timber species during three decades after logging in the Tapajós National Forest, Brazil. *Scientia Forestalis/Forest Sciences* 47, 157–166. <https://doi.org/10.18671/scifor.v47n121.16>
- Aleixo, I., Norris, D., Hemerik, L., Barbosa, A., Prata, E., Costa, F., Poorter, L., 2019. Amazonian rainforest tree mortality driven by climate and functional traits. *Nature Climate Change* 9, 384–388. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0458-0>
- Allaire, J., 2012. RStudio: integrated development environment for R. Boston, MA 770, 165–171.
- Amaral, M.R.M., Lima, A.J.N., Higuchi, F.G., dos Santos, J., Higuchi, N., 2019. Dynamics of tropical forest twenty-five years after experimental logging in central Amazon mature forest. *Forests* 10. <https://doi.org/10.3390/f10020089>
- ANA, A.N. de Á. e S.B., 2024. Painel El Niño 2023/2024. Sala de situação. URL <https://www.gov.br/ana/pt-br/sala-de-situacao/todos-os-boletins-mensais-1/todos-os-boletins-mensais/todos-os-boletins-mensais> (accessed 11.28.24).
- Berenguer, E., Lennox, G.D., Ferreira, J., Malhi, Y., Aragão, L.E.O.C., Barreto, J.R., Del Bon Espírito-Santo, F., Figueiredo, A.E.S., França, F., Gardner, T.A., Joly, C.A., Palmeira, A.F., Quesada, C.A., Rossi, L.C., de Seixas, M.M.M., Smith, C.C., Withey, K., Barlow, J., 2021. Tracking the impacts of El Niño drought and fire in human-modified Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118, e2019377118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2019377118>
- Blackburn, G.A., Abd Latif, Z., Boyd, D.S., 2014. Forest disturbance and regeneration: a mosaic of discrete gap dynamics and open matrix regimes? *Journal of Vegetation Science* 25, 1341–1354. <https://doi.org/10.1111/jvs.12201>
- Carvalho, A.L. de, d'Oliveira, M.V.N., Putz, F.E., de Oliveira, L.C., 2017. Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia. *Forest Ecology and Management* 392, 36–44. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.049>
- Cody, R., 2015. An introduction to SAS university edition. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.
- d'Oliveira, M., Figueiredo, E.O., Papa, D. de A., 2014. Uso do Lidar como Ferramenta para o Manejo de Precisão em Florestas Tropicais, 1st ed. Embrapa Acre, Brasília, DF.

- d'Oliveira, M.V.N., 2024. Estudo da dinâmica de crescimento na floresta estadual do Antimary (FEA), Estado do Acre, Amazônia ocidental. <https://doi.org/10.48432/6XGRIR>
- d'Oliveira, M.V.N., Figueiredo, E.O., de Almeida, D.R.A., Oliveira, L.C., Silva, C.A., Nelson, B.W., da Cunha, R.M., de Almeida Papa, D., Stark, S.C., Valbuena, R., 2021. Impacts of selective logging on Amazon forest canopy structure and biomass with a LiDAR and photogrammetric survey sequence. *Forest Ecology and Management* 500, 119648. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119648>
- d'Oliveira, M.V.N., Miller, R.P., Oliveira, L.C., Braz, E.M., Thaines, F., Januário, J.L., Acuña, M.H.A., 2024. Growth dynamics of an Amazonian forest: Effects of reduced impact logging and recurring atypical climate events during a 20-year study. *Forest Ecology and Management* 562, 121937. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121937>
- d'Oliveira, M.V.N., Oliveira, L.C., Acuña, M.H.A., Braz, E.M., 2017. Twenty years monitoring growth dynamics of a logged tropical forest in Western Amazon. <https://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.92.1398>
- d'Oliveira, M.V.N., Reutebuch, S.E., McGaughey, R.J., Andersen, H.-E., 2012. Estimating forest biomass and identifying low-intensity logging areas using airborne scanning lidar in Antimary State Forest, Acre State, Western Brazilian Amazon. *Remote Sensing of Environment* 124, 479–491. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.05.014>
- d'Oliveira, M.V.N., Ribas, L.A., 2011. Forest regeneration in artificial gaps twelve years after canopy opening in Acre State Western Amazon. *Forest Ecology and Management* 261, 1722–1731. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.020>
- de Avila, A.L., Schwartz, G., Ruschel, A.R., Lopes, J. do C., Silva, J.N.M., Carvalho, J.O.P. de, Dormann, C.F., Mazzei, L., Soares, M.H.M., Bausch, J., 2017. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30years following logging and thinning in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management* 385, 225–235. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.039>
- de Graaf, N.R., 1986. A SILVICULTURAL SYSTEM FOR NATURAL REGENERATION OF TROPICAL RAIN FOREST IN SURINAME (Tese de Doutorado). Agricultural University, Wageningen.
- de Graaf, N.R., Poels, R.L.H., Van Rompaey, R.S.A.R., 1999. Effect of silvicultural treatment on growth and mortality of rainforest in Surinam over long periods. *Forest Ecology and Management* 124, 123–135. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00057-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00057-2)

- DeArmond, D., Ferraz, J.B.S., Marra, D.M., Amaral, M.R.M., Lima, A.J.N., Higuchi, N., 2022. Logging intensity affects growth and lifespan trajectories for pioneer species in Central Amazonia. *Forest Ecology and Management* 522, 120450. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120450>
- Ferreira, A.B. de F., 2020. Modelagem da biomassa e dinâmica do carbono em áreas de concessão florestal no Sudeste da Amazônia brasileira.
- Figueiredo, E.O., Braz, E.M., d' Oliveira, M.V.N., 2007. Manejo de Precisão em Florestas Tropicais: Modelo Digital de Exploração Florestal, 1st ed. Embrapa Acre, Rio Branco, AC.
- Garcia-Florez, L., Vanclay, J.K., Glencross, K., Nichols, J.D., 2017. Understanding 48 years of changes in tree diversity, dynamics and species responses since logging disturbance in a subtropical rainforest. *Forest Ecology and Management* 393, 29–39. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.03.012>
- Hanel, R., Corominas-Murtra, B., Liu, B., Thurner, S., 2017. Fitting power-laws in empirical data with estimators that work for all exponents. *PLOS ONE* 12, e0170920. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0170920>
- Huertas, C., Sabatier, D., Derroire, G., Ferry, B., Jackson, Toby.D., Péliissier, R., Vincent, G., 2022. Mapping tree mortality rate in a tropical moist forest using multi-temporal LiDAR. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 109, 102780. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2022.102780>
- ISA, I.S., 2024. Floresta Estadual do Antimary. Unidades de Conservação no Brasil. URL <https://uc.socioambiental.org/pt-br/arp/1160> (accessed 8.27.24).
- Karsten, R.J., Jovanovic, M., Meilby, H., Perales, E., Reynel, C., 2013. Regeneration in canopy gaps of tierra-firme forest in the Peruvian Amazon: Comparing reduced impact logging and natural, unmanaged forests. *Forest Ecology and Management* 310, 663–671. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.006>
- Koeppen, W., 1948. Climatología: Con un estudio de los climas de la Tierra. Fondo de Cultura Economica, México.
- Lewis, S.L., Phillips, O.L., Sheil, D., Vinceti, B., Baker, T.R., BROWN, S., GRAHAM, A.W., HIGUCHI, N., HILBERT, D.W., LAURANCE, W.F., LEJOLY, J., MALHI, Y., MONTEAGUDO, A., NÚÑEZ VARGAS, P., SONKÉ, B., NUR SUPARDI, TERBORGH, J.W., VÁSQUEZ MARTÍNEZ, R., 2004. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census

- intervals vary. *Journal of Ecology* 92, 929–944. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00923.x>
- Liu, B., Bu, W., Zang, R., 2023. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of younger secondary tropical forests. *Global Ecology and Conservation* 41, e02359. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02359>
- Maciel, M. de N.M., Watzlawick, L.F., Schoeninger, E.R., Yamaji, F.M., 2003. Classificação ecológica das espécies arbóreas. *Rev. Acad. Ciênc. Anim.* 1, 69–78. <https://doi.org/10.7213/cienciaanimal.v1i2.14922>
- McGaughey, B., 2020. FUSION/LDV LIDAR analysis and visualization software [WWW Document]. URL http://forsys.sefs.uw.edu/fusion/fusion_overview.html (accessed 6.11.23).
- Melo, A.W.F. de, Lima, A.J.N., d'Oliveira, M.V.N., dos Santos, J., Brown, I.F., do Amaral, E.F., Silva, S.S. da, Oliveira, I., de Camargo, P.B., Higuchi, N., 2024. To improve estimates of neotropical forest carbon stocks more direct measurements are needed: An example from the Southwestern Amazon. *Forest Ecology and Management* 570, 122195. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122195>
- Milodowski, D.T., Coomes, D.A., Swinfield, T., Jucker, T., Riutta, T., Malhi, Y., Svátek, M., Kvasnica, J., Burslem, D.F.R.P., Ewers, R.M., Teh, Y.A., Williams, M., 2021. The impact of logging on vertical canopy structure across a gradient of tropical forest degradation intensity in Borneo. *Journal of Applied Ecology* 58, 1764–1775. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13895>
- Oliveira, E.K.B. de, Rezende, A.V., Murta Júnior, L.S., Mazzei, L., Castro, R.V.O., D'Oliveira, M.V.N., Delgado, R.C., 2024. Individual tree mortality: Risks of climate change in the eastern Brazilian Amazon region. *Ecological Informatics* 84, 102880. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102880>
- Putz, F.E., Baker, T., Griscom, B.W., Gopalakrishna, T., Roopsind, A., Umunay, P.M., Zalman, J., Ellis, E.A., Ruslandi, Ellis, P.W., 2019. Intact Forest in Selective Logging Landscapes in the Tropics. *Frontiers in Forests and Global Change* 2. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00030>
- Reategui-Betancourt, J.L., Briceño, G., Nascimento, R.G.M., Rezende, A.V., de Freitas, L.J.M., 2024. Tree Mortality by Ecological Groups in the Amazon Region: Influence of Forest Structure, Soil Characteristics, and Extreme Climatic Events After Logging. *Trees, Forests and People* 100670. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100670>

- Reis, C.R., Jackson, T.D., Gorgens, E.B., Dalagnol, R., Jucker, T., Nunes, M.H., Ometto, J.P., Aragão, L.E.O.C., Rodriguez, L.C.E., Coomes, D.A., 2022. Forest disturbance and growth processes are reflected in the geographical distribution of large canopy gaps across the Brazilian Amazon. *Journal of Ecology* 110, 2971–2983. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14003>
- Sheil, D., 1995a. A critique of permanent plot methods and analysis with examples from Budongo Forest, Uganda. *Forest Ecology and Management* 77, 11–34. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03583-V](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03583-V)
- Sheil, D., 1995b. Evaluating Turnover in Tropical Forests. *Science* 268, 894–894. <https://doi.org/10.1126/science.268.5212.894.a>
- Silva, C.A., Valbuena, R., Pinagé, E.R., Mohan, M., de Almeida, D.R.A., North Broadbent, E., Jaafar, W.S.W.M., de Almeida Papa, D., Cardil, A., Klauberg, C., 2019. ForestGapR: An r Package for forest gap analysis from canopy height models. *Methods in Ecology and Evolution* 10, 1347–1356. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13211>
- Silva, K.E. da, Souza, C.R. de, Azevedo, C.P. de, Rossi, L.M.B., 2015. Dinâmica florestal, estoque de carbono e fitossociologia de uma floresta densa de terra-firme na Amazônia Central. *Scientia forestalis* 43, 193–201.
- Silva, J.N.M., de Carvalho, J.O.P., Lopes, J. do C.A., de Almeida, B.F., Costa, D.H.M., de Oliveira, L.C., Vanclay, J.K., Skovsgaard, J.P., 1995. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecology and Management* 71, 267–274. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)06106-S](https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)06106-S)
- Silva, J.N.M., Lopes, J. do C.A., Oliveira, L.C. de, Silva, S.M.A. da, Carvalho, J.O.P. de, Costa, D.H.M., Melo, M.S., Tavares, M.J.M., 2005. Diretrizes para instalação e medição de parcelas permanentes em florestas naturais da Amazônia brasileira., 1st ed. Embrapa Amazônia Oriental, Belém, PA.
- TECMAN, 2012. Plano de Manejo da Floresta Estadual do Antimary, 1st ed, Planejamento. Secretaria de Desenvolvimento Florestal, da Indústria, do Comércio e dos Serviços Sustentáveis, Acre.
- Vieira, D. dos S., Gama, J.R.V., Oliveira, M.L.R. de, Ribeiro, R.B. da S., 2015. ANÁLISE ESTRUTURAL E USO MÚLTIPLO DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM FLORESTAS MANEJADAS NO MÉDIO VALE DO RIO CURUÁ-UNA, PARÁ. *Floresta* 45, 465–476. <https://doi.org/10.5380/rf.v45i3.35584>
- Xu, C., Manley, B., Morgenroth, J., 2018. Evaluation of modelling approaches in predicting forest volume and stand age for small-scale plantation forests in New Zealand with

RapidEye and LiDAR. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 73, 386–396. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.06.021>

Zhu, J., Zhu, C., Lu, D., Wang, G.G., Zheng, X., Cao, J., Zhang, J., 2021. Regeneration and succession: A 50-year gap dynamic in temperate secondary forests, Northeast China. *Forest Ecology and Management* 484, 118943. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118943>

7. Material Suplementar

Material Suplementar 1. Lista de espécies encontradas na população ingressante.

INGRESSOS 2015			
Nome_vulgar	Nome_científico	Dens_Absol	Dens_Rel
Abiu	<i>Pouteria sp. Aubl.</i>	1	0.6
Abiurana-de-massa	<i>Urbanella sp. Aubl.</i>	2	1.2
Açaí	<i>Euterpe precatoria Mart.</i>	5	3.0
Angelca	<i>Drypetes variabilis Uittien</i>	2	1.2
Araçá-bravo	<i>Eugenia sp. L.</i>	1	0.6
Araçá-goiaba	<i>Psidium guineense Sw.</i>	1	0.6
Bacuri-de-espinho	<i>Garcinia madruno (Kunth) Hammel</i>	2	1.2
Bálsamo	<i>Myroxylon balsamum (L.) Harms</i>	1	0.6
Breu-manga	<i>Protium tenuifolium (Engl.) Engl.</i>	1	0.6
Breu-pitomba	<i>Toulicia sp. Aubl.</i>	3	1.8
Cacau-da-mata	<i>Theobroma cacao L.</i>	2	1.2
Canela-de-velho	<i>Rinorea pubiflora (Benth.) Sprague & Sandwith</i>	1	0.6
Carapanaúba-preta	<i>Aspidosperma oblongum A.DC.</i>	1	0.6
Castainha	<i>Caryodendron sp. H. Karst.</i>	3	1.8
Castanha-de-cutia	<i>Aptandra tubicina (Poepp.) Benth. ex Miers</i>	1	0.6
Castanharana	<i>Eschweilera coriacea (DC.) S.A.Mori</i>	3	1.8
Caucho	<i>Castilla ulei Warb.</i>	1	0.6
Coaçu	<i>Coccoloba mollis Casar.</i>	2	1.2
Cumaru-ferro	<i>Dipteryx odorata (Aubl.) Willd.</i>	1	0.6
Envira-conduru	<i>Duguetia macrophylla R.E. Fr.</i>	4	2.4
Envira-fofa	<i>Guatteria sp. Ruiz & Pav.</i>	1	0.6
Envira-	<i>Quararibea guianensis Aubl.</i>	6	3.7

sapotinha			
Espinheiro- preto	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	8	4.9
Falsa-sorva	<i>Batocarpus</i> sp. H. Karst.	1	0.6
Farinha-seca	<i>Celtis</i> sp. L.	2	1.2
Freijó-branco	<i>Cordia</i> sp.	3	1.8
Guariúba	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	1	0.6
Imbaúba	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	2	1.2
Imbirindiba- amarela	<i>Terminalia</i> sp. L.	1	0.6
Ingá-de- macaco	<i>Inga thibaudiana</i> DC.	4	2.4
Itaúba	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	1	0.6
Jaca-brava	<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	1	0.6
Jitó-preto	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	1	0.6
João-mole	<i>Neea</i> sp. Ruiz & Pav.	2	1.2
Limãozinho	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1	0.6
Louro-abacate	<i>Ocotea myriantha</i> (Meisn.) Mez	1	0.6
Louro-amarelo	<i>Nectandra</i> sp. Rol. ex Rottb.	1	0.6
Maçaranduba	<i>Manilkara bidentata</i> subsp. <i>surinamensis</i> (Miq.) T.D.Penn.	2	1.2
Macucu- chiador	<i>Licania</i> sp.	2	1.2
Malva-pente- de-Ape	<i>Peiba tibourbou</i> Aubl.	2	1.2
macaco			
Maraximbé- vermelho	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	2	1.2
Murmuru	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.	5	3.0
NI	<i>ni</i>	39	23.8
Pama-caucho	<i>Perebea mollis</i> (Poepp. & Endl.) Huber	1	0.6
Pama-preta	<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J.F. Macbr.	2	1.2

Pau-d'arco-amarelo	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.Grose2	1.2	
Pau-d'arquinho	<i>Galipea trifoliata</i> Aubl.	1	0.6
Pau-de-remo	<i>Alseis</i> sp. Schott	2	1.2
Pau-estalador	<i>Rinoreocarpus</i> sp. Ducke	3	1.8
Pau-sangue	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	3	1.8
Paxiubinha	<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H. Wendl.	1	0.6
Pintadinho	<i>Poeppigia procera</i> C. Presl	1	0.6
Pirarara	<i>Metrodorea flavida</i> K. Krause	6	3.7
Pitombarana	<i>Matayba arborescens</i> (Aubl.) Radlk.	1	0.6
Sabugueiro-bravo	<i>Sambucus</i> sp. L.	2	1.2
Samaúma- preta	<i>Ceiba samauma</i> (Mart.) K. Schum.	2	1.2
Seringueira	<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A. Juss.) Müll.1 Arg.		0.6
Tamarina	<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	1	0.6
Torém	<i>Pourouma</i> sp. Aubl.	1	0.6
Ucuúba-folha-fina	<i>Virola multiflora</i> (Standl.) A.C. Sm.	1	0.6
Ucuúba-punã	<i>Iryanthera paradoxa</i> (Schwacke) Warb.	1	0.6
Vela-branca	<i>Allophylus floribundus</i> (Kunth) Radlk.	2	1.2
Xixá	<i>Sterculia pruriens</i> (Aubl.) K. Schum.	3	1.8

*Dens_Absol = densidade absoluta; Dens_Rel = densidade relativa.

INGRESSOS 2021

Nome_vulgar	Nome_científico	Dens_Absol	Dens_Rel
Abiu	<i>Pouteria</i> sp. Aubl.	1	1.887
Abiurana-de-massa	<i>Urbanella</i> sp. Aubl.	1	1.887
Açacu	<i>Hura crepitans</i> L.	1	1.887
Amarelão	<i>Aspidosperma vargasii</i> A. DC.	2	3.774
Angelim	<i>Hymenolobium</i> sp. Benth.	1	1.887

Araçá-boi	<i>Eugenia stipitata</i> Mc Vaugh.	1	1.887
Bordão-de-velho	<i>Calliandra</i> sp. Benth.	1	1.887
Breu-manga	<i>Protium tenuifolium</i> (Engl.) Engl.	1	1.887
Breu-maxixe	<i>Trichilia</i> sp. P. Browne	1	1.887
Butijão	<i>Cavanillesia</i> sp. Ruiz & Pav.	2	3.774
Canela-de-velho	<i>Rinorea pubiflora</i> (Benth.) Sprague & Sandwith	1	1.887
Caripé	<i>Licania</i> sp. Aubl.	1	1.887
Casca-doce	<i>Randia</i> sp. L.	1	1.887
Castanha-do-brasil	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	1	1.887
Cedro	<i>Cedrela odorata</i> L.	1	1.887
Cernambi-de-índio	<i>Drypetes</i> sp. Vahl	3	5.660
Envira-ferro	<i>Oxandra</i> sp. A. Rich.	1	1.887
Envira-sapotinha	<i>Quararibea guianensis</i> Aubl.	5	9.434
Farinha-seca	<i>Celtis</i> sp. L.	1	1.887
Freijó-branco	<i>Cordia</i> sp.	2	3.774
Imbaúba	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	5	9.434
Ingá	<i>Inga santaremnensis</i> Ducke	1	1.887
Ingá-chata	<i>ni</i>	1	1.887
Ingá-verde	<i>Pithecellobium</i> sp.	2	3.774
Jaca-brava	<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	1	1.887
Jitó	<i>Guarea</i> sp. F. Allam. ex L.	2	3.774
João-mole	<i>Neea</i> sp. Ruiz & Pav.	1	1.887
Malva-pente-de-macaco	<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	1	1.887
Murmuru	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.	1	1.887
Pama-amarela	<i>Pseudolmedia macrophylla</i> Trécul	1	1.887
Pama-caucho	<i>Perebea mollis</i> (Poepp. & Endl.) Huber	1	1.887

Pau-d'arco-amarelo	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl)1 S.O.Grose		1.887
Samaúma	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	2	3.774
Tamarina	<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	1	1.887
Urtiga-branca	<i>Urera</i> sp. Gaudich.	1	1.887
Xixá	<i>Sterculia pruriens</i> (Aubl.) K. Schum.	2	3.774

***Dens_Absol** = densidade absoluta; **Dens_Rel** = densidade relativa.

INGRESSOS 2023			
Nome_vulgar	Nome_científico	Dens_Absol	Dens_Rel
Abiu	<i>Pouteria</i> sp. Aubl.	11	3.459
Acariquara	<i>Minquartia</i> sp.	2	0.629
Amarelão	<i>Aspidosperma vargasii</i> A. DC.	3	0.943
Angelim	<i>Hymenolobium</i> sp. Benth.	1	0.314
Angelim-amargoso	<i>Vatairea</i> sp. Aubl.	1	0.314
Araçá-bravo	<i>Eugenia</i> sp. L.	3	0.943
Araçá-goiaba	<i>Psidium guineense</i> Sw.	2	0.629
Bacuri	<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	1	0.314
Breu-manga	<i>Protium tenuifolium</i> (Engl.) Engl.	3	0.943
Breu-pitomba	<i>Toulicia</i> sp. Aubl.	3	0.943
Burra-leiteira	<i>Sapium marmieri</i> Huber	4	1.258
Butijão	<i>Cavanillesia</i> sp. Ruiz & Pav.	2	0.629
Cacaúí	<i>Theobroma sylvestre</i> Aubl. ex Mart. in2 Buchner		0.629
Cajá	<i>Spondias mombin</i> L.	5	1.572
Canela-de-veado	<i>Amaioua</i> sp. Aubl.	1	0.314
Canela-de-velho	<i>Rinorea pubiflora</i> (Benth.) Sprague &2 Sandwith		0.629
Caripé-vermelho	<i>Licania apetala</i> (E. Mey.) Fritsch	7	2.201
Casca-doce	<i>Randia</i> sp. L.	1	0.314
Castainha	<i>Caryodendron</i> sp. H. Karst.	6	1.887

Castanharana	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	2	0.629
Caucho	<i>Castilla ulei</i> Warb.	2	0.629
Cedro	<i>Cedrela odorata</i> L.	3	0.943
Cernambi-de- índio	<i>Drypetes</i> sp. Vahl	6	1.887
Coaçu	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	3	0.943
Envira-conduru	<i>Duguetia macrophylla</i> R.E. Fr.	12	3.774
Envira-fofa	<i>Guatteria</i> sp. Ruiz & Pav.	1	0.314
Envira-manga- anta	de- <i>Diclinanona</i> sp. Diels	3	0.943
Envira-preta	<i>Ephedranthus guianensis</i> R.E. Fr.	4	1.258
Envira- sapotinha	<i>Quararibea guianensis</i> Aubl.	14	4.403
Envira- vassourinha	<i>Xylopia</i> sp. L.	1	0.314
Espinheiro	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	2	0.629
Espinheiro-preto	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	3	0.943
Farinha-seca	<i>Celtis</i> sp. L.	5	1.572
Fava-pé-de- arara	<i>Parkia</i> sp. R. Br.	1	0.314
Fava-roxa	<i>Jacaranda</i> sp. Juss.	1	0.314
Freijó	<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	3	0.943
Grão-de-galo	<i>Tabernaemontana</i> sp. L.	2	0.629
Guaribeiro	<i>Phyllocarpus riedelii</i> Tul.	1	0.314
Imbaúba-branca	<i>Cecropia leucoma</i> Willd.	10	3.145
Imbirindiba- roxa	<i>Buchenavia</i> sp. Eichler	1	0.314
Ingá-de-macaco	<i>Inga thibaudiana</i> DC.	1	0.314
Ingá-verde	<i>Pithecellobium</i> sp.	2	0.629
Inharé	<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	1	0.314
Itaúba	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	1	0.314
Jaca-brava	<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	3	0.943
Jaracatiá	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	2	0.629

Jitó	<i>Guarea sp. F. Allam. ex L.</i>	2	0.629
João-mole	<i>Neea sp. Ruiz & Pav.</i>	10	3.145
Jurubeba	<i>Solanum sp. L.</i>	2	0.629
Jutaí	<i>Hymenaea oblongifolia Huber</i>	1	0.314
Lacre-vermelho	<i>Vismia japurensis Reichardt</i>	2	0.629
Laranjinha	<i>Casearia gossypiosperma Briq.</i>	2	0.629
Louro-chumbo	<i>Licaria sp. Aubl.</i>	2	0.629
Louro-preto	<i>Ocotea neesiana (Miq.) Kosterm.</i>	3	0.943
Maçaranduba	<i>Manilkara bidentata subsp. surinamensis</i> (Miq.) T.D.Penn.	1	0.314
Macucu	<i>Hirtella sp. L.</i>	1	0.314
Malva-pente-de- macaco	<i>Apeiba tibourbou Aubl.</i>	3	0.943
Marfim-de-veado	<i>Agonandra brasiliensis Benth. & Hook.</i>	1	0.314
Marupá-do-campo	<i>Dictyoloma peruvianum</i>	2	0.629
Mulungu	<i>Erythrina fusca Lour.</i>	2	0.629
Murici	<i>ni</i>	50	15.723
Murici-preto	<i>Trichilia sp.</i>	4	1.258
Orelha-de-burro	<i>Pausandra trianae (Müll. Arg.) Baill.</i>	1	0.314
Pama-amarela	<i>Pseudolmedia macrophylla Trécul</i>	8	2.516
Pama-caucho	<i>Perebea mollis (Poepp. & Endl.) Huber</i>	4	1.258
Pau-brasil	<i>Simira tinctoria Aubl.</i>	1	0.314
Pau-camaleão	<i>Acacia sp. Mill.</i>	2	0.629
Pau-d'arco- amarelo	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.Grose	3	0.943
Pau-d'arquinho	<i>Galipea trifoliata Aubl.</i>	4	1.258
Pau-de-remo	<i>Alseis sp. Schott</i>	3	0.943
Pau-estalador	<i>Rinoreaocarpus sp. Ducke</i>	6	1.887
Pau-pombo	<i>Tapirira guianensis Aubl.</i>	1	0.314
Pau-sangue	<i>Pterocarpus rohrii Vahl</i>	2	0.629
Pirarara	<i>Metrodorea flavida K. Krause</i>	3	0.943

Pororoca	<i>Martiodendron elatum (Ducke) Gleason</i>	1	0.314
Sabugueiro- bravo	<i>Sambucus sp. L.</i>	3	0.943
Sabugueiro- bravo	<i>Sambucus sp. L.</i>	2	0.629
Samaúma-preta	<i>Ceiba samauma (Mart.) K. Schum.</i>	7	2.201
Seringai	<i>Mabea caudata Müll. Arg.</i>	6	1.887
Seringueira	<i>Hevea brasiliensis (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg.</i>	4	1.258
Sucuúba	<i>Himatanthus sucuuba (Vahl) Woodson</i>	3	0.943
Tamarina	<i>Dialium guianense (Aubl.) Sandwith</i>	1	0.314
Tauari	<i>Couratari macrosperma A.C. Sm.</i>	4	1.258
Taxi-preto	<i>Tachigali paniculata Aubl.</i>	2	0.629
Ucuúba	<i>Virola sp. Aubl.</i>	3	0.943
Urtiga-branca	<i>Urera sp. Gaudich.</i>	2	0.629
Vela-branca	<i>Allophylus floribundus (Kunth) Radlk.</i>	1	0.314
Xixá	<i>Sterculia pruriens (Aubl.) K. Schum.</i>	3	0.943

***Dens_Absol = densidade absoluta; Dens_Rel = densidade relativa.**

8. APÊNDICES

Apêndice 1. Informações e link para as normas de publicação do periódico científico escolhido para submissão do primeiro artigo proveniente desta dissertação.

Nome da revista: Forest Ecology and Management.

ISSN Online: 1872-7042.

Editora: Elsevier.

Fator de Impacto (2023): 3,7.

Classificação Qualis/Capes em Biodiversidade: A1.

Link para acesso às normas da revista (instruções para autores):

<https://www.sciencedirect.com/journal/forest-ecology-and-management/publish/guide-for-authors>