



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

MARIANA DAMAZIO LIMA

**FITOSSOCIOLOGIA E VOLUMETRIA DE FLORESTAS EM SEGUNDO CICLO
DE PRODUÇÃO NA AMAZÔNIA MATOGROSSENSE**

Prof. Dr. SAMUEL DE PÁDUA CHAVES E CARVALHO
Orientador

SEROPÉDICA, RJ
DEZEMBRO – 2025



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

MARIANA DAMAZIO LIMA

**FITOSSOCIOLOGIA E VOLUMETRIA DE FLORESTAS EM SEGUNDO CICLO
DE PRODUÇÃO NA AMAZÔNIA MATOGROSSENSE**

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Florestal, como requisito parcial para a obtenção do Título de Engenheiro Florestal, Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Prof. Dr. SAMUEL DE PÁDUA CHAVES E CARVALHO
Orientador

SEROPÉDICA, RJ
DEZEMBRO – 2025

FITOSSOCIOLOGIA E VOLUMETRIA DE FLORESTAS EM SEGUNDO CICLO DE PRODUÇÃO NA AMAZÔNIA MATOGROSSENSE

MARIANA DAMAZIO LIMA

APROVADA EM: 03/12/2025

BANCA EXAMINADORA:

Documento assinado digitalmente
 **SAMUEL DE PADUA CHAVES E CARVALHO**
Data: 09/12/2025 15:14:19-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. SAMUEL DE PÁDUA CHAVES E CARVALHO – UFRRJ
Orientador

Documento assinado digitalmente
 **EMANUEL JOSE GOMES DE ARAUJO**
Data: 09/12/2025 16:04:59-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

EMANUEL JOSÉ GOMES DE ARAÚJO – UFRRJ
Membro

Documento assinado digitalmente
 **JERONIMO BOELSUMS BARRETO SANSEVERO**
Data: 09/12/2025 16:34:08-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

JERÔNIMO BOELSUMS BARRETO SANSEVERO – UFRRJ
Membro

Dedico à memória da minha mãe, pelo exemplo, coragem e todo apoio. Foi ela quem lutou, me incentivou e sonhou por essa realização junto a mim.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pela minha vida e por ter me dado forças ao longo da graduação.

Para a realização deste trabalho, agradeço ao professor Samuel Pádua pela orientação e apoio, e à Giovanna Lima pela companhia de laboratório e auxílio na análise dos dados. Sou grata também à empresa Sinopema e à engenheira responsável por disponibilizarem os dados utilizados nesta pesquisa. E agradeço ao CNPq pelo fomento à pesquisa.

A todos os meus professores, pela contribuição significativa na minha formação acadêmica e profissional.

À minha família, por todo suporte, compreensão e apoio emocional para que eu prevalecesse, em especial aos meus irmãos Maria Emanuelle, Lucas Alex e Maria Eduarda.

Aos amigos que fiz ao longo da graduação e que levarei para sempre na memória, especialmente aos do PET Florestal, do quarto do alojamento F1-33 e do estágio na Aperam, em Minas Gerais. Sou grata por toda troca, ajuda, conversas, palavras de incentivo e consolo quando necessário. Ressalto, ainda, meus amigos de longa data, Julia, Beatriz, Ana Clara, William e Pedro com quem compartilhei risadas e aprendizados por todos esses anos.

Por fim, agradeço de coração a todos que, de alguma forma, contribuíram durante a realização deste trabalho.

RESUMO

A exploração madeireira na Amazônia brasileira possui suma importância na produção de madeira mundial e na economia local, e o Mato Grosso está entre os estados de maior relevância nesse mercado. Entretanto, ainda existem lacunas se o modelo de manejo atual, com intervalo de 35 anos entre os ciclos, garante a sustentabilidade a longo prazo, conciliando manutenção da produtividade e da conservação florestal. Diante disso, torna-se imprescindível avaliar a recuperação estrutural, a recomposição volumétrica e a sustentabilidade ecológica após os ciclos de exploração. Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo analisar e comparar a composição florística, a fitossociologia e os estoques volumétricos de florestas não manejadas e manejadas no bioma amazônico matogrossense. Foram utilizados dados do censo pré-exploratório das árvores de duas áreas, uma manejada e outra sem histórico de manejo. O DAP mínimo de inclusão foi 35 cm, e coletou-se DAP, altura comercial, coordenada das árvores e destinação (comercial ou remanescente). O volume foi obtido pelo fator de forma 0,7. A área manejada apresentou maior riqueza e diversidade de espécies, resultado associado principalmente ao recrutamento de táxons pioneiros e secundários iniciais após a abertura do dossel. Os parâmetros de densidade e IVI evidenciaram diferenças estruturais entre as áreas, refletindo estágios sucessionais distintos. Embora ambas as áreas tenham exibido distribuição diamétrica em J-invertido, a com manejo prévio concentrou maior proporção de indivíduos em classes inferiores e apresentou maior amplitude diamétrica. O volume total apresentou recuperação na área manejada, contudo, o volume comercial foi significativamente menor, apontando redução no estoque das principais espécies exploradas no ciclo anterior. Esses resultados demonstram que, apesar da regeneração estrutural e florística, a recomposição volumétrica das espécies de interesse econômico permanece limitada no intervalo de corte adotado. Assim, a efetividade do manejo florestal sustentável depende da ampliação do grupo de espécies comerciais, do uso de tratamentos silviculturais que favoreçam o crescimento das remanescentes e do monitoramento contínuo para garantir a manutenção da produtividade e da integridade ecológica em ciclos sucessivos de exploração.

Palavras-chave: Manejo florestal sustentável; Análise da vegetação; Exploração madeireira; Dinâmica Florestal.

ABSTRACT

Timber exploitation in the Brazilian Amazon is of great importance for global wood production and the local economy, and Mato Grosso is among the most relevant states in this market. However, there are still gaps regarding whether the current management model, with a 35-year interval between cycles, ensures long-term sustainability by reconciling the maintenance of productivity and forest conservation. In this context, it becomes essential to evaluate structural recovery, volumetric recomposition, and ecological sustainability after logging cycles. In this regard, the present study aimed to analyze and compare the floristic composition, phytosociology, and volumetric stocks of unmanaged and managed forests in the Mato Grosso portion of the Amazon biome. Pre-harvest census data were used from two areas, one managed and the other with no history of management. The minimum inclusion DBH was 35 cm, and DBH, commercial height, tree coordinates, and destination (commercial or residual) were collected. Volume was obtained using a form factor of 0.7. The managed area showed greater species richness and diversity, a result mainly associated with the recruitment of pioneer and early-secondary taxa after canopy opening. Density and IVI parameters evidenced structural differences between the areas, reflecting distinct successional stages. Although both areas exhibited an inverted-J diameter distribution, the previously managed area concentrated a greater proportion of individuals in lower classes and showed a greater diameter range. Total volume showed recovery in the managed area; however, commercial volume was significantly lower, indicating a reduction in the stock of the main species harvested in the previous cycle. These results demonstrate that, despite structural and floristic regeneration, the volumetric recomposition of economically important species remains limited within the adopted cutting interval. Thus, the effectiveness of sustainable forest management depends on expanding the group of commercial species, using silvicultural treatments that favor the growth of residuals, and continuous monitoring to ensure the maintenance of productivity and ecological integrity in successive logging cycles.

Keywords: Sustainable forest management; Vegetation analysis; Logging; Forest dynamics.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	2
2.1. Manejo Florestal na Amazônia: Década de 1980 e Cenário Atual.....	2
2.2. Histórico da Legislação Florestal em relação ao Manejo	3
2.3. Espécies Florestais Comerciais Da Amazônia	4
2.4. Monitoramento Do MFS	5
2.5. Análise da Vegetação	6
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	7
3.1. Caracterização Da Área De Estudo.....	7
3.2. Coleta de Dados.....	8
3.3. Parâmetros Fitossociológicos	8
3.4. Estrutura Diamétrica.....	10
3.5. Volume Total e Comercial	11
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	11
4.1. Análise Florística	11
4.2. Parâmetros Fitossociológicos	13
4.3. Estrutura Diamétrica.....	16
4.4. Volume Total e Volume Comercial	19
5. CONCLUSÃO	21
6. REPEFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	22

1. INTRODUÇÃO

O bioma Amazônico está localizado na América do Sul e abrange nove países: Brasil, Peru, Bolívia, Equador, Colômbia, Venezuela, Suriname, Guiana e França (Guiana Francesa). No Brasil, ocupa 5.015.068,18 km², correspondendo a cerca de 58,9% do território nacional, nos estados do Acre, Amapá, Amazonas, Maranhão, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima e Tocantins (IBGE, 2021). Trata-se do maior bioma brasileiro e maior extensão contínua de florestas tropicais do mundo, responsável por parcela significativa do estoque global de carbono e da produção madeireira tropical (IBGE, 2021; Reategui-Betancourt *et al.*, 2024; DeArmond *et al.*, 2023).

A Amazônia brasileira concentra cerca de 85% da produção mundial de madeira proveniente de florestas tropicais, sendo também responsável por mais de 90% da madeira consumida internamente. Estima-se que possua entre 3,1 e 5,8 bilhões de metros cúbicos de madeira comercial disponível. Contudo, com a redução das florestas nativas nos continentes asiático e africano, a pressão sobre os estoques amazônicos tem se intensificado (Richardson & Peres, 2016).

Ademais, a sustentabilidade do setor madeireiro é comprometida pela oferta de madeira de origem ilegal, comercializada a preços inferiores aos praticados no mercado formal. Essa situação é agravada pela contínua conversão de áreas florestais em pastagens e monoculturas agrícolas, frequentemente associadas ao uso do fogo e ao desmatamento (Rodrigues, 2020; Condé *et al.*, 2022).

Nesse contexto, o Manejo Florestal Sustentável (MFS) surge como uma alternativa à exploração predatória, buscando conciliar produção florestal madeireira e conservação ambiental por meio de técnicas que reduzam os impactos sobre o ecossistema oriundos da exploração (Condé *et al.*, 2022; Piponiot *et al.*, 2018). No Brasil, a base legal foi instituída pelo Código Florestal de 1965 (Lei nº 4.771/1965) e atualmente está pautado pela Lei nº 12.651/2012, que reforça o uso sustentável da vegetação nativa (Brasil, 2012).

A operacionalização do manejo é regida por normas específicas. O Decreto nº 5.975/2006 determina que toda exploração florestal, pública ou privada, deve ser previamente aprovada por meio de um Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS). Já a Resolução Conama nº 406/2009 define os parâmetros técnicos para sua elaboração e execução, enquanto a Instrução Normativa nº 5/2006 estabelece critérios como ciclos de corte entre 25 e 35 anos e intensidade máxima de 30 m³/ha no caso do manejo pleno (Brasil, 2006).

Entre os modelos aplicáveis, o policíclico é o mais indicado para a Amazônia, pois permite a regeneração natural ao remover apenas indivíduos maduros, a ampliação gradual da lista de espécies exploradas e, conseqüentemente, a redução da pressão sobre aquelas de maior valor comercial. De acordo com Souza *et al.* (2017) essa abordagem visa o favorecimento do crescimento das árvores remanescentes, garantindo a reposição do volume madeireiro da floresta e a constância dos serviços ecossistêmicos.

Entretanto, a predição e manutenção da produtividade e da diversidade das espécies ao longo dos ciclos de corte permanece como um desafio para a silvicultura tropical. Pesquisas demonstram que a exploração seletiva pode alterar a dinâmica florestal, comprometer a biodiversidade e reduzir o estoque de madeira (Richardson & Peres, 2016; Piponiot *et al.*, 2018). Segundo Reategui-Betancourt (2024) a regeneração natural não recompõe integralmente os estoques volumétricos após o primeiro ciclo devido ao lento crescimento de determinadas espécies e à mortalidade causada pela exploração anterior. Por outro lado, há áreas em que o recrutamento e o crescimento apresentam resultados positivos, evidenciando potencial para um terceiro ciclo de colheita quando aplicadas técnicas silviculturais adequadas (Condé *et al.*, 2022).

Um dos parâmetros fundamentais para estimar a produtividade madeireira é a estrutura florestal. Essa estrutura é comumente avaliada por meio da composição florística, área basal, abundância e distribuição diamétrica (Nascimento, 2012). Assim, compreender os impactos do manejo sobre a composição das espécies, estrutura florestal e estoque de volumétrico é essencial para o aprimoramento das políticas públicas e das diretrizes técnicas, equilibrando desenvolvimento socioeconômico e conservação da biodiversidade (Souza, *et al.* 2017; Rodrigues, 2020).

Diante desse cenário, torna-se necessário avaliar se florestas manejadas recuperaram suas condições ecológicas e produtivas de forma suficientes para sustentar os próximos ciclos de exploração no intervalo de tempo estabelecido atualmente. O objetivo deste trabalho é realizar uma análise comparativa dos parâmetros fitossociológicos, estruturais e volumétricos de florestas nativas não manejadas e manejadas no bioma amazônico matogrossense.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Manejo florestal na Amazônia: década de 1980 e cenário atual

A exploração madeireira na década de 1980 foi caracterizada pela informalidade, baixa cobertura de inventários sistemáticos e limitados direcionamentos legais para fiscalizar e normatizar as operações em larga escala. Neste contexto, as pesquisas acerca do manejo florestal sustentável estavam sendo conduzidas por institutos de pesquisa e órgãos como o IBDF e laboratórios regionais, que realizaram inventários, caracterizações de madeiras e estudos experimentais locais. Com isso, a regulamentação que condicionou a exploração de florestas nativas à planos de manejo sustentáveis apenas se consolidou posteriormente, de modo que os anos 1980 configuram um período de transição entre práticas empíricas de extração e a busca por métodos técnico-científicos (Homma, 2011; Higuchi *et al.*, 2010).

A partir dos anos 1990 e sobretudo nas décadas de 2000-2010 houve um avanço na política florestal e determinação dos parâmetros técnicos para o manejo. O Decreto n.º 1.282/1994 e, posteriormente, a Lei n.º 11.284/2006 e os decretos subsequentes, estruturaram exigências para planos de manejo, concessões e gestão de florestas públicas. Órgãos técnicos e iniciativas como a Embrapa, INPA, IFT e Imaflora, consolidaram experimentos, guias e manuais que subsidiaram práticas de Exploração de Impacto Reduzido (EIR) e métodos de inventário florestal (Sabogal *et al.*, 2006; Rodrigues, 2020).

A consolidação desses centros de pesquisa auxiliou a disponibilização de bases de dados, ferramentas cartográficas e sistemas de monitoramento. Deste modo ampliou a capacidade de fiscalização e monitoramento espacial da exploração e permitiu estimativas mais regulares da produção regional se intensificando nos últimos 10 anos. A intensificação de operações de monitoramento via satélite, o surgimento de programas de rastreabilidade digital e a atuação de organizações não governamentais alteraram as dinâmicas comerciais. Mercados internacionais passaram a restringir a entrada de madeira sem comprovação de origem sustentável, o que pressionou parte das empresas a adotar manejo florestal e certificações, ao passo que outros grupos migraram para circuitos de comercialização clandestina para evitar custos de regularização (Aguar, 2024).

No âmbito comercial, a evolução do setor madeireiro entre 1980 e 2020 passou por transições regionais da maior produção, aumento da atenção a cadeias legais e ilegais e maior disponibilidade de dados espaciais e de monitoramento, que atualmente permitem mapear degradação seletiva e frações de exploração (Imazon, 2022). Apesar de avanços adoção do manejo florestal ainda enfrenta questões estruturais como a informalidade crônica do setor e a forte presença de exploração ilegal. Esse cenário cria um ambiente de competição desleal no

qual a madeira manejada enfrenta desvantagens comerciais frente ao produto obtido de forma predatória, tornando a legalidade um ônus econômico para o empresário (Sabogal *et al.*, 2006).

No plano socioeconômico, a trajetória do manejo florestal entre 1980 e 2020 foi marcada por fluxos de deslocamento da industrialização: centros de processamento e serrarias adaptaram-se às oscilações de mercado, e a redistribuição da produção contribuiu para a formação de novos polos madeireiros, com implicações diretas sobre emprego, infraestrutura e ordenamento territorial. (Aguiar, 2024).

Recentemente, políticas de concessão florestal e iniciativas de certificação ampliaram oportunidades e áreas destinadas à produção de madeira legal oriunda de Planos de Manejo Florestal Sustentável, entretanto barreiras sociais, econômicas e logísticas condicionam viabilidade da produção madeireira na Amazônia (Sabogal *et al.*, 2006; Rodrigues, 2020; Imazon, 2022).

A partir de 1980 iniciou-se a transição, para efetiva aplicação do manejo florestal. A reformulação do setor não se deu apenas pela construção de parâmetros técnicos, mas também pelo alinhamento entre capacidades institucionais, mecanismos de fomento e infraestrutura, que foram determinantes para que o manejo florestal cumpra seu potencial produtivo e de conservação. Na atualidade baseado na Exploração de Impacto Reduzido (EIR), o manejo segue sendo aprimorado. Essa prática assegura a extração responsável por meio de monitoramento contínuo e tratamentos silviculturais adequados, mantendo a floresta em pé, conservando sua biodiversidade e garantindo a compatibilidade social e econômica do uso florestal a longo prazo (Aguiar, 2024 e Sampaio, 2014).

2.2. Histórico da legislação florestal em relação ao manejo

A regulação do uso e proteção das florestas naturais brasileiras tem como marco inicial o Código Florestal de 1934, sendo reestruturada pela Lei n.º 4.771/1965 (Código Florestal de 1965). O Código de 1965 estabeleceu conceitos de Reserva Legal e Áreas de Preservação Permanente, criando, de forma geral, fundamentos legais para controle do uso de vegetação nativa, ainda que sem um regime técnico-operacional completo para manejo sustentável em áreas amazônicas (Brasil, 1965; Silva, 2008).

Dentre os marcos regulatórios cita-se a Lei da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei n.º 6.938/1981) que representa o início da fiscalização ambiental com caráter preventivo, e não apenas repressivo. Esse quadro regulatório está associado ao contexto político-econômico da ditadura militar, período em que políticas de colonização e incentivos fiscais ampliaram a pressão sobre a floresta, sem mecanismos de contrapartida socioambiental. Apenas quando as consequências ambientais e fundiárias desse modelo se tornaram evidentes o debate sobre manejo sustentável ingressou de forma sistemática na agenda estatal (Aguiar, 2024).

Posteriormente, o Decreto n.º 1.282/1994 regulamentou dispositivos do Código de 1965 no sentido de condicionar a exploração à existência prévia ao plano de manejo florestal e a determinação das sanções por infração (Brasil, 1994). O decreto foi revogado posteriormente pelo Decreto n.º 5.975/ 2006.

A Lei n.º 11.284/2006, dispõe sobre gestão de florestas públicas para produção sustentável, deu origem ao Serviço Florestal Brasileiro e ao Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal, regulamentou a criação e administração de florestas nacionais, estaduais e municipais, bem como as concessões florestais em áreas naturais ou plantadas. O Decreto n.º 5.975/2006 e a Instrução Normativa n.º 5/2006 detalharam requisitos técnicos para elaboração e avaliação de Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), incluindo intensidades máximas de corte e ciclos de exploração.

No início do debate legal sobre o manejo florestal, convencionou-se, que a floresta amazônica produziria em média 1 metro cúbico de madeira comercial por hectare por ano.

Portanto, na expectativa que a floresta reponha o volume autorizado a ser explorado, se uma área tivesse 30 metros cúbicos de madeira, deveria-se aguardar 30 anos até uma nova intervenção de exploração madeira na mesma área de floresta nativa (Ferreira, 2017).

Posteriormente universidade e grupos de pesquisas, se aprofundaram no tema, e concluíram que além dos 30 metros explorados, a vegetação equivalente a outros 5 metros cúbicos de madeira com características comerciais se perdia ou danificava. A partir disso, se convencionou que para cada 30 metros explorados o retorno ao estado similar ao prévio da floresta, ocorrerá em 35 anos. Assim, passou-se a considerar o incremento de “30/35”, ou seja, 0,86 metros cúbicos por hectare por ano aproximadamente. Esse conhecimento é expresso em normativa através da Resolução CONAMA nº 406, de 2 de fevereiro de 2009.

A Resolução Conama 406/2009 e a Instrução Normativa n.º 5 de 11/12/2006 consolidaram procedimentos técnicos e critérios de fiscalização (Brasil, 2006; Conama, 2009). A partir deste ponto as normas ambientais passaram a ser articuladas com políticas de regularização fundiária, reforçando a ideia de que o manejo só seria viável em territórios com situação dominial regular. Isso tornou o instrumento juridicamente mais robusto, mas também mais restritivo para comunidades situadas em áreas não tituladas ou sobrepostas a territórios contestados (Aguar, 2024)

A Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei n.º 12.651/2012), revogou o Código Florestal de 1965 e atualizou a regulação nacional para vegetação nativa, com implicações sobre manejo de reservas legais e áreas de uso sustentável.

Em âmbito estadual, legislações como a que regula a gestão florestal em Mato Grosso traduzem normas federais às especificidades locais e podem apresentar restrições ou parâmetros mais detalhados sobre limites de corte, autorizações e fiscalização (Decreto n.º 1.313/2022). A evolução normativa reflete, assim, a transição de um cenário de exploração amplamente informal para um arcabouço jurídico que exige PMFS, monitoramento e, potencialmente, concessões florestais como instrumento de uso sustentável.

2.3. Espécies florestais comerciais da Amazônia

As espécies comerciais exploradas na Amazônia variam espacialmente segundo a acessibilidade, demanda de mercado e características físico-químicas da madeira. Na Amazônia central destacam-se historicamente famílias e gêneros como *Dipteryx*, *Dipterocarpaceae* locais raras, *Goupia*, *Apuleia*, *Swietenia* e outras de alto valor (Homma, 2011; Braz, 2021). A escolha das espécies em matrizes de manejo depende de parâmetros como densidade básica, porte, crescimento, limites legais (diâmetro mínimo de corte), cenário do mercado e destinação (Braz, 2021).

O manejo seletivo por espécies pode melhorar a viabilidade econômica e reduzir impactos, quando integrado a inventários, critérios de sanidade e fluxos operacionais adequados. Relatórios e boletins de mercado, como o Timberflow, indicam fluxos regionais de madeira e a importância de detectar espécies mais extraídas por estado, permitindo avaliar risco de sobre-exploração e priorizar medidas de manejo e restauração (Imaflora, 2022; Braz, 2021).

No âmbito estadual, para o Mato Grosso, bases de dados estaduais e relatórios técnicos mostram variação na lista de espécies comercializadas e requisitos administrativos para transporte e comércio, o que afeta diretamente quais espécies tornam-se alvo em fragmentos manejados. A gestão sustentável requer, portanto, integração entre inventário florístico, equações alométricas regionais para biomassa/volume e análises econômicas que considerem preço de mercado, custo logístico e regimes de corte propostos (Rodrigues, 2020; IFT/Imaflora, 2024).

Segundo Ribeiro *et al.* (2016), o Estado de Mato Grosso no período de 2004 a 2010, comercializou 411 espécies florestais, totalizando 7.385.350,48 m³ de madeira serrada e

gerando R\$ 5,4 bilhões em receita, evidenciando alta diversidade madeireira na região. Nesse recorte temporal entre as espécies mais comercializadas está a *Qualea sp.* (cambará) quase 2 milhões de m³ comercializados, e outras espécies como *Goupia glabra* (cupiúba), *Erismia uncinatum* (cedrinho) e *Mezilaurus itauba* (itaúba).

Conforme o relatório pelo IBGE/PEVS, em 2024 Mato Grosso extraiu cerca de 2 milhões de metros cúbicos de madeira nativa em tora e gerou R\$1,04 bilhões para o estado, reforçando a relevância do estado na produção madeireira nacional.

De acordo com o Boletim Timberflow (Imaflora, 2023), estima-se que o número total de espécies exploradas no estado manteve-se elevado nos últimos anos, com aproximadamente 510 espécies em 2015 e 481 em 2020. O relatório aponta que entre 2010 e 2020 foram registradas 60 espécies consideradas ameaçadas exploradas na Amazônia brasileira, sendo que Mato Grosso foi responsável por 55% do volume produzido desse grupo, evidenciando sua centralidade no setor florestal e a necessidade de monitorar impactos.

Por fim, recomenda-se explicitar, em qualquer análise comparativa entre fragmentos manejados e não manejados, a lista das espécies-alvo locais, riqueza, distribuição de indivíduos por classe diamétrica, estoque de volume comercial e características de madeira empregadas nas equações de volume/biomassa, pois esses parâmetros definem tanto o impacto ecológico quanto a viabilidade econômica do manejo em contextos amazônicos (Braz, 2021; Imaflora, 2022).

2.4. Monitoramento do MFS

O monitoramento do manejo florestal combina inventários, indicadores florísticos e estruturais, e técnicas de sensoriamento remoto para avaliar impactos, recuperação e conformidade com planos de manejo. Inventários permanentes pré e pós exploração (medição de DAP, altura, classe de diâmetro, mortalidade, recrutamento) são a base para estimar volume por hectare, área basal e biomassa, geralmente usando equações alométricas regionais (IFT/Embrapa; Idesam). Procedimentos técnicos padronizados como os manuais de inventário do IFT, diretrizes da Embrapa e guias do Idesam orientam a amostragem, definição de intensidade de corte e avaliação de regeneração.

As diretrizes técnicas consolidadas pela Embrapa para o do manejo florestal abrangem tanto o planejamento pré-exploratório quanto o monitoramento pós-exploração. Como pré-exploratório as diretrizes técnicas recomendam a realização do inventário de 100% das árvores comerciais, marcação das coordenadas de cada indivíduo, definição das árvores de corte e das remanescentes, abertura de trilhas de arraste planejadas e identificação de áreas sensíveis, de modo a minimizar danos, permitir o controle da volumetria e da intensidade de exploração (Sabogal *et al.*, 2000). Após a exploração, orienta-se o uso de parcelas permanentes devido a necessidade de monitoramento sistemático da dinâmica florestal, incluindo a numeração e identificação de todas as árvores com DAP ≥ 10 cm, re-medições periódicas do DAP, registro de mortalidade, recrutamento e avaliação de danos estruturais, garantindo estimativas da demografia, crescimento, regeneração e resposta da floresta ao manejo (Embrapa, 2006).

Os indicadores de sustentabilidade são frequentemente utilizados e incluem: riqueza e diversidade de espécies (índices de Shannon/Simpson), estrutura diamétrica (distribuição por classes), densidade, abundância de espécies-alvo, taxa de recrutamento e indicadores de integridade do solo e microclima. Organizações internacionais e certificadoras propõem verificadores adicionais, como espécies endêmicas/ameaçadas, conectividade e funções hidrológicas, que servem como baliza para práticas de manejo responsável (CIFOR, 1996; FSC, 2000).

No campo tecnológico, LiDAR e imagens multitemporais permitem mapear a estrutura do dossel e detectar degradação seletiva em escalas maiores. Imagens de radar (SAR)

complementam a detecção de distúrbios sob nuvens. Contudo, desafios persistem devido a heterogeneidade espacial da Amazônia exigir maior replicação experimental; diferenças nos protocolos de inventário reduzem comparabilidade; custos logísticos limitam intensidade de amostragem; e há déficit de estudos econômicos que integrem custos operacionais, preço de mercado e cenários de longo prazo (Rodrigues, 2020; IFT; Idesam).

Portanto, recomenda-se combinar inventários florestais padronizados, monitoramento remoto, análise da vegetação e viabilidade econômica integrados para avaliar a efetividade do manejo, bem como priorizar protocolos replicáveis para permitir sínteses regionais e comparação entre fragmentos manejados e de referência não manejados.

2.5. Análise da Vegetação

O processo de análise vegetal possui parâmetros fundamentais para compreender o padrão das comunidades vegetais. Assim a fitossociologia configura-se como uma ferramenta essencial, pois permite identificar as espécies de maior relevância em uma comunidade vegetal e compreender as relações hierárquicas existentes entre elas (Silva & Moura, 2021).

A fim de identificar e analisar de forma objetiva a distribuição espacial das espécies e as demais relações de uma espécie dentro de sua comunidade biótica cita-se os parâmetros de frequência, densidade, dominância, valor de importância dentre outros aplicados de acordo com o objetivo da pesquisa de análise da vegetação. Deste modo, a densidade representa o número de indivíduos de cada espécie em uma unidade de área; a frequência é o percentual de parcelas amostradas com ocorrência de uma determinada espécie; a dominância mede a projeção da área basal de determinada espécie; e ao índice de valor de importância (IVI) resume esses parâmetros, através do somatório ou média da densidade, frequência e dominância (Pelissari *et al.*, 2012). A partir do IVI pode-se caracterizar a dominância da espécie, a distribuição espacial e a dimensão ocupada pela população da espécie dentro da comunidade.

Os parâmetros fitossociológicos podem ser utilizados para avaliar o impacto e a eficiência do manejo florestal ao longo de períodos de tempo. O trabalho de Piva *et al.* (2020), exemplifica o uso do valor de importância na avaliação das espécies na Floresta Ombrófila Densa. Nesta pesquisa, listaram as 10 espécies com maiores valores de importância, estas obtiveram VI entre 2,8% e 1,3%, dentre estas estão *Eschweilera coriacea*, *Goupia glabra*, *Pouteria caimito*, *Cariniana micrantha* Ducke e *Nectandra mollis* (Kunth) Nees.

No trabalho de Guimarães *et al.* (2009) foram avaliadas de áreas com 6 e 4 anos de manejo florestal e encontrou área basal de aproximadamente 30 m²/ha, valores que indicam uma densidade alta, demonstrando um resultado positivo do manejo florestal.

Além dos parâmetros já listados que avaliam horizontalmente as florestas, também é possível analisá-las verticalmente. Nesta análise são avaliados os diferentes estágios de maturidade que compõem o mosaico de uma floresta, para fins de objetivos estes estágios são três: clareira, construção e fase madura (Magalhães, 2014).

Para avaliar a diversidade tem-se o índice de Shannon, valores maiores indicam uma maior diversidade, no entanto as comparações dependem do esforço amostral e do estrato amostrado. A diversidade das comunidades arbóreas está relacionada à porcentagem de espécies raras. Estudos de fitossociologia em áreas de transição e florestas ombrófilas no norte e centro-norte do Mato Grosso reportaram valores de índice de Shannon entre 3,1 e 3,7, indicando diversidade moderada (Kunz *et al.*, 2008).

O índice de Equabilidade de Pielou (J) mede a uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies em uma comunidade. Seu valor oscila entre 0 e 1, sendo que o

valor máximo (1,0) indica uma distribuição perfeita, onde todas as espécies apresentam exatamente o mesmo número de indivíduos.

Dentre as formas de se mensurar a similaridade cita-se o índice Morisita Horn que confere a diferenciação geral e a abundância das espécies entre comunidades (Santos, 2015).

Outro índice de similaridade relevante em pesquisas florestais é o índice de Jaccard, um índice qualitativo, portanto, que considera apenas a presença e a ausência de indivíduos na amostra sem considerar o número de indivíduos presentes (Magalhães, 2014).

A distribuição dos indivíduos por classe diamétrica em florestas naturais heterogêneas e inequidâneas apresenta uma configuração típica em forma de "J-invertido". Essa mesma característica estrutural foi verificada em estudos realizados em formações de florestas densas na Amazônia Central e no sul da Amazônia, sendo característica ecológica recorrente nestes ecossistemas (Piva *et al.*, 2020).

Também analisa-se o diâmetro com diversos parâmetros, dentre estes o Índice de Gini que estima a desigualdade da variável em toda a amostra e o quociente de De Liocourt (q) que pode assumir valores entre zero e dois e expressa a proporção entre o número de árvores presente em classes diamétricas sucessivas. Quando o valor de q se aproxima de zero, indica deficiência na regeneração e no crescimento das árvores, sugerindo descontinuidade na estrutura florestal, já valores próximos de dois demonstram um comportamento típico de florestas com dinâmica equilibrada, nas quais os processos de reposição e desenvolvimento das árvores ocorrem de maneira adequada (Brasil, 2024).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização da Área de Estudo

A área de estudo pertencente à Sinopema S.A - Indústria e Comércio de Madeiras. Localiza-se na propriedade Fazenda Sinopema, no município de Tabaporã, no estado do Mato Grosso. O clima da região é do tipo Am, tropical úmido ou subúmido (Koppen, 1948), caracterizado por apresentar temperatura mínima superior 18°C e máxima de 40°C, apresenta uma estação seca de curta duração e pluviosidade anual podendo chegar a 2.000 mm (Mengatto, 2015). Esta região está situada no bioma Amazônia, com tipologia de transição entre Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecidual, conforme a classificação do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2022). Nesta formação ocorre a alternância entre as duas formações florestais, determinada principalmente pelas características do solo e do relevo. Espécies ombrófilas predominam em áreas mais baixas, com solos profundos e úmidos, enquanto a Floresta Estacional se estabelece nas porções mais elevadas. A vegetação apresenta dossel com árvores de em média 20 a 30 m, mantendo-se perenifólia em baixadas e assumindo caráter decíduo nos demais relevos (Mato Grosso; SEPLAN; BIRD, 2001).

A propriedade abrange uma área total de 30.573,18 hectares, dividida em 15 Unidades de Produção Anual (UPAs), cada uma com seus respectivos Planos Operacionais Anuais (POA) e Autorizações de Exploração (AUTEX) aprovadas pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA-MT). As coordenadas geográficas da área são W: 56° 29' 44'' - S: 11° 21' 10'' (DATUM: SIRGAS 2000).

Para este estudo, foram analisados dados de duas áreas: uma sem histórico de manejo (sem manejo = SM) com 709,08 ha, e outra com histórico de manejo (com manejo = CM), atualmente destinada a segundo ciclo de exploração, correspondentes a POA V (4.242,02 ha). Nesta, o primeiro ciclo de exploração ocorreu por volta de 1980, e o segundo, em 2019.

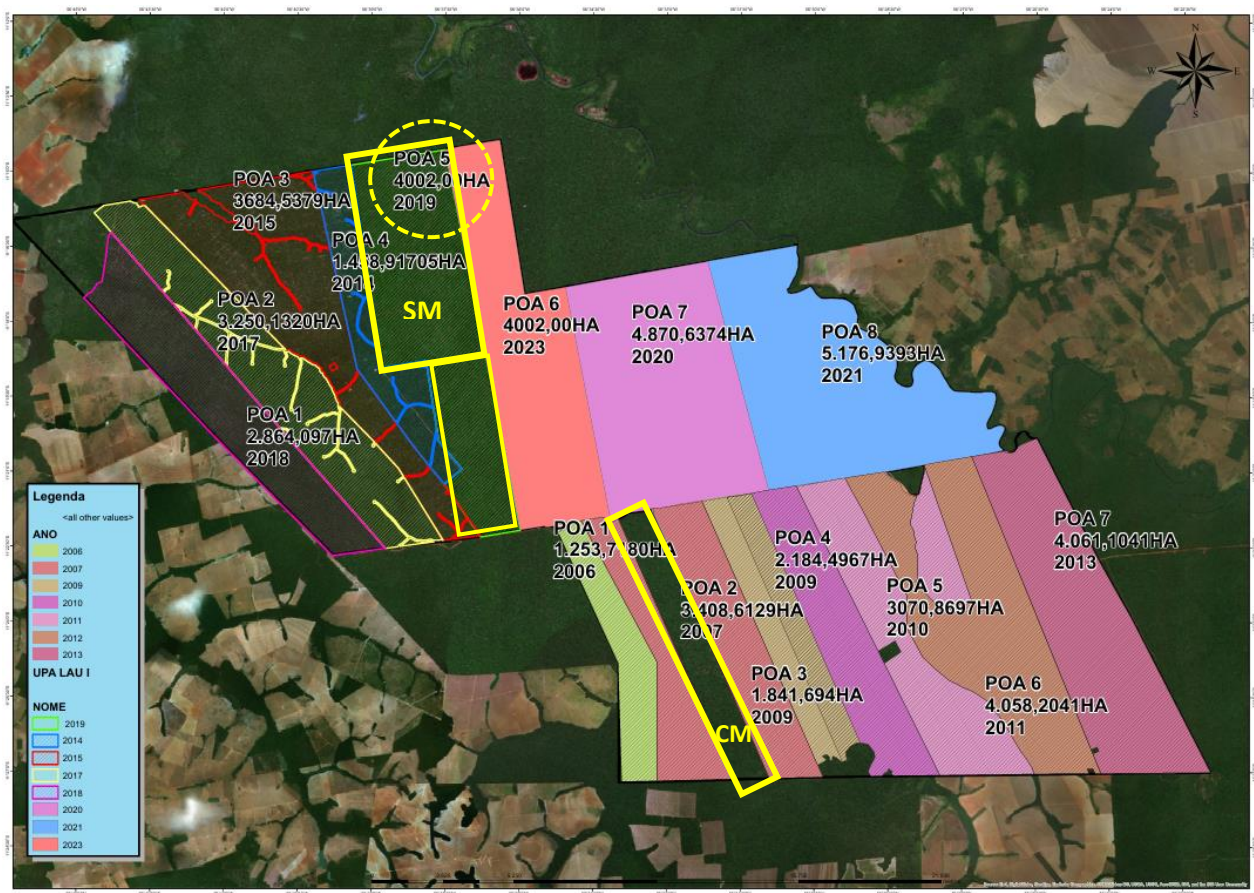


Figura 1: Mapa das UPAs da Fazenda Sinopema. A POA V (CM), demarcada na parte superior representa a área com histórico de manejo e a área demarcada na parte inferior representa a área sem histórico de manejo (SM).

Fonte: Sinopena S.A.

3.2. Coleta de dados

A coleta de dados foi realizada através de um inventário florestal do tipo censo, abrangendo 100% das árvores comerciais em faixas de 50 metros de largura, com comprimentos variáveis para cobrir integralmente as áreas de estudo. O inventário foi executado aproximadamente um ano antes do ano da exploração. A área de sem manejo apresentou 157 faixas e a com manejo, 500. Em cada faixa, mensurou-se altura comercial (HC) e diâmetro à altura do peito (DAP), medido a 1,30m do solo, de todas as árvores com DAP mínimo de 35 cm.

As espécies foram identificadas em campo por um taxonomista e os nomes científicos foram padronizados com base na Flora do Brasil 2020 (Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2020), disponível no site Re flora.

3.3. Parâmetros fitossociológicos

Para a análise da estrutura horizontal, foram calculados conforme a metodologia de Mueller-Dombois e Ellenberg (1974) os seguintes parâmetros fitossociológicos:

- Densidade relativa – DR (Equação 1):

$$DR_i = \frac{ni}{\sum ni} * 100 \quad (1)$$

Onde: ni = número de indivíduos da i-ésima espécie na amostragem; A= área total amostrada em ha; DRi= densidade relativa da i-ésima espécie em porcentagem.

Com o somatório da densidade relativa estimou-se a densidade total de indivíduos (N/ha) em cada área. As densidades foram submetidas a análise estatística por meio do *software RStudio* versão 4.5.0 (2025).

- Dominância Relativa – DoR (Equação 2):

$$DoR_i = \frac{AB_i}{\sum AB_i} * 100 \quad (2)$$

Onde: ABi= área basal (somatório das áreas seccionadas) da i-ésima espécie na amostragem em m²; A= área amostrada em ha; e DoRi= dominância relativa da i-ésima espécie em porcentagem.

- Frequência Absoluta – FA (Equação 3) e Frequência Relativa – FR (Equação 4):

$$FA_i = \frac{P_i}{P} \quad (3)$$

$$FR_i = \frac{FA_i}{\sum FA_i} * 100 \quad (4)$$

Onde: FAi = frequência absoluta da i-ésima espécie; Pi= número de unidades de amostra em que se encontrou i-ésima espécie; P = número total de unidades medidas; e FRi= frequência relativa da i-ésima espécie em porcentagem.

- Índice de Valor de Importância – IVI% (Equação 5)

O valor de importância é obtido através da média dos parâmetros anteriores:

$$IVI_i = \frac{DR_i + DoR_i + FR_i}{3} \quad (5)$$

A similaridade florística entre as espécies foi avaliada através dos índices de Jaccard (Equação 6), avaliando presença e ausências, e Morisita-Horn (Equação 7), considerando as abundâncias.

$$J = \frac{a}{(a + b + c)} \quad (6)$$

Onde: a = número de espécies comuns às duas áreas; b= número de espécies exclusivas da área; e c = número de espécies exclusivas da área 2.

$$CMH = \frac{(2 \times \sum (n1_i \times n2_i))}{((\lambda1 + \lambda2) \times N1 \times N2)} \quad (7)$$

$$\text{Sendo: } \lambda_1 = \frac{\sum(n_{1i}^2)}{(N_1^2)} \text{ e } \lambda_2 = \frac{\sum(n_{2i}^2)}{(N_2^2)}$$

Onde: n_{1i} = abundância da espécie i na área 1; n_{2i} = abundância da espécie i na área 2; $N_1 = \sum n_{1i}$ = abundância total da área 1; e $N_2 = \sum n_{2i}$ = abundância total da área 2.

Para estimar a diversidade, utilizou-se o índice de Shannon-Weaver (H') (Equação 8). Este índice não possui escala pois varia de acordo com a riqueza da área. A comparação estatística da diversidade entre as áreas foi realizada por meio do teste de Hutcheson de múltiplas comparações através do *software RStudio* versão 4.5.0 (2025).

$$H' = - \sum (p_i * \ln(p_i)) \quad (8)$$

$$\text{Sendo: } p_i = \frac{n_i}{\sum n_i}$$

Onde: n_i = número de indivíduos da espécie i

Para avaliar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes, calculou-se o índice de equabilidade Pielou (J') (Equação 9), podendo variar de 0 a 1, em escala crescente de equabilidade.

$$J' = \frac{H'}{\ln(S)} \quad (9)$$

Onde: H' = Índice de Shannon; e S = número total de espécies (riqueza)

3.4. Estrutura diamétrica

Para analisar a estrutura diamétrica, os indivíduos amostrados foram agrupados em classes de diâmetro, com intervalo de 10 cm, a partir DAP mínimo da área de 35 cm. Essa abordagem é comumente utilizada em estudos de estrutura florestal por permitir inferir sobre os processos de regeneração e recrutamento, assim como a evolução da floresta nos estágios sucessionais ao longo do tempo (Carvalho & Nascimento, 2009; Souza Barros, *et al.* 2025).

A distribuição diamétrica de cada área foi representada em gráficos de frequência relativa de indivíduos por classe de diâmetro, buscando verificar se as áreas apresentavam o padrão típico de “J-invertido”, característico de florestas em equilíbrio dinâmico (Meyer *et al.* 1961; Felfili, 1997).

Para avaliar o equilíbrio de florestas manejadas calculou-se o quociente De Liocourt (q) (Equação 10), variando de 0 a 2, expressa pela razão entre o número de indivíduos de uma classe diamétrica e a seguinte.

$$q = \frac{N_k}{N_{k+1}} \quad (10)$$

Onde: N_k = número de indivíduos na classe diamétrica k ; e $N_{(k+1)}$ = número de indivíduos na classe diamétrica seguinte.

Além disso, estimou-se o Índice de Gini (G) através do *software RStudio* para verificar a desigualdade na distribuição dos diâmetros (DAP) dentre as árvores de cada área. O índice varia de 0, estrutura diamétrica homogênea e 1 estrutura diamétrica heterogênea. E também

aplicou-se o teste de Kolmogorov–Smirnov (KS) para verificar a diferença estatística na distribuição dos diâmetros entre as áreas.

3.5. Volume total e comercial

O volume por árvore foi obtido a partir do fator de forma 0,7. O estoque volumétrico total e comercial (m³/ha) foram calculados em relação a área de cada faixa de amostragem. Os dados de volume foram inicialmente submetidos aos testes de normalidade de Anderson-Darling e de homogeneidade de Levene, com um nível de significância de 95% ($p > 0,05$).

Para os dados que apresentaram distribuição não normal e/ou não homogênea, utilizou-se o teste não paramétrico de Wilcoxon rank-sum (Teste U de Mann-Whitney) a fim de verificar se havia diferença significativa entre os volumes de cada área. As análises estatísticas foram realizadas no *software RStudio* versão 4.5.0 (2025).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Análise Florística

Com base no inventário realizado nas duas áreas, observou-se que a área sem histórico de manejo (SM) apresentou 15 espécies, distribuídas em 14 gêneros e 6 famílias botânicas. A família Fabaceae destacou-se com a de maior riqueza, com 9 espécies, seguida pela Lauraceae com duas espécies, as demais apresentaram apenas uma cada. Na área com manejo (CM), por sua vez, foram registradas 31 espécies arbóreas, pertencentes a 24 gêneros e 14 famílias. Assim como na área sem manejo, a família Fabaceae apresentou maior representatividade florística, reunindo 14 espécies, seguida por Lauraceae e Vochysiaceae, ambas com três espécies. As famílias Anacardiaceae, Apocynaceae, Araliaceae, Bignoniaceae, Burseraceae, Calophyllaceae, Euphorbiaceae, Humboldtaceae, Opiliaceae, Sapotaceae e Simaroubaceae apresentaram uma espécie cada (Tabela 1).

Tabela 1: Inventário florístico das espécies arbóreas encontradas nas áreas de estudo. As espécies marcadas com X encontram-se em cada área de estudo.

FAMÍLIA/ ESPÉCIE	NOME VERNACULAR	SM	CM
1. ANACARDIACEAE			
1. <i>Anacardium giganteum</i> Hanck ex Engl.	Cajuaçu	-	X
2. APOCYNACEAE			
2. <i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	Peroba-mico	-	X
3. ARALIACEAE			
3. <i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire <i>et al.</i> var. <i>morototoni</i>	Mandiocão	-	X
4. BIGNONIACEAE			
4. <i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	Caroba	-	X
5. BURSERACEAE			
5. <i>Trattinnickia burseraefolia</i> (Mart.) Willd.	Amescla	X	X
6. CALOPHYLLACEAE			
6. <i>Calophyllum brasiliensis</i>	Guanandi	-	X
7. FABACEAE			
7. <i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	Garapeira	X	X
8. <i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff	Sucupira-preta	-	X

9. <i>Diploptropis racemosa</i> (Hoehne) Amshoff	Sucupira-parda	-	X
10. <i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd	Cumarú	X	X
11. <i>Enterolobium schomburgkii</i> Benth.	Faveira	X	X
12. <i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Timboril	X	X
13. <i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	Jatobá	X	X
14. <i>Hymenolobium nitidum</i> Benth.	Angelim-pedra	X	X
15. <i>Sclerolobium paraense</i> Huber	Taxi-preto	X	X
16. <i>Peltogyne angustiflora</i> Ducke	Roxinho	X	X
17. <i>Pithecellobium edwallii</i> Hoehne	Farinha-seca	X	X
18. <i>Ormosia paraensis</i> Ducke	Angelim-tento	-	X
19. <i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp	Angelim-saia	-	X
20. <i>Schizolobium amazonicum</i> (Huber) Ducke	Pinho-cuiabano	-	X
8. HUMBOLDTIACEAE			
21. <i>Goupia glabra</i> Aub.	Cupiúba	X	X
9. LAURACEAE			
22. <i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	Itaúba	X	X
23. <i>Ocotea neesiana</i> (Miq.) Kosterm	Canelão	X	X
24. <i>Ocotea rubra</i> Mez	Cambará-rosa	-	X
10. EUPHORBIACEAE			
25. <i>Micrandra minor</i> Benth	Cauchorana	-	X
11. OPILIACEAE			
26. <i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.f.	Pau-marfim	-	X
12. SAPOTACEAE			
27. <i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler) Pierre	Catanudo	-	X
13. SIMAROUBACEAE			
28. <i>Simarouba amara</i> Aubl.	Marupá	-	X
14. VOCHYSIACEAE			
29. <i>Qualea</i> sp. Aubl.	Cambará	X	X
30. <i>Ruizterania albiflora</i> (Warm.) Marc.-Berti	Maria preta		X
31. <i>Erisma uncinatum</i> Warm.	Cedrinho	X	X

Nota-se em ambas as áreas a predominância da família Fabaceae que concentrou grande parte das espécies de relevância comercial e ecológica das áreas, como *Apuleia leiocarpa*, *Dipteryx odorata*, *Enterolobium schomburgkii* e *Sclerolobium paraense*. As demais famílias foram representadas por táxons característicos de florestas amazônicas, como *Mezilaurus itauba* e *Ocotea neesiana* (Lauraceae), *Micropholis venulosa* e *Elaeoloma glabrescens* (Sapotaceae), *Erisma uncinatum* e *Qualea* sp. (Vochysiaceae). Essa composição florística reflete um padrão amplamente documentado em estudos estruturais realizados na Amazônia, que apontam Fabaceae como um dos grupos mais diversos e dominantes em florestas ombrófilas densas (Borges, 2019; Braz, 2021). Além disso, a ocorrência de táxons característicos da região reforçam que ambas as áreas mantêm características florísticas compatíveis com tipologias florestais maduras da Amazônia central (Borges, 2019; Flora do Brasil, 2020).

Quando comparados as duas áreas, verificou-se que todas as espécies presentes em na sem manejo ocorrem na área manejada, entretanto, a com manejo apresentou 16 espécies

exclusivas. A maior parte das espécies compartilhadas pertencem aos grupos ecológicos de espécies de clímax ou secundárias tardias, com exceção das pioneiras *Goupia glabra*., *Dipteryx odorata* e *Enterolobium schomburgkii*. Entre as espécies exclusivas da área com manejo a *Schizolobium amazonicum*, *Jacaranda copaia*, *Parkia pendula*, *Agonandra brasiliensis*, *Simarouba amara* e *Schefflera morototoni* são classificadas como pioneiras ou secundárias iniciais (Carvalho, 2008; Bezerra, 2019; Flora do Brasil, 2020). O maior número de espécies pioneiras na área manejada sugere a abertura do dossel, seja por intervenções de exploração ou distúrbios naturais, promove um aumento na luminosidade suficiente favorecer o estabelecimento de espécies pioneiras, tanto as de vida curta, sem interesse comercial, quanto as de vida longa, com valor comercial como *Jacaranda copaia* e *Parkia pendula* (Gauí *et al.* 2019; DeArmond *et al.*, 2023). Todavia, as pioneiras de vida curta tendem a declinar com o fechamento gradual do dossel, e as espécies pioneiras de vida longa apresentam maior persistência, podendo compor parte da estrutura florestal para os ciclos de exploração subsequentes (Carvalho *et al.*, 2017; Junior *et al.* 2022).

Em paralelo ao aumento da riqueza de espécies, também foi observado uma maior densidade de indivíduos na área manejada. O teste não paramétrico de Wilcoxon rank-sum apontou diferença significativa na densidade entre as áreas, com 12,52 N/ha na sem manejo para 18,15 N/ha na com manejo, com $p\text{-valor} < 2,2 \times 10^{-16}$. O aumento na densidade de aproximadamente 6 indivíduos por hectare é um indicativo de que a área está em processo de regeneração, e corrobora com a hipótese de Ávila *et al.* (2017) de que além do desenvolvimento das árvores remanescentes pós-exploração, a remoção das árvores pode favorecer o recrutamento de novos indivíduos, especialmente os das espécies pioneiras.

4.2. Parâmetros Fitossociológicos

Na área sem manejo, as espécies que obtiveram os maiores Índices de Valor de Importância (IVI) foram *Erismia uncinatum* (cedrinho), *Qualea sp.* (cambará) e *Trattinnickia burseraefolia* (amescla). Nesta área, *Qualea sp.* apresentou a maior densidade e frequência relativas, enquanto *E. uncinatum* destacou-se por ocupar a maior área basal, resultando na maior dominância relativa entre as espécies (Tabela 2).

Para área com histórico de manejo, a *Goupia glabra* (cupiúba) apresentou o maior IVI, seguida por *E. uncinatum* e *Micrandra minor* (cauchoarana). A cupiúba destacou-se por apresentar simultaneamente alta densidade e elevada dominância relativa, enquanto *E. uncinatum* manteve sua elevada dominância e frequência, embora com menor densidade comparada a cupiúba. Já *M. minor*, espécie exclusiva desta área, apresentou a maior densidade relativa entre todas as espécies, evidenciando forte abundância populacional, apesar de contribuir pouco para a área basal total.

Tabela 2: Parâmetros fitossociológicos das espécies inventariadas. Onde: DR= Densidade Relativa; DoR= Dominância Relativa; FR= Frequência Relativa e IVI= Índice de Valor de Importância. SM = área sem manejo e CM = área com manejo. As espécies estão ordenadas pelo IVI na área sem manejo (SM).

ESPÉCIE	DR%		DoR%		FR%		IVI%	
	SM	CM	SM	CM	SM	CM	SM	CM
<i>Erismia uncinatum</i> Warm.	15,39	7,82	23,00	13,57	8,53	4,40	15,64	8,59
<i>Qualea sp</i> Aubl.	18,10	5,61	17,49	7,97	8,75	4,28	14,78	5,96

<i>Trattinnickia burseraefolia</i> (Mart.) Willd.	15,03	5,43	13,63	5,48	8,64	4,34	12,43	5,09
<i>Apuleia leiocarpa</i>	8,30	3,35	10,70	7,07	8,47	3,98	9,16	4,80
<i>Goupia glabra</i> Aub.	5,60	10,71	7,34	11,79	4,99	4,05	7,33	8,85
<i>Dipteryx odorata</i>	4,57	2,25	4,19	3,25	7,41	3,96	5,98	3,15
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	2,38	1,20	3,01	1,70	6,34	3,50	5,57	2,13
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	2,10	1,33	2,78	2,74	5,22	3,57	5,39	2,54
<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	3,92	1,48	3,38	2,47	4,21	2,76	4,20	2,24
<i>Hymenolobium nitidum</i> Benth.	3,28	5,11	2,53	4,63	6,79	4,37	3,91	4,70
<i>Sclerolobium paraense</i> Huber	5,70	5,15	3,32	3,46	7,69	4,41	3,84	4,34
<i>Peltogyne angustiflora</i>	9,07	6,15	4,61	3,79	8,31	3,69	3,37	4,54
<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	2,62	0,60	1,68	0,52	5,78	2,34	3,36	1,15
<i>Ocotea neesiana</i>	2,19	2,80	1,28	2,10	4,99	3,09	2,82	2,66
<i>Pithecellobium edwallii</i> Hoehne.	1,76	1,94	1,05	1,43	3,87	2,79	2,23	2,06
<i>Anacardium giganteum</i> Hanck ex Engl.	0,00	1,77	0,00	2,05	0,00	3,70	0,00	2,50
<i>Ormosia paraensis</i> Ducke	0,00	1,21	0,00	1,54	0,00	3,40	0,00	2,05
<i>Simarouba amara</i>	0,00	3,93	0,00	3,73	0,00	3,78	0,00	3,81
<i>Schizolobium amazonicum</i> (Huber) Ducke	0,00	2,95	0,00	3,03	0,00	2,34	0,00	2,77
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	0,00	0,53	0,00	0,68	0,00	1,96	0,00	1,06
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers	0,00	2,13	0,00	1,67	0,00	2,04	0,00	1,95
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	0,00	2,81	0,00	1,99	0,00	4,13	0,00	2,98
<i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff	0,00	1,19	0,00	0,91	0,00	2,76	0,00	1,62
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al. var. morototoni	0,00	1,79	0,00	1,33	0,00	3,74	0,00	2,29
<i>Calophyllum brasiliensis</i>	0,00	4,48	0,00	2,38	0,00	3,26	0,00	3,37
<i>Micrandra minor</i> Benth	0,00	13,14	0,00	7,04	0,00	4,24	0,00	8,14

<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	0,00	0,10	0,00	0,19	0,00	0,62	0,00	0,31
<i>Ocotea rubra</i> Mez	0,00	1,40	0,00	0,68	0,00	3,21	0,00	1,76
<i>Micropholis venulosa</i>	0,00	0,79	0,00	0,36	0,00	2,54	0,00	1,23
<i>Diplostropis racemosa</i> (Hoehne) Amshoff	0,00	0,01	0,00	0,02	0,00	0,08	0,00	1,31
<i>Ruizterania albiflora</i> (Warm.) Marc.-Berti	0,00	0,81	0,00	0,43	0,00	2,70	0,00	0,04

Os parâmetros fitossociológicos avaliados demonstraram diferenças estruturais entre a área não manejada e manejada, indicando distintos estágios sucessionais que podem ser associados aos distúrbios causados pelo manejo.

No área manejada, a ocorrência da espécie *M. minor* com densidade elevada e baixa dominância é um indicativo de uma população jovem, porém ainda sem contribuição significativa para a estrutura diamétrica da floresta. Além disso, a presença da *Goupia glabra* como espécie de maior importância reforça que o manejo favoreceu o crescimento ou estabelecimento de espécies pioneiras de vida longa. Essa espécie apresenta crescimento acelerado, adaptação em ambientes perturbados, capacidade competitiva e colonização de clareiras, características que explicam sua alta dominância e densidade após a primeira exploração (Mory & Jardim, 2001).

Portanto, a maior diversidade de espécies com valores intermediários de IVI e a presença de táxons pioneiros ou secundários iniciais, como *Simarouba amara*, *Schizolobium amazonicum* e *Jacaranda copaia*, reforça a hipótese de que a abertura do dossel intensifica o recrutamento desses grupos sucessionais característicos de florestas em processo de regeneração (Peña-Claros *et al.*, 2008; Huang *et al.*, 2020).

A manutenção da elevada dominância de *E. uncinatum* em ambas as áreas demonstra resiliência da espécie, porém, a menor proporção de densidade e frequência relativa em relação às demais espécies na área com histórico de manejo sugere que a exploração impacta na sua recomposição. Esse comportamento é observado em outras florestas tropicais, onde espécies clímax tornam-se menos representativas em ciclos subsequentes de manejo (Peña-Claros *et al.*, 2008).

Através dos índices de similaridade (Tabela 3) observou-se diferenças na composição florística entre as áreas de estudo.

Tabela 3: Resultados dos Índices de Similaridade

Jaccard	0,516
Morisita-Horn	0,366

O índice de Jaccard indicou que aproximadamente metade das espécies é compartilhada entre as áreas, sugerindo substituição parcial da comunidade florística ao longo do tempo. Em contraste, o índice de Morisita-Horn apresentou valor inferior, evidenciando que houve alteração na composição geral e na proporção de indivíduos entre as espécies, entretanto a abundância das espécies dominantes se mantiveram relativamente semelhantes. Esse resultado indica que as espécies dominantes tendem a ser mais resilientes à exploração, permanecendo nas áreas manejadas mesmo após a exploração seletiva (Putz *et al.*, 2012).

De modo geral, os resultados sugerem que o manejo florestal ocasionou mudanças estruturais e composicionais na comunidade arbórea, com adição de algumas espécies e consequentemente redução da similaridade florística com áreas não manejadas. Padrões semelhantes foram observados em outros estudos conduzidos em florestas tropicais manejadas, nos quais a recuperação florística e estrutural é parcial após o primeiro ciclo de exploração considerando o intervalo de 30 anos para o segundo (Blaser *et al.* 2011; Otani *et al.*, 2018; Gaiu *et al.*, 2019).

Conforme os resultados dos índices de diversidade de Shannon, apresentados na Tabela 4, a área manejada (CM) possui uma diversidade de espécies significativamente superior à área sem manejo (SM) pelo teste de Hutcheson ($p < 0.001$). No entanto, a equabilidade de Pielou (J') apresentou valores semelhantes, indicando que, embora a diversidade total (H') seja maior na área manejada, a distribuição de abundâncias entre as espécies foi equivalente entre as áreas. Sendo assim, apesar do esforço amostral na área manejada ter sido maior, os índices atestam que o aumento na diversidade após o manejo reflete a reorganização estrutural da floresta devido ao recrutamento de novas espécies e não por uma alteração expressiva na proporção entre as espécies. (Souza *et al.*, 2017; Rüger *et al.*, 2020).

Tabela 4: Resultados dos Índices de Diversidade e Equabilidade nas áreas sem e com histórico de manejo.

ÍNDICE	SM	CM
Shannon (H')	2,43	3,09
Pielou (J')	0,898	0,890

Entretanto, para o MFS o aumento de diversidade e na densidade não necessariamente implica na recuperação do estoque madeireiro, pois apesar do incremento no número de indivíduos, o recrutamento de espécies de menor valor econômico ou de pequeno porte, como evidenciado em análises de longo prazo na região amazônica, pode ser um fator limitante na recomposição de diâmetros e de volume das espécies comercial (Ávila *et al.*, 2017; Piponiot *et al.*, 2018).

4.3. Estrutura diamétrica

Na área sem histórico de manejo a maior concentração de indivíduos esteve nas classes de diâmetro de 50-60 cm (26,45%), seguida por 40-50 cm (20,25%), enquanto a manejada apresentou a maior percentual de indivíduos na classe 40-50 cm (30,62%) e 30-40 (23,12%), indicando maior representatividade de árvores jovens e de menor porte.

Através da análise de distribuição diamétrica em classes, observou-se para ambas as áreas, a forma de “J-invertido”, caracterizado pela maior concentração de indivíduos em classes inferiores e redução gradual nas classes superiores. Esse padrão é comumente descrito na literatura para em florestas inequidâneas em processo de regeneração contínua, indicando resiliência ecológica pelo recrutamento constantes de indivíduos para as classes superiores e baixa mortalidade das classes diamétricas iniciais (Carvalho & Nascimento, 2009, Almeida, 2024).

Embora, de acordo com Ribeiro *et al.* (2016), apesar do equilíbrio estrutural identificado nas áreas, a frequência reduzida de indivíduos em classes superiores pode comprometer esse equilíbrio e limitar o uso sustentável do estoque de madeira comercial da floresta.

Os autores Unamã & Alencar (1998) salientaram que a preservação da distribuição diamétrica equilibrada é fundamental para a manutenção do rendimento madeireiro sustentável entre os ciclos de exploração, pois a presença contínua de indivíduos em diferentes classes de

tamanho garante a reposição daqueles removidos durante as intervenções de manejo, mantendo o fluxo contínuo de crescimento da floresta.

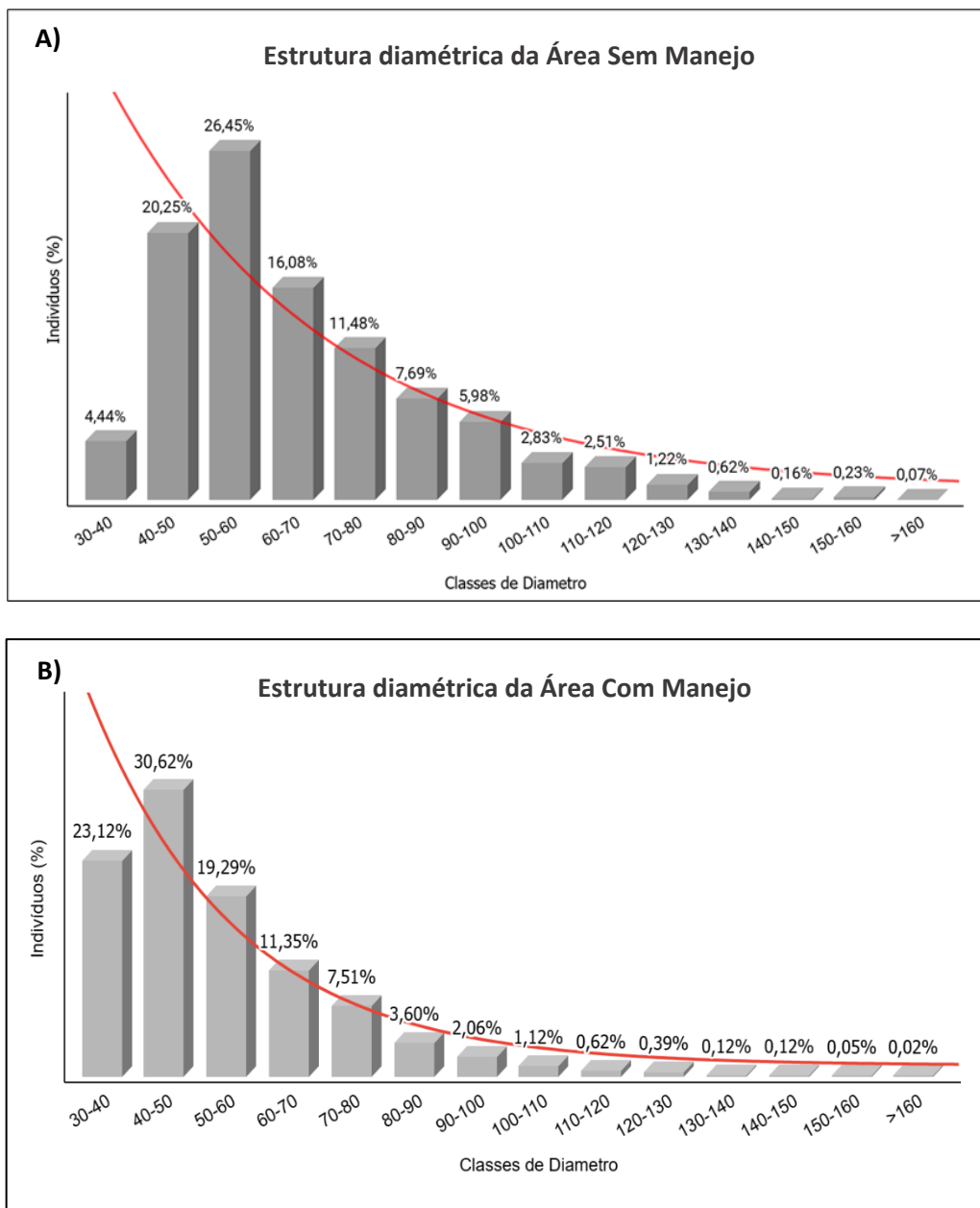


Figura 2 – Distribuição diamétrica com intervalos de classes de 10 cm das áreas de estudo sem manejo (Fig. 1A) e com manejo (Fig. 1B).
Fonte: Próprio Autor (2025)

Além disso, observou-se diferenças na amplitude dos diâmetros máximos (Tabela 5), em que, a área com manejo apresentou árvores que alcançaram até 200 cm de DAP, enquanto a sem manejo o diâmetro máximo registrado foi de 170 cm. Esse fato pode estar relacionado ao histórico dos sítios, visto que, após as extrações seletivas do manejo florestal a estrutura diamétrica remanescente, pode exibir uma distribuição de diâmetro mais ampla, desde que o corte seja planejado para manter classes superiores (IPEF, 2008). Esse padrão pode ser associado a sivilicultura florestal dos sistemas de manejo com corte seletivo que permitem que indivíduos de maior diâmetro permaneçam como estoque após o primeiro ciclo, contribuindo

para ampliação de faixas superiores de diâmetro (Braz et al., 2012).

Esse conceito pode ser aplicado a área com manejo que foi possivelmente durante a exploração foram removidos indivíduos de tamanho intermediário comercial, porém preservou grandes árvores remanescentes.

Os indicadores de estrutura diamétrica analisados, quociente De Liocourt, índice de Gini e este de Kolmogorov–Smirnov (KS), forneceram uma perspectiva complementar sobre a distribuição de diâmetros nas áreas (Tabela 5).

Tabela 5: Parâmetros e resultado dos indicadores da estrutura diamétrica para áreas de sem (SM) e com (CM) histórico de manejo.

INDICADOR	SM	CM
D máx	167,11	199,99
D mín	33,74	30,23
Quociente De Liocourt (q)	1,57	1,94
GINI	0,176	0,171
KS	$p < 2.2 \times 10^{-16}$	

O índice de Gini calculado para ambas as áreas foi de aproximadamente 0,17. Valores dessa magnitude indicam, em termos absolutos, uma desigualdade baixa na distribuição de diâmetros quando comparada a estudos de florestas naturais e manejadas, em que observa-se o valor de Gini entre 0,3 e 0,6 dependendo do tipo de povoamento e do grau de heterogeneidade estrutural (Pach & Podlaski, 2014).

No entanto, o teste de Kolmogorov–Smirnov (KS) revelou que há diferença estatisticamente significativa entre as áreas na forma da distribuição dos diâmetros. Assim, os índices sugerem que ambas as áreas apresentam predominância de tamanhos mais homogêneos, ou seja, com grande proporção de indivíduos em poucas classes de diâmetro, embora o teste de KS indique que a frequência acumulada desses diâmetros entre as classes possui distribuição estatisticamente distintas em cada áreas.

O quociente de Liocourt (q), calculado como razão entre indivíduos de classes consecutivas, fornece uma medida direta de proporção entre classes (Picard & Gasparotto, 2016). Para as classes padronizadas (30-170 cm) os valores de q indicam que áreas manejadas apresentam um decréscimo entre classes mais acentuado, compatível com uma estrutura mais jovem, ou seja, com maior proporção de indivíduos menores em relação aos indivíduos médios e grandes. O resultado da área sem manejo representa um declínio tênue entre as classes, sinalizando um povoamento com maior proporção de árvores de porte médio a grande.

De acordo com Bourdier *et al.* (2016), as variações na desigualdade de diâmetros entre as árvores influencia diretamente a produtividade e a dinâmica de recursos nos povoamentos florestais. Esse efeito decorre da competição assimétrica, na qual indivíduos maiores utilizam os recursos de forma desproporcional em relação aos menores, comprometendo o crescimento e o incremento da área basal destes. Em contrapartida, os autores ressaltam que determinados níveis de desigualdade podem favorecer a regeneração natural e a diversidade de espécies associadas ao sub-bosque. Portanto, por afetar a capacidade produtiva e a estabilidade do ecossistema, a desigualdade estrutural deve ser incluída no planejamento do manejo florestal, onde busca-se conciliar a produção de madeira com a conservação da biodiversidade.

4.4. Volume total e volume comercial

O volume total por hectare apresentou diferença estatisticamente significativa entre as áreas, pelo teste não paramétrico de Wilcoxon rank-sum, com o maior rendimento volumétrico total associado à área manejada (Tabela 6). Apesar de moderado, o acréscimo sugere que após o primeiro ciclo de exploração a floresta tem capacidade para se regenerar naturalmente, podendo advir do crescimento de árvores remanescentes somado ao recrutamento de novas espécies e refletir na recuperação volumétrica.

Conforme relatado por Piponiot *et al.* (2019) e Vidal *et al.* (2016) após a exploração madeireira inicial, o volume total da floresta apresenta recuperação ou estabilidade volumétrica, indicando potencial de sustentabilidade produtiva entre ciclos, em áreas manejadas na Amazônia. Todavia, o aumento do volume total não necessariamente reflete recuperação do estoque de espécies comerciais, uma vez que espécies secundárias e pioneiras não comerciais também contribuem para o acúmulo volumétrico inicial.

Tabela 6: Resultado da estimativa e da análise estatística dos volumes total e comercial das áreas de estudo. Onde, SM refere-se a área sem manejo e CM à área com manejo.

PARÂMETRO (m ³ /ha)	SM	CM	p-valor
Volume total	40,50	41,43	0.03635
Volume comercial	33,20	28,05	<0,001

Em relação ao volume comercial, a área não manejada apresentou valores significativamente frente a manejada, demonstrado pelo teste estatístico não paramétrico de Wilcoxon rank-sum, isso indica que a área não explorada detém um maior estoque relativo de indivíduos com diâmetro adequado para uso industrial comparado a área previamente manejada (Tabela 6).

O estudo de Roopsind *et al.* (2018) demonstrou que a intensidade da exploração afeta diretamente a capacidade de recuperação do volume comercial, pois mesmo quando há regeneração e crescimento, pode existir uma divergência entre a recuperação dos estoques de carbono e a reposição do volume de madeira das espécies comerciais após a exploração.

Os resultados de volume comercial por espécie, apresentado na Tabela 7, revelaram que todas as espécies inventariadas no censo da área sem manejo são comerciais, enquanto das 31 espécies da área manejada apenas 26 apresentaram volume ou indivíduos suficientes para uso comercial.

Tabela 7: Volume comercial em m³/ha por espécie nas áreas sem (SM) e com (CM) manejo.

NOME VERNACULAR	NOME CIENTÍFICO	SM	CM
Cedrinho	<i>Erismia uncinatum</i> Warm.	8,90	5,00
Cambará	<i>Qualea</i> sp. Aubl.	6,22	2,79
Amescla	<i>Trattinnickia burseraefolia</i> (Mart.) Willd.	4,20	1,62
Garapeira	<i>Apuleia leiocarpa</i>	3,95	2,65
Cupiúba	<i>Goupia glabra</i>	2,61	3,84
Cumarú	<i>Dipteryx odorata</i>	1,36	1,17
Faveira	<i>Enterolobium schomburgkii</i>	1,12	0,58

Timboril	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	0,98	1,01
Jatobá	<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	0,93	0,84
Angelim-pedra	<i>Hymenolobium nitidum</i> Benth.	0,76	1,28
Taxi-preto	<i>Sclerolobium paraense</i> Huber	0,65	0,48
Roxinho	<i>Peltogyne angustiflora</i>	0,59	0,71
Itaúba	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	0,41	0,06
Canelão	<i>Ocotea neesiana</i>	0,27	0,42
Farinha-seca	<i>Pithecellobium edwallii</i> Hoehne	0,23	0,28
Cajuaçu	<i>Anacardium giganteum</i> Hanck ex Engl.	-	0,65
Angelim tento	<i>Ormosia paraensis</i> Ducke	-	0,47
Marupá	<i>Simarouba amara</i>	-	1,04
Pinho-cuiabano	<i>Schizolobium amazonicum</i> (Huber) Ducke	-	0,82
Peroba-mico	<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	-	0,19
Pau-marfim	<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers	-	0,38
Caroba	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	-	0,34
Sucupira-preta	<i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff	-	0,16
Mandiocão	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire <i>et al.</i> var. <i>morototoni</i>	-	0,19
Guanandi	<i>Calophyllum brasiliensis</i>	-	0,30
Cauchorana	<i>Micrandra minor</i> Benth	-	0,81
Angelim-saia	<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp	-	0,00
Cambará-rosa	<i>Ocotea rubra</i> Mez	-	0,00
Catanudo	<i>Micropholis venulosa</i>	-	0,00
Sucupira-parda	<i>Diploptropis racemosa</i> (Hoehne) Amshoff	-	0,00
Maria preta	<i>Ruizterania albiflora</i> (Warm.) Marc.-Berti	-	0,00
TOTAL		33,20	28,05

Notou-se também que parte das espécies dominantes na área sem manejo, como *Erismia uncinatum*, *Qualea sp.* e *Trattinnickia burseraefolia*, sofreram uma redução considerável em relação ao volume comercial na área manejada, que por sua vez, conteve uma composição de espécies mais ampla porém com menor estoque volumétrico comercial.

Apesar de haverem algumas exceções como a *Goupia glabra* e a *Hymenolobium nitidum*, com acréscimo de 1,23m³/ha e 0,52m³/ha de volume comercial na área manejada, respectivamente, os resultados apontam que o intervalo de 35 anos entre ciclos não é suficiente para recompor o estoque volumétrico comercial inicial, mesmo com o crescimento das árvores remanescente, o recrutamento de novas espécies e o aumento na dominância de espécies pioneiras comerciais. Além disso, a área manejada apresentou um volume comercial por hectare

inferior ao permitido pela legislação para exploração, colocando em questionamento, além da sustentabilidade, também a viabilidade dos próximos ciclos.

Resultados semelhantes foram encontrados por Piponiot *et al.* (2019), que evidenciou que mesmo com explorações de 20 m³/ha, a produção sustentável é improvável sob regimes convencionais de manejo, com recuperação de apenas 70% do volume das espécies exploradas no primeiro ciclo, devido às baixas taxas de crescimento das espécies comerciais, relatadas também por Ávila *et al.* (2017), e quanto menor o conjunto de espécies exploradas no primeiro ciclo, mais provável o esgotamento. Assim como, Vidal *et al.* (2016) demonstrou que o volume das árvores com DAP > 50 permanecem abaixo dos níveis pré-exploratórios mesmo após décadas, com recuperação de apenas 53% do volume após 20 anos da exploração.

Reategui-Betancourt (2024) evidenciou que a produtividade pós-exploração pode variar entre grupos funcionais de espécies, reforçando que o rendimento madeireiro destas não responde de forma homogênea ao manejo. Em seu estudo, após 33 anos, foram observados incrementos de 0,20 a 1,50 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, sendo que os grupos de espécies de baixo valor e o grupo misto, compostos principalmente por espécies pioneiras, apresentaram rendimentos superiores aos limites estabelecidos pela legislação brasileira, ao passo que espécies de alto e médio valor comercial demonstraram recuperações menores.

Desse modo, a exploração seletiva realizada seguindo os parâmetros estabelecidos atualmente, mostra-se incapaz de garantir a manutenção da produção de madeira suficiente para atender à crescente demanda. As espécies exploradas não se recuperam em densidade e estrutura adequadas, afetando a autoecologia das comunidades e comprometendo a regeneração natural (Putz *et al.* 2022).

Em contrapartida Castro *et al.* (2021) defende que a produtividade em ciclos sucessivos depende da recomposição de espécies não exploradas no ciclo anterior, reforçando que a recuperação de espécies comerciais é um processo lento e geralmente insuficiente entre os intervalos de corte, portanto, uma alternativa para manter a sustentabilidade do manejo seria diversificar o grupo de espécies comerciais nos ciclos subsequentes.

A sustentabilidade do manejo florestal é diretamente condicionada à capacidade de a floresta recuperar os volumes iniciais de madeira das espécies exploradas após cada ciclo. Caso essa recomposição não ocorra, há um risco iminente de esgotamento dos estoques dessas espécies, o que reduz o valor econômico das florestas manejadas e as torna mais vulneráveis à conversão para usos alternativos, que frequentemente geram maior impacto ambiental e possuem menores benefícios ecológicos (Edwards *et al.* 2014). Nesse sentido, Piponiot *et al.* (2018) enfatizam que o manejo sustentável exige a manutenção das funções florestais e a recomposição do estoque crescente das espécies comerciais, de modo a assegurar a continuidade de serviços ecossistêmicos e a da produção de madeira a longo prazo.

Essa conjuntura reforça a necessidade de estratégias silviculturais complementares, diversificação das espécies comerciais e revisão do intervalo entre ciclos de corte, para assegurar a recuperação do estoque de madeira comercial para os ciclos futuros.

5. CONCLUSÃO

Conclui-se que, embora a área com histórico de manejo apresente indicativos consistentes de regeneração natural e recuperação estrutural, evidenciadas pela maior riqueza, densidade de indivíduos e do volume total, o mesmo não foi observado em relação ao volume comercial das espécies-alvo, que apresentou-se significativamente menor em comparação a área não manejada. Esse resultado reforça que o ciclo de 35 anos, atualmente estabelecido para a Amazônia pela Resolução CONAMA n.º 009/2006, é insuficiente para restaurar o estoque madeireiro das espécies-alvo do primeiro corte, ainda que haja incremento do volume total.

Diante desse cenário, a sustentabilidade do manejo florestal depende da adoção de estratégias que refinam a seleção das árvores a serem colhidas de acordo com a disponibilidade das espécies, reduzindo os impactos sobre as populações remanescentes e favorecendo a capacidade de recuperação.

Os resultados deste estudo oferecem subsídios importantes para a revisão e formulação de normas relacionadas ao manejo florestal na Amazônia, ao evidenciar como a dinâmica estrutural e produtiva da floresta se comporta entre os ciclos de exploração. Essa compreensão contribui para orientar ajustes técnicos e regulatórios que permitam alinhar a prática do manejo às condições ecológicas, e assim promover a sustentabilidade do manejo.

Por fim, recomenda-se monitoramento contínuo das áreas por meio de inventários florestais conduzidos em parcelas permanentes, permitindo avaliar o recrutamento, a mortalidade, o crescimento e a recomposição dos estoques totais e comerciais, possibilitando avaliar com maior precisão a recuperação da floresta e aprimorar modelos de predição volumétrica, fortalecendo a base científica necessária para garantir a produção sustentável de madeira na Amazônia.

6. REFEERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, M. F. **Análise das políticas públicas voltadas ao setor florestal no estado do Amazonas no período de 2003 a 2022**. Dissertação de Mestrado em Ciências Agrárias – Universidade Federal do Amazonas, Faculdade de Ciências Agrárias, Manaus, 2024.

ALMEIDA, T. C. **Prognose da distribuição diamétrica em caatinga arbórea submetida a manejo florestal**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) — Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Vitória da Conquista, 2024. p. 15–20.

ÁVILA, A. L. de; 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.; BAUHUS, J. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 225–235, 2017.

BEZERRA, T. G. **Regeneração natural de uma floresta na Amazônia Oriental: três décadas de dinâmica pós-exploração**. 2019. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) — Universidade Federal Rural da Amazônia, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Belém, 2019.

BLASER, J.; SARRE, A.; POORE, D.; *et al.* Status of tropical forest management 2011. **Yokohama: ITTO**, 2011. Disponível em: <https://www.trae.dk/wp-content/uploads/2011/08/rapport.pdf>. Acesso em: 20 nov 2025

BORGES, F. S. **Lista de espécies com potencial para a restauração florestal na microrregião do Guamá**, Pará, Amazônia, Brasil. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Florestal. Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2019.

BOURDIER, T.; CORDONNIER, T.; KUNSTLER, G.; PIEDALLU, C.; LAGARRIGUES, G.; COURBAUD, B. Tree size inequality reduces forest productivity: an analysis combining inventory data for ten European species and a light competition model. **Plos ONE**, v. 11, n. 3, e0151852, 21 Mar. 2016. doi:10.1371/journal.pone.0151852.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.** Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 28 maio 2012.

BRASIL. Presidência da República - Casa Civil Subchefia para Assuntos Jurídicos. **Lei n.º 11.284, de 2 de março de 2006.** Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111284.htm. Acesso em: 17 jun. 2025.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 406, de 02 de fevereiro de 2009.** Diário Oficial da União, Brasília, 06 fev. 2009. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=578. Acesso em: 17 jun. 2025.

BRASIL. **Decreto n.º 1.282, de 19 de outubro de 1994.** Regulamenta arts. do Código Florestal. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/d1282.htm. Acesso em: 17 jun. 2025.

BRASIL. **Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965.** Institui o Código Florestal. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 16 set. 1965.

BRAZ, E. M.; MATTOS, P. P. de; CANETTI, A. Manejo de espécies madeireiras da Floresta Amazônica: critérios e procedimentos. Colombo: **Embrapa Florestas**, 2021. 31 p. (Documentos, 361).

BRAZ, E. M.; SCHNEIDER, P. R.; MATTOS, P. P.; THAINES, F.; SELLE, G. L.; OLIVEIRA, M. F.; OLIVEIRA, L. C. Manejo da estrutura diamétrica remanescente de florestas tropicais. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 4, p. 787-794, out./dez. 2012.

CARVALHO, A. L. de; D'OLIVEIRA, M. V. N.; PUTZ, F. E.; OLIVEIRA, L. C. de. Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 392, p. 34–36, 2017. doi:10.1016/j.foreco.2017.02.049.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T. Estrutura diamétrica da comunidade e das principais populações arbóreas de um remanescente de Floresta Atlântica Submontana (Silva Jardim-RJ, Brasil). **Revista Árvore**, v. 33, n. 2, p. 327–337, 2009. doi:10.1590/S0100-67622009000200014.

CARVALHO, P. E. R. Espécies arbóreas brasileiras. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo, PR: **Embrapa Florestas**, 2008. 593 p. (Coleção Espécies Arbóreas Brasileiras, v. 3). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/313939>. Acesso em: 20 nov. 2025.

CASTRO, T. D. C.; DE CARVALHO, J. O. P.; SCHWARTZ, G.; et al. The continuous timber production over cutting cycles in the Brazilian Amazon depends on volumes of species not harvested in previous cuts. **Forest Ecology and Management**, v. 490, p. 119124, 2021. doi:10.1016/j.foreco.2021.119124.

CONDÉ, T. M.; TONINI, H.; HIGUCHI, N.; HIGUCHI, F. G.; LIMA, A. J. N.; BARBOSA, R. I.; PEREIRA, T. S.; HAAS, M. A. Effects of sustainable forest management on tree diversity, timber volumes, and carbon stocks in an ecotone forest in the northern Brazilian Amazon. **Land**

Use Policy, v. 119, 106145, 2022. doi:10.1016/j.landusepol.2022.106145. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837722001727>. Acesso em: 3 ago. 2025.

DEARMOND, D.; EMMERT, F.; PINTO, C. A.; LIMA, A.; HIGUCHI, N. A systematic review of logging impacts in the Amazon biome. **Forests**, v. 14, n. 1, p. 81, 2023. doi:10.3390/f14010081.

EDWARDS, D. P.; TOBIAS, J. A.; SHEIL, D.; MEIJAARD, E.; LAURANCE, W. F. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 29, n. 9, p. 511–520, 2014. doi:10.1016/j.tree.2014.07.003.

FELFILI, J. M. Diameter and height distributions in a gallery forest tree community and some of its main species in central Brazil over a six-year period (1985–1991). **Brazilian Journal of Botany**, v. 20, n. 2, p. 155–162, 1997.

FERREIRA, M. A. C. Manejo Florestal na Amazônia Brasileira: os Indicadores da Sustentabilidade. Curitiba: Appris, 2017. ISBN 978-85-473-0408-9.

FLORA DO BRASIL 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br>. Acesso em: 10 jun. 2025

GAUI, T. D.; COSTA, F. R. C.; SOUZA, F. C.; AMARAL, M. R. M.; CARVALHO, D. C.; REIS, F. Q.; HIGUCHI, N. Long-term effect of selective logging on floristic composition: a 25 year experiment in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 440, p. 258–266, 15 May 2019. doi:10.1016/j.foreco.2019.02.033.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; LIMA, A. J. N.; HIGUCHI, F. G.; SILVA, R. P.; Perspectivas do manejo florestal sustentável para a Amazônia brasileira. Hiléia — **Revista do Direito Ambiental da Amazônia**, n. 8, Manaus, 2010.

HUANG, M.; XU, Y.; LONGO, M.; KELLER, M.; KNOX, R. G.; KOVEN, C. D.; FISHER, R. A. Assessing impacts of selective logging on water, energy, and carbon budgets and ecosystem dynamics in Amazon forests using the Functionally Assembled Terrestrial Ecosystem Simulator. *Biogeosciences*, v. 17, n. 20, p. 4999–5020, 19 Oct. 2020. doi:10.5194/bg-17-4999-2020. (p. 4999–5020 — confirme se prefere outro intervalo).

HUTCHESON, K. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal of Theoretical Biology**, v. 29, n. 1, p. 151–154, 1970. doi:10.1016/0022-5193(70)90124-4.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Amazônia Legal. Quadro geográfico de referência para produção, análise e disseminação de estatísticas*. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2021. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/apps/quadrogeografico/pdf/19_Amazonia%20Legal.pdf. Acesso em: 30 ago. 2025

IMAFLORA. **Timberflow – Boletim 2022: fluxos de madeira na Amazônia**. São Paulo: Imaflora, 2022. Disponível em: https://oeco.org.br/wp-content/uploads/2022/08/Boletim_Timberflow_oito-2022-1.pdf. Acesso em: 20 nov. 2025.

KUNZ, S. H.; IVANAUSKAS, N. M.; MARTINS, S. V.; SILVA, E. Aspectos florísticos e fitossociológicos de um trecho de Floresta Estacional Perenifólia na Fazenda Trairão, Bacia do rio das Pacas, Querência-MT. **Acta Amazônica**, v. 38, n. 2, p. 245–254, 2008.

MAGALHÃES, J. H. R. **Dinâmica do componente arbóreo e estrutura do estrato de regeneração da floresta estacional semidecidual da Fazenda do Glória**, Uberlândia, MG. 2014. 57 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) — Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014.

MATO GROSSO (Estado). Decreto nº 1.313, de 11 de março de 2022. Estabelece normas para a exploração de florestas nativas no Estado de Mato Grosso. Disponível em: <https://appl.sefaz.mt.gov.br/Sistema/Legislacao/legislacaotribut.nsf/5edf9c5193c58088032567580038916b/885831c3d43df5bb04258aba0075e5a9?OpenDocument>. Acesso em: 20 nov. 2025

MATO GROSSO (Estado). Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral; Banco Internacional para Reconstrução e Desenvolvimento. Zoneamento sócio-econômico-ecológico: aspectos das formações vegetais/uso e ocupação do solo – Folha MIR-318 – Porto dos Gaúchos. Memória técnica. Cuiabá, 2001.

MENGATTO, A. P. R. **Classificação climática de Holdridge para o estado de Mato Grosso**. 2015. Tese (Doutorado) — Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Curitiba, 2015. Departamento de Ciências Agrárias, p. 28–32.

MEYER, A. H.; RICKNAGEL, A. B.; STEVENSON, D. D.; BARTOO, R. A. **Forest management**. New York: The Ronald Press Company, 1961.

MUELLER-DOMBOIS, E.; ELLENBERG, H. **Aims and Methods of Vegetation Ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974.

NASCIMENTO, R. G. M. **Modelagem e prognose da produção de uma floresta tropical úmida densa de terra-firme na Amazônia Central**. 2012. Dissertação (Mestrado) — Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

OTANI, T.; LIMA, A. J. N.; SUWA, R.; AMARAL, M. R. M.; OHASHI, S.; PINTO, A. C. M.; SANTOS, J.; KAJIMOTO, T.; HIGUCHI, N.; ISHIZUKA, M. Recovery of above-ground tree biomass after moderate selective logging in a central Amazonian forest. **iForest - Biogeosciences and Forestry**, v. 11, n. 3, p. 352–359, 2018. doi:10.3832/for2534-011.

PACH, M.; PODLASKI, R. Tree diameter structural diversity in Central European forests with *Abies alba* and *Fagus sylvatica*: managed versus unmanaged forest stands. **Ecological Research**, v. 30, p. 367–384, 2015. doi:10.1007/s11284-014-1232

PEREIRA DE OLIVEIRA JUNIOR, A.; SALM, A.; HERNÁNDEZ-RUZ, E. J. Dynamics of a forest submitted to logging in the eastern Amazon, Brazil. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 42, n. 5, p. 453–471, 2022. doi:10.1080/10549811.2022.2045503.

RIBEIRO, E. S.; SOUZA, R. A. T. M.; PAULA, M. H.; MESQUITA, R. R. S.; MOREIRA, E. L.; FAZION, H. Espécies florestais comercializadas pelo Estado de Mato Grosso. **Biodiversidade**, v. 15, n. 2, p. 2–12, 2016.

PELISSARI, A. L.; LANSSANOVA, L. R.; FERNANDES, D. Á.; MARTINEZ, D. T.; COSTA, R. B. Fitossociologia em área de transição da Floresta Amazônica e Cerrado no estado de Mato Grosso. **Multitemas**, Campo Grande, MS, n. 41, p. 123–132, jan./jun. 2012.

PEÑA-CLAROS, M.; FREDERICKSEN T.S., ALARCÓN A. Regeneration dynamics of commercial tree species in response to logging. **Forest Ecology and Management**, 2008. doi:10.1016/j.foreco.2007.12.006.

PICARD, N.; GASPAROTTO, D. Liocourt's law for tree diameter distribution in forest stands. **Annals of Forest Science**, v. 73, p. 751–755, 2016. doi:10.1007/s13595-016-0563-4.

PIPONIOT, C.; DERROIRE, G.; DESCROIX, L.; MAZZEI, L.; RUTISHAUSER, E.; SIST, P.; HÉRAULT, B. Assessing timber volume recovery after disturbance in tropical forests – a new modelling framework. **Ecological Modelling**, v. 384, p. 353–369, 2018. doi:10.1016/j.ecolmodel.2018.05.023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380018301960>. Acesso em: 12 ago. 2025.

PIPONIOT, C.; RODIG, E.; PUTZ, F. E.; RUTISHAUSER, E.; IRMÃ, P.; ASCARRUNZ, N.; BRANCO, L.; DERROIRE, G.; DESCROIX, L.; GUEDES, M. C. Can timber provision from Amazonian production forests be sustainable? **Environmental Research Letters**, v. 14, 064014, 2019. doi:10.1088/1748-9326/ab195e.

PUTZ, F. E.; ROMERO, C.; SIST, P.; et al. Sustained timber yield claims, considerations, and tradeoffs for selectively logged forests. **PNAS Nexus**, 2022; 1:1–7. doi:10.1093/pnasnexus/pgaSM02.

PUTZ, F. E.; et al. **Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests.** *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2012. Disponível em <https://doi.org/10.1890/110279>. Acesso em: 10 out 2025.

REATEGUI-BETANCOURT, J. L. et al. Timber yield of commercial tree species in the eastern Brazilian Amazon based on 33 years of inventory data. **Forestry**, v. 97, n. 1, p. 1–10, 2024. DOI: 10.1093/forestry/cpad043

RICHARDSON, V. A.; PERES, C. A. Temporal decay in timber species composition and value in Amazonian logging concessions. **PLOS ONE**, v. 11, n. 7, e0159035, 2016. doi:10.1371/journal.pone.0159035.

RODRIGUES, M. I. **O manejo florestal na Amazônia e a viabilidade financeira dos ciclos de corte.** 2020. 125 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) — Departamento de Engenharia Florestal, Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2020.

ROOPSIND, A.; CAUGHLIN, T. T.; VAN DER HOUT, P.; ARETS, E.; PUTZ, F. E. Trade-offs between carbon stocks and timber recovery in tropical forests are mediated by logging intensity. **Global Change Biology**, v. 24, p. 2862–2874, 2018. doi:10.1111/gcb.14155.

RUTISHAUSER, E.; et al. Rapid tree mortality following selective logging in tropical forests. *Global Change Biology*, 2015. doi:10.1111/gcb.12712.

RÜGER, N.; CONDIT, R.; DENT, D. H.; DEWALT, S. J.; HUBBELL, S. P.; LICHSTEIN, J. W.; LOPEZ, O. R.; WIRTH, C.; FARRIOR, C. E. Demographic trade-offs predict tropical forest dynamics. *Science*, v. 368, n. 6487, p. 165–168, 10 Apr. 2020. doi:10.1126/science.aaz4797.

SABOGAL, C.; SILVA, J. N. M.; ZWEEDE, J.; PEREIRA JÚNIOR, R.; BARRETO, P.; GUERREIRO, C. A. Diretrizes técnicas para a exploração de impacto reduzido em operações florestais de terra firme na Amazônia brasileira. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2000. 52 p. (Embrapa Amazônia Oriental. Documentos, 64).

SABOGAL, C.; et al. Manejo florestal empresarial na Amazônia brasileira: restrições e oportunidades. Belém: CIFOR, 2006.

SANTOS, L. M. **Perfil florístico-estrutural, relação solo-vegetação e dinâmica de comunidades de cerrado na transição cerrado-amazônia**, Mato Grosso, Brasil. 2015. 150 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) — Universidade do Estado de Mato Grosso, Nova Xavantina, 2015.

SILVA, J. M.; MOURA, C. H. R. Análise da vegetação de um remanescente de Floresta Atlântica: subsídios para o projeto paisagístico. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 9, n. 1, p. 2–24, 2021.

SILVA, J. C. **Análise estratégica da produção madeireira sustentada na Amazônia brasileira**. 2008. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade de Brasília, Brasília, 31 mar. 2008.

SOUZA, M. A. S. de; AZEVEDO, C. P. de; SOUZA, C. R. de; FRANÇA, M.; VASCONCELOS NETO, E. L. Dinâmica e produção de uma floresta sob regime de manejo sustentável na Amazônia Central. **Floresta**, Curitiba, v. 47, n. 1, p. 55–63, jan./mar. 2017. doi:10.5380/rf.v47i1.43312. Acesso em: 1 ago. 2025.

SOUZA BARROS, Q. S.; SILVA, E. F.; RODROGES, B. L.; MENDONÇA, A. R., GILSON, F. S. Diameter distributions and spatial distribution patterns of tree species are important for planning sustainable management in natural forests in the eastern Amazon. **New Zealand Journal of Forestry Science**, v. 55:7, 2025. doi:10.33494/nzjfs552025x374x. Published online: 27 Apr. 2025

TIMBERFLOW - Boletim Timberflow: Produção de madeira e diversidade de espécies arbóreas exploradas na Amazônia Brasileira: situação atual e recomendações para o setor. Maryane Andrade; Herbert dos Santos; Fernando Nunes; Julia N. Costa; Marco W. Lentini. Boletim, out. 2022.

UMAÑA, César Leandro Abozaglo; ALENCAR, Jurandyr da Cruz. Distribuições diamétricas da floresta tropical úmida em uma área no município de Itacoatiara-AM. **Acta Amazonica**, v. 28, n. 2, p. 167-190, 1998.

VIDAL, E.; WEST, T. A. P.; PUTZ, F. E. Recuperação de biomassa e volumes de madeira comercializável vinte anos após exploração florestal convencional e de impacto reduzido na Amazônia brasileira. **Forest Ecology and Management**, v. 376, p. 1–8, 2016.

WILCOXON, F. Individual comparisons by ranking methods. **Biometrics Bulletin**, v. 1, n. 6, p. 80–83, 1945. doi:10.2307/3001968. Acesso em: 24 nov. 2025