

Universidade do Estado do Pará  
Centro de Ciências Naturais e Tecnologia  
Curso de Graduação em Engenharia Florestal  
Campus V - Belém



João Vitor Farias Paiva Cohen  
Ana Eduarda Costa Brito Leal

**Extração seletiva de madeira e grandes árvores na  
Amazônia: implicações para sustentabilidade  
ecológica e econômica**

Belém – PA/2023

João Vitor Farias Paiva Cohen

Ana Eduarda Costa Brito Leal

**Extração seletiva de madeira e grandes árvores na  
Amazônia: implicações para sustentabilidade ecológica e  
econômica**

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado como requisito para a  
obtenção do título de Bacharel em  
Engenharia Florestal, Universidade do  
Estado do Pará.

Orientadora: Dra. Maria Fabíola Gomes da  
Silva de Barros

Co-Orientador: Me. Madson Alan Rocha de  
Sousa

João Vitor Farias Paiva Cohen

Ana Eduarda Costa Brito Leal

## **Extração seletiva de madeira e grandes árvores na Amazônia: implicações para sustentabilidade ecológica e econômica**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como  
requisito para a obtenção do título de Bacharel em  
Engenharia Florestal da Universidade do Estado do Pará.

Data de aprovação: 11/08/2023

Banca examinadora



- Orientadora

Dra. Maria Fabíola Gomes da Silva de Barros

Dr.<sup>a</sup> em Biologia Vegetal

Museu Paraense Emílio Goeldi



- Membro (1)

Prof. Raphael Lobato Prado Neves

Dr. em Ciências Florestais

Universidade do Estado do Pará



- Membro (2)

Prof. Denison Lima Correa

Me. em Recurso Hídricos

Universidade do Estado do Pará

*A Deus que nos criou e zela por todos.  
Aos nossos pais, que são os nossos  
melhores exemplos de vida! Obrigada  
por todo o incentivo na nossa  
educação. Tudo o que somos, é por  
causa de vocês!*

DEDICO

## AGRADECIMENTO

João Vitor Farias Paiva Cohen

- **Aos meus pais**, sou imensamente grato por todo o amor, dedicação e sacrifícios que fizeram por mim. Vocês foram minha fonte de inspiração e suporte ao longo dessa caminhada.
- **A minha família no geral**, quero expressar minha gratidão por seu constante encorajamento e orgulho em minhas conquistas acadêmicas. Seu amor e apoio são inestimáveis.
- **Aos meus amigos da UEPA**, vocês foram uma parte fundamental da minha experiência acadêmica. Compartilhamos risos, estudos e momentos inesquecíveis juntos. Agradeço por todos os momentos de companheirismo e motivação que vivenciamos.
- **Aos meus amigos da Tradelink**, em especial ao Salomão e à dona Francisca, sou grato pela amizade sincera e pelos cuidados de todos que conheci ao longo dos anos. Vocês foram uma fonte de inspiração nos momentos desafiadores, além de aprendizados práticos sobre a engenharia florestal na indústria madeireira.
- **Aos meus amigos da MPEG**: agradeço por compartilharmos o aprendizado como ecólogos. Suas ideias e discussões enriqueceram minha jornada acadêmica e ampliaram minha perspectiva sobre florestas e seus diferentes níveis de organização. Tantos seminários apresentados e discutidos que são momentos marcados na memória.
- **A minha orientadora e amiga**: Por último, mas não menos importante, quero expressar minha profunda gratidão à minha orientadora e amiga. Sua orientação, paciência e apoio foram inestimáveis. Você me ajudou a crescer como acadêmico e como pessoa, e sou grato por todas as oportunidades, investimentos e conselhos que você me deu ao longo do caminho.

Agradeço do fundo do meu coração a todas as pessoas que contribuíram para a minha jornada acadêmica até este momento. Seu apoio e incentivo foram essenciais para o meu crescimento e sucesso.

Ana Eduarda Costa Brito Leal

- **A Deus**, por ser meu guiador, abrir meus caminhos, me dar forças e sabedoria para me ajudar a ultrapassar todos os obstáculos encontrados ao longo da minha trajetória.
- **Aos meus pais**, aos quais eu devo toda a minha gratidão por terem sido incansáveis e nunca terem medidos esforços por mim e, por muitas das vezes, me colocarem acima deles mesmo. Vocês são minha fonte de inspiração e esforço.
- **Aos meus amigos da universidade**, e futuros colegas de profissão, que foram essenciais ao longo da jornada acadêmica. Com os quais foram compartilhados momentos felizes e difíceis, e sem eles, esse caminho seria mais árduo.

Agradeço a todos aqueles que de forma direta ou indireta, se fizeram presentes ao longo da caminhada acadêmica.

Muito obrigado a todos!

*“A beleza das florestas está em suas raízes profundas, ricas em história e em seus ramos que se estendem em direção ao futuro, promovendo vitalidade para todos aqueles que buscam sua sombra.”*

(Autor desconhecido)

## RESUMO

COHEN, João Vitor Farias Paiva; LEAL, Ana Eduarda Costa Brito. **Extração seletiva de madeira e grandes árvores na Amazônia: Implicações para sustentabilidade ecológica e econômica.** 2023. 54p. Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação (Engenharia Florestal) - Universidade do Estado do Pará, Belém - PA, 2023.

Grandes árvores possuem DAP  $\geq 70$  cm, além do alvo madeireiro são vitais para o equilíbrio ecológico, porque uma parcela significativa dos serviços ecossistêmicos proporcionados pelas florestas tropicais está relacionada a elas. Diante disso, investigamos os efeitos da extração madeireira sobre (1) estrutura demográfica (DAP e altura), (2) composições taxonômica e funcional (porte e densidade da madeira) e (3) biomassa e estoque de carbono nas assembleias de grandes árvores em uma floresta de terra firme na Amazônia, em cenários pré e pós exploração madeireira. Na FLONA de Caxiuanã, Brasil, os dados utilizados foram disponibilizados pelas empresas licenciadas à concessão na região. Para os cenários pré e pós exploração madeireira, a abundância de indivíduos de grandes árvores teve uma redução de 44,78% e a biomassa e estoque de carbono reduziram 51,10%. A riqueza de espécies e composição taxonômica, mantiveram-se inalteradas entre os cenários. As assembleias de grandes árvores eram dominadas por indivíduos e estoque de biomassa/carbono na categoria de dossel (64,25% e 59,02%), densidade da madeira média (58,02% e 50,77%), classes de DAP entre 70 e 90 cm, com 62,58% da abundância e entre 80 e  $>130$  cm com 72,88% da biomassa e carbono e altura comercial entre 14 e 22 m (89,65% e 90,58%). Nossos resultados indicam que: (1) a extração seletiva está afetando negativamente as espécies de ciclo de vida longo (espécies de dossel e com elevada densidade da madeira) e biomassa e estoque de carbono nas assembleias de grandes árvores; (2) as espécies alvo da exploração requerem um tempo maior de recuperação que o tempo de pousio estabelecido pela lei. Logo, o manejo sustentável na Amazônia não garante a recuperação das grandes árvores, ameaçando assim a provisão de seus serviços ecossistêmicos e as sustentabilidades da atividade madeireira na região.

**Palavras-chave:** Concessão florestal. Floresta Amazônica. Floresta tropical. Perturbação antrópica. Produto florestal madeireiro. Sustentabilidade.

## ABSTRACT

COHEN, João Vitor Farias Paiva; LEAL, Ana Eduarda Costa Brito. **Selective logging and large trees in the Amazon: Implications for ecological and economic sustainability**. 2023. 54p. Course Completion Work (Forest Engineering) - University of the State of Pará, Belém - PA, 2023.

Large trees are species that have  $DBH \geq 70$  cm, beyond their timber value, are essential for ecological balance, as a significant portion of the ecosystem services provided by tropical forests is related to them. Therefore, we investigated the effects of selective logging on (1) demographic structure (DBH and height), (2) taxonomic and functional composition (wood size and density), and (3) biomass and carbon stock in assemblages of large trees in a terra firme forest in the Amazon, in pre and post-logging scenarios. In the Caxiuanã National Forest, Brazil, data used were made available by licensed companies operating in the region. For the pre and post-logging scenarios, the abundance of large tree individuals decreased by 44.78%, and biomass and carbon stock reduced by 51.10%. Species richness and taxonomic composition remained unchanged between scenarios. The assemblages of large trees were dominated by individuals and biomass/carbon stock in the canopy category (64.25% and 59.02%), medium wood density (58.02% and 50.77%), DBH classes between 70 and 90 cm, with 62.58% of abundance, and between 80 and >130 cm, with 72.88% of biomass and carbon, and commercial height between 14 and 22 m (89.65% and 90.58%). Our findings indicate that: (1) selective logging negatively affects long-lived species (canopy species and those with high wood density) and biomass and carbon stock in assemblages of large trees; (2) that species selected to explore require more time to recover than the time of fallow period establish by current low. Therefore, sustainable management in the Amazon does not ensure the recovery of large trees, threatening the provision of ecosystem services and the sustainability of logging activities in the region.

**Keywords:** Amazon rainforest. Anthropogenic disturbance. Forest concession. Timber forest product. Tropical forest. Sustainability.

## **Sumário**

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>8</b>
<b>2. OBJETIVO: .....</b>	<b>11</b>
<b>2.1. Objetivo geral:.....</b>	<b>11</b>
<b>2.1.1. Objetivos específicos:.....</b>	<b>11</b>
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>11</b>
<b>3.1. Importância e principais ameaças às florestas tropicais.....</b>	<b>11</b>
<b>3.2. Extração seletiva de madeira nas florestas tropicais, em especial na Amazônia</b>	<b>15</b>
<b>3.3. Concessões florestais como uma alternativa de uso sustentável das florestas .</b>	<b>18</b>
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>21</b>
<b>4.1. Área de Estudo .....</b>	<b>21</b>
<b>4.2. Obtenção dos dados .....</b>	<b>22</b>
<b>4.3. Atributos funcionais das assembleias de grandes árvores .....</b>	<b>23</b>
<b>4.4. Análise dos dados .....</b>	<b>24</b>
<b>5. RESULTADOS .....</b>	<b>25</b>
<b>6. DISCUSSÃO .....</b>	<b>34</b>
<b>7. CONCLUSÃO.....</b>	<b>37</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>38</b>
<b>Anexo I.....</b>	<b>47</b>

## 1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais são responsáveis globalmente pela manutenção da biodiversidade, provisão de serviços ecossistêmicos chave (e.g., sequestro e estoque de carbono e regulação climática) e, apoio à subsistência para milhões de populações nos trópicos (Laurance, Sayer, Cassman, 2014; Fearnside, 2018). Mais especificamente, a oferta de serviços ecossistêmicos em nível local, como os produtos florestais madeireiros e não madeireiros, se torna uma fonte de subsistência (ou sobrevivência) para as populações que dependem de forma direta ou indireta dos recursos oferecidos pela floresta (Veríssimo & Pereira, 2014). Todavia, as formas de uso sobre os recursos das florestas tropicais estão convertendo rapidamente as áreas de florestas em paisagens antrópicas devido ao seu elevado custo de oportunidade para (e.g., pastagem, terras agrícolas e/ou submetidas à exploração madeireira) (Melo et al., 1990; Gibbs et al., 2010; Laurance, Sayer, Cassman, 2014; Haddad et al., 2015). Atualmente, o desmatamento acumulado na Amazônia legal vem crescendo desde 2007 e, no ano de 2022 chegou ao acumulado de 838,1 km<sup>2</sup> (Terrabrasilis, 2023). Vale destacar que, no período entre agosto de 2020 e julho de 2021, 68% (235.196 hectares) da exploração de madeira na Amazônia ocorreram em áreas legais, enquanto 38% (142.428 hectares) ocorreram de forma não autorizada (IMAZON, 2022).

Essas alterações ameaçam a provisão desses serviços ecossistêmicos, pois reduzem a capacidade das florestas de se regenerarem durante a sucessão secundária (Arroyo-Rodríguez et al., 2017). Embora as florestas tropicais apresentem diferentes graus de susceptibilidade às perturbações, paisagens antrópicas sob maior intensidade de exploração tendem a apresentar capacidade limitada de reter biodiversidade e biomassa e, conseqüentemente, prestar serviços ecossistêmicos (Peres; Barlow; Laurance, 2006).

Neste contexto, o manejo florestal surge como uma proposta para gerenciar a colheita de madeira de forma sustentável, tendo como resultado a garantia da manutenção da floresta e dos serviços ecossistêmicos (Rodrigues et al., 2020). O governo brasileiro, em 2006, estabeleceu as áreas de concessão florestal com o objetivo de proteger as florestas por meio da produção sustentável (Brasil, 2006). As concessões são planejadas nas áreas e nos municípios em que o Ministério do Meio Ambiente reconhece como prioridade para combater com maior precisão o

desmatamento ilegal (Brasil, 2022b). De acordo com Fagundes et al. (2020), para a política florestal, a concessão florestal é um instrumento que deve promover a utilização das florestas em bases sustentáveis e de longo prazo, com o intuito de estabelecer como direito fundamental ao meio ambiente equilibrado, transformando os recursos naturais em bens ambientais. Embora a exploração sustentável seja a principal “promessa” de modelo de exploração das florestas públicas (modelo que poderia vir a ser replicado), os impactos decorrentes sobre os diferentes níveis de organização ecológica ainda são pouco conhecidos e o tempo de permanência desses impactos também (Rodrigues et al., 2020). É razoável pensar que a exploração contínua pode gerar respostas ou mudanças permanentes em todos os níveis de organização ecológica.

As áreas de floresta pública sob concessão florestal chegam a ocupar 1,2 milhões de hectares do território do bioma amazônico (Brasil, 2022b). Nesse território, as empresas madeireiras atuantes submeteram propostas de quanto pretendiam pagar pela madeira (proposta de preço) e os caminhos para as diligências sociais e ambientais (proposta técnica) regidas pela Lei de Gestão de Florestas Públicas (Lei 11.284/2006). De acordo com Sist et al. (2021), o manejo das áreas selecionadas tem como objetivo atender a recente demanda de 11 milhões m<sup>3</sup>/ano na Amazônia brasileira. Porém, as atuais áreas de concessão apresentam uma produtividade inferior, de 473.000 m<sup>3</sup>/ano – muito abaixo de atender a atual demanda relatada pelos autores. Vale ressaltar que esta demanda foi estabelecida em 2019 (Sist et al., 2021).

Pontos importantes que precisam ser analisados na prática de manejo fazem referência a estrutura e a composição ecológica da floresta. Isso porque são componentes que nos informam sobre “a saúde da floresta” (Melo et al., 1990, Tabarelli et al., 2010). Nesse sentido, os estudos envolvendo a estrutura da floresta são imprescindíveis, pois a partir de informações como diâmetro na altura do peito (DAP) e altura, pode-se conhecer, entre outros, o impacto da exploração florestal sobre as espécies de grandes árvores e sobre o estoque de indivíduos considerados como grandes árvores (i.e., espécies que alcançam DAP  $\geq$  70 cm; Slik et al., 2013). Este grupo biológico é considerado insubstituível em relação à capacidade das florestas tropicais proverem serviços ecossistêmicos de relevância global, como estoque de carbono, regulação climática e conservação da biodiversidade (Pinho et al., 2020).

No sistema silvicultural policíclico com corte seletivo de árvores, os impactos da exploração florestal podem ser encontrados em diferentes níveis de organização ecológica e escalas espaciais e temporais, como: 1) árvores próximas a clareiras de corte, bordas de florestas e áreas destinadas à infraestrutura, como estradas, trilhas de arraste e pátios de estocagem, apresentam maior risco de mortalidade (Gray et al., 2012); 2) a presença de resíduos no solo provenientes da exploração pode atuar como material combustível e aumentar os riscos de incêndio florestal (Veríssimo et al., 1992) e, 3) a redução da quantidade de madeira morta no solo da floresta pode reduzir como um impacto do manejo florestal seletivo (Baharuddin, K., et al., 1995; Peres; Barlow; Laurance, 2006). Além das consequências das atividades humanas pós-colheita, determinadas causas naturais também influenciam diretamente na mortalidade das árvores após a atividade (Hautala e Vanha-Majamaa, 2006, Bladon et al., 2008, Lavoie et al., 2012), como por exemplo: 4) a queda das árvores causadas pelo vento e o tombamento de árvores vizinhas como uma das principais causas de mortalidade (Larson e Franklin, 2010); 5) a combinação de secas e altas temperaturas como um fator de estresse fisiológico para as árvores, o que pode levar determinadas espécies à mortalidade (McDowell, et al., 2008; Adams, et al., 2015) e por fim, 6) condições climáticas extremas (como secas severas e altas temperaturas) também podem indiretamente aumentar o risco de ataque de pragas ou patógenos (Weed, et al., 2013; Das, et al., 2016).

Todos os impactos da extração seletiva podem tornar as florestas vulneráveis em longo prazo, pois serviços e possibilidades econômicas associadas aos demais produtos da floresta serão drasticamente reduzidos, como por exemplo, as espécies fontes de sementes, aquelas responsáveis pela manutenção da fauna e fornecedoras de produtos florestais não madeireiros, comprometendo assim o uso múltiplo da floresta (Yano et al., 2021).

Diante disso, este estudo objetivou entender os impactos da extração seletiva de madeira sobre as grandes árvores, em especial, como esses efeitos podem alterar aspectos demográficos, taxonômicos, funcionais e ecossistêmicos. Especificamente, este estudo tem como hipóteses: (1) indivíduos (e espécies) de características funcionais dossel e emergentes são preferencialmente explorados e, (2) a extração seletiva altera/simplifica negativamente a composição funcional das comunidades. Mais detalhadamente, a) indivíduos com a altura média das emergentes passou a ser a altura média do dossel e b) florestas ocupadas por indivíduos (e espécies) com

densidade de madeira pesada passam a ser ocupadas por indivíduos (e espécies) com densidade média ou leve e (3) as grandes árvores representam significativamente o estoque de biomassa e carbono da floresta. Dessa forma, entender o legado biológico, incluindo o tempo de permanência do impacto dessa atividade econômica se torna emergencial e indispensável nas agendas de pesquisa.

## **2. OBJETIVO:**

### **2.1. Objetivo geral:**

Entender os impactos do primeiro ciclo de corte na assembleia de grandes árvores (DAP  $\geq$  70 cm) em uma floresta de terra firme na Amazônia.

#### **2.1.1. Objetivos específicos:**

- Identificar as espécies de grandes árvores que ocorrem nas áreas sob concessão florestal;
- Entender o impacto da extração madeireira sobre as características estruturais (DAP e altura) a assembleia de grandes árvores em uma floresta de terra firme na Amazônia;
- Entender o impacto da extração madeireira sobre a composição taxonômica e funcional (porte e densidade da madeira) a assembleia de grandes árvores em uma floresta de terra firme na Amazônia;
- Estimar biomassa e estoque de carbono sobre as características estruturais (DAP e altura) e sobre a composição funcional (porte e densidade da madeira) na assembleia de grandes árvores em uma floresta de terra firme na Amazônia.

## **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **3.1. Importância e principais ameaças às florestas tropicais**

As florestas tropicais são um domínio biogeográfico marcado por receber grandes quantidades de chuva, apresentar elevadas taxas de evapotranspiração e biodiversidade (Adler, 2013). No entanto, essas florestas podem ser sempre-verdes (Floresta Amazônica e Mata Atlântica) ou semi-verdes (Região da Caatinga), dependendo do clima e da altitude (Faiths for forests, 2019), ou seja, nem toda floresta tropical é úmida. Elas são responsáveis pela provisão de diferentes serviços ecossistêmicos em diferentes escalas (espaciais e temporais), como a regulação do

clima, o fornecimento de água doce, o sequestro e armazenamento do carbono e a manutenção da biodiversidade (Faiths for forests, 2019).

Sendo essas florestas responsáveis por regular a composição química da atmosfera por meio do sequestro e armazenamento do carbono na forma de biomassa (Lee; Lautenbach, 2016), elas correspondem a cerca de 46% das reservas de carbono terrestre em nível mundial, o que as faz desempenhar um papel fundamental no ciclo global de carbono e manutenção de populações e habitats (Susana, 2019). Porém, essas florestas estão próximas de tornarem-se mais emissoras de carbono, devido ao avanço das perturbações antrópicas (e.g., queimadas e degradação florestal), no qual o dióxido de carbono armazenado nas árvores em forma de biomassa retorna para atmosfera, diminuindo assim o potencial de absorção e estoque de carbono das florestas (Faiths for forests, 2019). Fongnzossie et al. (2014) e Mensah et al. (2016), enfatizam que tanto a identidade da espécie quanto a classe de diâmetro influenciam na contribuição do estoque de carbono. Ademais, Castro-Magnani et al. (2021), ressaltam que quantificar o sequestro de carbono nas florestas tropicais representa uma boa perspectiva para boas políticas ambientais de implantação e monitoramento dessas áreas de florestas tropicais.

Como apontam Alice-Guier; Mohren; Zuidema (2020), os produtos gerados pelo sequestro e estoque de carbono podem exercer uma importante função como reservatório antropogênico que podem ser transformados em produtos madeireiros, como os depósitos de carbono com tempo de vida variando de curto, médio e longo prazo de uso para a sociedade. Alice-Guier; Mohren; Zuidema (2020), também afirmam que o uso desses produtos madeireiros pode ser sustentável do ponto de vista de sequestro de carbono quando os seus projetos de manejo florestais estão conectados com os compromissos de gerarem produtos madeireiros com valor do armazenamento de carbono.

Também é importante ressaltar que as florestas tropicais podem ser reconhecidas como “a casa” da maior variedade de fauna e flora, o que representa grande importância para a manutenção da biodiversidade em comparação a outros ambientes (Adler, 2013). Por exemplo, a riqueza de espécies de plantas vasculares na América Latina, é de 82% (118.308) e 18% (26.532) de todas as espécies registradas no mundo (i.e., incluindo borboletas, pássaros, formigas, anfíbios, lagartos, mamíferos e cobras; Raven et al., 2020). Somente na Amazônia, entre os anos de 1707 e 2015, já foram contabilizadas 11.676 espécies de plantas, distribuídas

em 1.225 gêneros e 140 famílias, mas os autores ainda ressaltam a importância de esforços para encontrar, descrever e documentar ainda mais espécies ao longo das comunidades vegetais nas florestas tropicais (Ter Steege et al., 2016). Das famílias presentes na Amazônia, Fabaceae (14%), Rubiaceae (9%), Melastomataceae (5%), Myrtaceae (5%), Lauraceae (5%), Annonaceae (4%), Euphorbiaceae (3%), Chrysobalanaceae (3%), Malvaceae (3%) e Sapotaceae (2%) corresponderam a 53% de todas as espécies (Ter Steege et al., 2016).

Atualmente, as florestas tropicais são dominadas por florestas secundárias, ou seja, florestas que se regeneraram após algum tipo de uso da terra (e.g., agricultura de corte-e-queima, fogo, pastagem; Laurance, Sayer, Cassman, 2014). Para Brancalion et al. (2012), os impactos da dependência do uso do fogo nos sistemas naturais pelos pequenos produtores e da extração de madeira podem mudar a trajetória sucessional dessas florestas até o estágio de florestas maduras. Este processo pode levar a uma forte homogeneização das florestas secundárias, resultando na perda de espécies e grupos funcionais de plantas e animais chave (Yano et al., 2021).

É importante pontuar que nas últimas décadas, o corte seletivo de madeira, ou seja, a retirada de espécies com alto valor comercial, tornou-se uma forma de uso da terra nas florestas tropicais, em especial na Amazônia brasileira (Nepstad et al., 1999; Laporte et al., 2007). Dentre as espécies-alvo, existe uma assembleia de árvores que ganha destaque pelo seu valor insubstituível, que são as chamadas grandes árvores, aquelas espécies que alcançam DAP  $\geq 70$  cm (Slik et al., 2013; Pinho et al., 2020). O valor insubstituível das grandes árvores está associado aos seus atributos funcionais como a grande concentração de biomassa. Em outras palavras, essas árvores representam uma quantidade desproporcional da biomassa florestal (Barlow, 2002).

Essas mesmas espécies podem ser ligadas a áreas que possuem alto valor de conservação por fornecerem habitat e alimento para muitos organismos, além da sua capacidade reguladora de recursos como a luz, água e nutrientes do solo que auxiliam no crescimento e desempenho de espécies/árvores menores (pequeno e médio porte) (de Lima et al., 2022). Dessa forma, de Lima et al. 2022, pontuaram também a importância das grandes árvores na recuperação florestal e sucessão, já que estão ligadas aos atributos estruturais da regeneração florestal que melhoram as condições do microclima florestal e solo. Pinho et al. (2020), apontaram as principais ameaças que este grupo biológico está submetido nas florestas tropicais (Tabela 1).

**Tabela 1:** Principais ameaças às grandes árvores em três níveis: Local, Regional e Global.

Ocorrência	Ameaças	Referências
<b>Local</b>	Extração Seletiva	Sist et al., 2021
<b>Regional</b>	Fragmentação Florestal Secas Severas Incêndios Florestais	Santos et al., 2008; Nepstad et al., 2007; Barlow, 2002.
<b>Global</b>	Mudanças climáticas Biodiversidade e produtividade	Lewis et al., 2015 Liang et al., 2016

**Fonte:** Elaborado pelos autores do estudo.

Em síntese, sabe-se o papel que as florestas tropicais desempenham, porém, a entrega desses papéis vem sendo ameaçada pelas atividades antrópicas (Corlett e Primack, 2008; Laurance, 2015). Vale ressaltar que as florestas tropicais apresentam diferentes graus de susceptibilidade às perturbações, onde áreas mais antropizadas tendem a apresentar capacidade limitada de reter biodiversidade e, conseqüentemente, prestar serviços ecossistêmicos (Peres; Barlow; Laurance, 2006). Dentre as principais ameaças é possível listar 1) o avanço do desmatamento; 2) a fragmentação e perda de habitat; 3) a conversão de áreas de florestas em função da pecuária ou agricultura; 4) os incêndios florestais e 5) a exploração seletiva de madeira (Peres; Barlow; Laurance, 2006; Asner et al., 2009).

Sobre a exploração seletiva de madeira, as perturbações antrópicas provocam efeitos negativos que vão além do volume de madeira retirado (Cazzolla Gatti et al., 2015). A exploração seletiva, além de reduzir a cobertura do dossel, alterando a estrutura da floresta e os fatores bióticos e abióticos do ecossistema (Cazzolla Gatti et al., 2015; França et al., 2017), colabora também para a liberação do carbono estocado nas árvores, que resultam em alterações no clima regional e global (Foley et al., 2007), atingindo processos fundamentais que regem o funcionamento dos ecossistemas florestais (Morris, 2010), como o ciclo do carbono, ciclo hidrológico e a ciclagem de nutrientes (Asner et al., 2009); além da perda de biodiversidade (Burivalova; Şekercioğlu; Koh, 2014). Isto ocorre porque, quando as florestas são derrubadas ou queimadas, o dióxido de carbono que tinha sido armazenado começa a retornar para a atmosfera causando os danos já mencionados anteriormente (Pearson et al., 2017). Diante disso, as estimativas de emissões de dióxido de carbono

nos trópicos são de 1,1 Gt devido à extração de madeira, que é apontada como a principal causa da degradação florestal (Houghton; Byers; Nassikas, 2015).

Nas últimas quatro décadas, o desmatamento florestal continua acelerado em áreas tropicais, apesar dos esforços voltados à conservação das florestas e da sua biodiversidade (TerraBrasilis, 2023). Caminhos que levem a redução do desmatamento nas florestas tropicais são um grande desafio ambiental e para caminhar nessa direção é preciso a avaliação da eficácia das políticas de corte e colheita existentes e a compreensão dos mecanismos que sustentam seus sucessos e fracassos (Tritsch et al., 2020).

### **3.2. Extração seletiva de madeira nas florestas tropicais, em especial na Amazônia**

As florestas úmidas cobrem cerca de 18 milhões de km<sup>2</sup> (Keenan et al., 2015). No entanto, o aumento das atividades antrópicas nestas florestas vem as ameaçando, ocasionando alterações nos diferentes níveis de organização ecológica e escalas (Fagundes et al., 2020). Em especial, o grupo das grandes árvores, foco da extração seletiva de madeira (Lindenmayer; Laurance, 2017; Pinho et al., 2020).

Dessa maneira, podemos definir que as atividades madeireiras se concentram na extração de uma ou mais espécies de alto valor comercial (Ding et al., 2017), e resultam na abertura de dossel e danos, principalmente, as árvores e arbustos no interior das florestas, ocasionando a entrada de luz e alterando o microclima florestal (Marengo et al., 2011). Além das mudanças diretas, também são observadas mudanças secundárias, como a abertura de estradas para arraste de toras, pátios para estocagem delas, compactação do solo etc. (Ding et al., 2017). Porém, a extração seletiva de madeira via concessão florestal vem sendo apontada como a “principal promessa” de que a floresta retornará o mais próximo ao seu estado pré exploratório no que diz respeito à composição taxonômica e biomassa acima do solo, antes que uma extração seguinte (próximo ciclo de corte) seja realizada, e assim favoreça uma produção contínua (Rodrigues et al., 2020; Ferreira et al., 2020). Mas, isso é só parte da história, pois a magnitude dos impactos da exploração madeireira nas florestas poderá ser observada durante o corte das árvores e até mesmo após as operações de colheita (Dionísio et al., 2017).

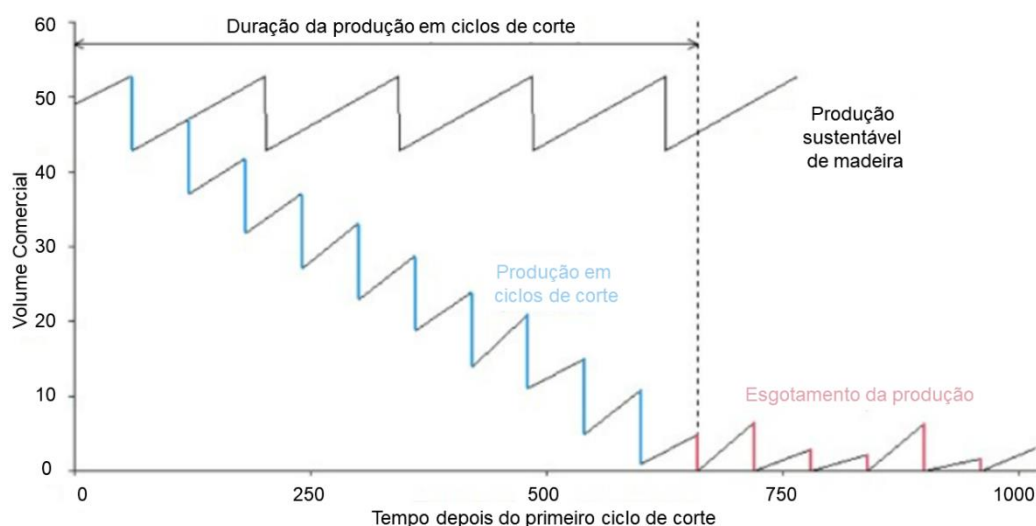
As estimativas da demanda de madeira em tora extraídas na Amazônia brasileira são de 11 Mm<sup>3</sup> por ano (Brasil, 2019; Vidal et al., 2020) e pode ser considerada uma meta de produção para satisfazer a necessidade atual do mercado (Sist et al., 2021). No entanto, as suas atuais práticas de colheita (20 m<sup>3</sup>/ha, a cada 35 anos, com a retirada de 20% de todas as espécies comercial), tem uma produção anual de apenas 0,47 Mm<sup>3</sup>, ou seja, muito abaixo da meta de 11 Mm<sup>3</sup>, sendo então a extração ilegal a maior contribuinte da demanda de madeira extraída na Amazônia (Sist et al., 2021).

Um bom exemplo para representar os impactos em diferentes escalas foi o estudo de Carvalho, Hawes e Haugaasen, (2022), sobre a extração seletiva na Amazônia, na Floresta Nacional do Jamari, onde a maioria das espécies encontradas pertence a gêneros de árvores dispersas por animais (65%), seguidas de árvores não zoocóricas (35%). Esses autores observaram que as perdas médias devido a extração seletiva nas espécies zoocóricas foram de 23%, enquanto as perdas para as não zoocóricas foram de 26%. Dessa forma, a conclusão do estudo foi que havia menores perdas de árvores com sementes zoocóricas em comparação com sementes não zoocóricas e isso não se traduz em baixos impactos para os frugívoros residentes que encontram um cenário diferente e com menor disponibilidade de recurso (Carvalho; Hawes; Haugaasen, 2022). Vale ressaltar que, os mamíferos de grande porte (e.g., os primatas e as antas) oferecem serviços de dispersão de sementes para muitas espécies de árvores de sementes grandes nas regiões neotropicais (Peres; Barlow; Laurance, 2006). Além disso, existe uma relação positiva entre a densidade da madeira e o tamanho da semente (Hawes et al., 2020). Logo, as espécies-alvo da exploração seletiva de madeira, que são aquelas com elevada densidade madeira, também são aquelas com maior tamanho da semente, e assim, requerem dispersores especializados (Hawes et al., 2020). Logo, é razoável esperar relações negativas entre a exploração de madeira e espécies de madeira pesada, e assim, com a presença de grandes (ou médios) mamíferos na paisagem (Carvalho JR et al., 2021).

Todavia, os impactos sobre a floresta também podem ocorrer simultaneamente, ou seja, mesmo após as operações de colheita a redução de espécies que são fundamentais para a manutenção da floresta a longo prazo, sofrem com as ameaças do esvaziamento das florestas por meio da caça (Carignano Torres et al., 2021) e aumento populacional (Poulsen et al., 2009). O desenvolvimento das serrarias e de cidades nos arredores dos locais explorados leva ao aumento

populacional que também podem alterar os padrões de caça, gerando um *looping* (Poulsen et al., 2009). Vale frisar que a perda daquelas espécies responsáveis pela manutenção da fauna, torna a floresta manejada vulnerável em longo prazo do ponto de vista ecológico e do ponto de vista de produção dos próximos ciclos de colheita (Yano et al., 2021).

Um outro estudo que reforça as consequências da exploração e, em especial, a insustentabilidade dela, foi realizado por Sist et al., (2021) (Figura 1). Os autores simulam vários cenários de colheita e aquele de menor intensidade (10 m<sup>3</sup>/ha), com maior ciclo de recuperação (60 anos) e maior variabilidade na lista de espécies exploradas (50% das espécies) apontaram que se os ciclos de colheita (linha azul) não tiverem o intervalo suficiente de recuperação, o volume comercial disponível diminuirá até alcançar um ponto de insuficiência para manter uma produção constante (linha vermelha).



**Figura 1** - Ilustração da duração da produção de madeira mantida e sustentada.

**Fonte:** Sist et al, 2021.

Diante disso, nos perguntamos, o que tudo isso significa? Significa que é preciso tratar com cautela a recuperação das florestas a longo prazo, pois a cada ano, as condições de crescimento podem ser diferentes e diferentes espécies de árvores responderão de forma particular aos efeitos das perturbações (Ferreira et al., 2020). As diretrizes de gestão utilizadas nas colheitas posteriores podem sempre ser melhoradas levando em consideração os efeitos da extração seletiva anterior, o que poderia manter a sustentabilidade da produção de madeira por diversos ciclos (LAING et al., 2021).

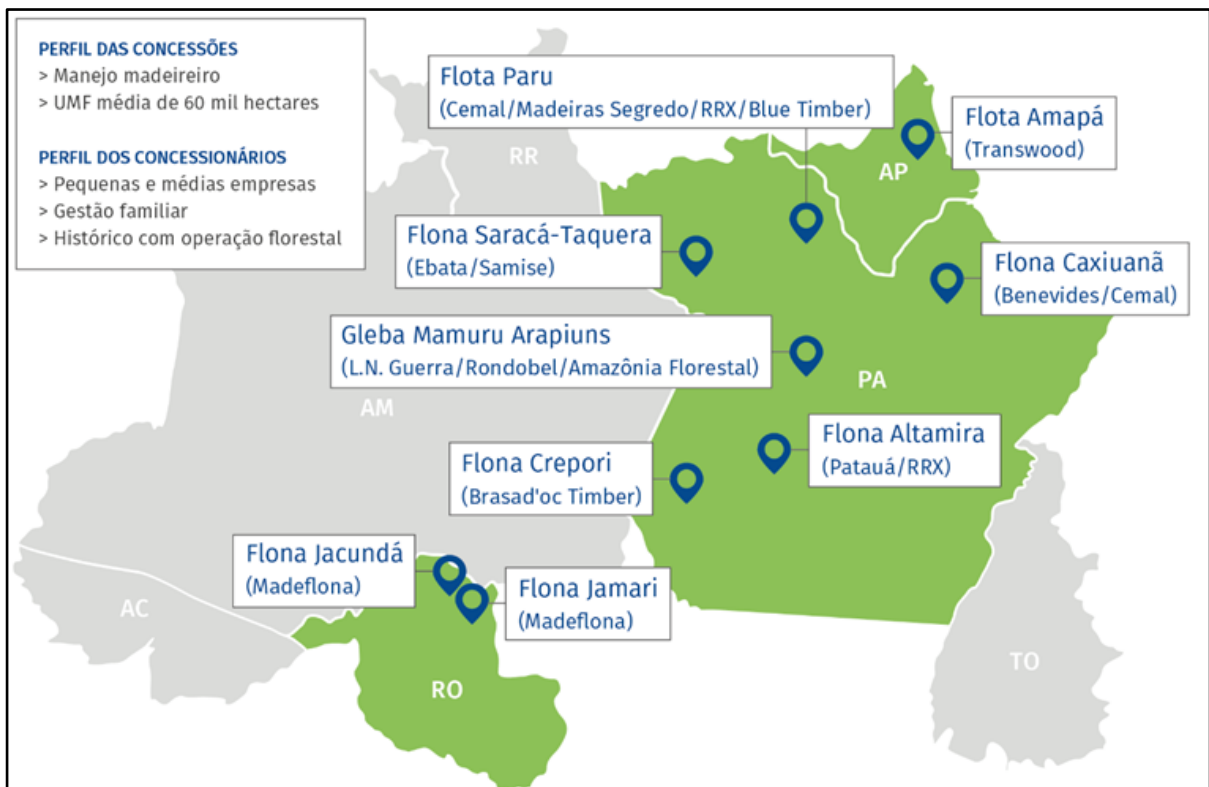
### **3.3. Concessões florestais como uma alternativa de uso sustentável das florestas**

O governo brasileiro, em 2006, com a Lei 11.284/2006, estabeleceu as áreas de concessão florestal com o objetivo de proteger as florestas por meio da produção sustentável (Brasil, 2006). As concessões são planejadas nas áreas e nos municípios em que o Ministério do Meio Ambiente reconhece como prioridade para combater com maior precisão o desmatamento ilegal (Brasil, 2022b). De acordo com Tritsch et al., (2020), a concessão florestal é um instrumento que deve promover a utilização das florestas em bases sustentáveis e de longo prazo, com o intuito de estabelecer como direito fundamental o meio ambiente equilibrado, transformando os recursos naturais em bens ambientais.

Por definição, a concessão florestal consiste na transferência do direito para exploração das florestas, onde empresas madeireiras por meio de leilões submetem projetos com propostas de quanto pretendiam pagar pela madeira (proposta de preço) e os caminhos para as diligências sociais e ambientais (proposta técnica) (Brasil, 2006). Assim, a concessão florestal pode se caracterizar como sendo uma intervenção planejada, com baixo impacto à vegetação, garantindo assim a manutenção da biodiversidade e a eficiência na produção de madeira (Brasil, 2022b).

Embora a Lei de Concessões Florestais seja de 2006, o setor das indústrias madeireiras ainda desenvolve poucos projetos nessas áreas. Segundo dados do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Brasil, 2022a), em 2020, o Brasil possuía uma área de 1,05 milhão de hectares de florestas públicas federais em 18 contratos de concessões (Figura 2). Na esfera federal, as Unidades de Manejo Florestal (UMFs) concedidas estão localizadas nas Florestas Nacionais do Jamari (a mais antiga) e Jacundá, no estado de Rondônia, e nas Florestas Nacionais de Saracá-Taquera, Crepori, Altamira (a maior área em ha) e Caxiuanã, no estado do Pará (SFB, 2022a). Na esfera federal estadual, apenas duas unidades estão concedidas, onde as concessões localizam-se nas florestas estaduais do Amapá e do Pará, em uma área de 0,06 milhão de hectares (SFB, 2022b). E dessa forma, as áreas sob concessão florestal chegam a ocupar 1,6 milhões de hectares do território do bioma amazônico, mas ainda existem áreas com o potencial para concessões florestais, que podem chegar a 35 milhões de hectares (Sist et al., 2021). O perfil com maior frequência dos

concessionários do setor madeireiro é de pequenas e médias empresas, de gestão familiar e que já possuem histórico com operação florestal (BNDES, 2021).



**Figura 2** - Localização das Unidades de Manejo Florestal concedidas na Amazônia Legal.  
**Fonte:** BNDES, 2021.

Com as tecnologias de rastreabilidade das operações nas concessões florestais federais pelo Sistema de Cadeia de Custódia (SCC), dados de 2022 apontam que já foram colhidos mais de 1.408.673,17 m<sup>3</sup>. E, as espécies mais procuradas pelos concessionários do setor madeireiro se concentram em poucas espécies como: *Dinizia excelsa* (Angelim vermelho) 11%, *Hymenaea courbaril* (Jatobá) 10%, *Manilkara huberi* (Maçaranduba) 9%, *Couratari guianensis* (Tauari) 6%, *Apuleia leiocarpa* (Garapeira) 5%, *Dipteryx odorata* (Cumaru) 4%, *Tabebuia serratifolia* (Ipê amarelo) 4% e *Astronium lecointei* (Muiracatiara) 4% (Brasil, 2022c).

As florestas tropicais oferecem produtos e serviços florestais, no qual a exploração madeireira sem planejamento de colheita para o corte das árvores dificulta a renovação do estoque florestal (Fagundes et al., 2020). Tal planejamento é materializado no Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), no qual constarão as normas e diretrizes de exploração para garantir a regeneração florestal após a perturbação (Remor; Hillbucht, 2009). Porém, a exigência de um plano de manejo florestal funciona para todas as concessões?

Um bom exemplo que pode ser citado é na África, na Bacia do Congo, onde a vantagem do PMFS em combate ao desmatamento foi relatada por Tritsch et al., (2020), ou seja, áreas de concessão com PMFS apresentaram menos áreas perturbadas em comparação com áreas de concessão sem o sistema de uso sustentável, uma diferença de menos de 74% de impacto. Dessa forma, um bom/replicável sistema de gestão das florestas, com normas e diretrizes de colheita bem definidos, limita o desmatamento e garante a preservação dos recursos florestais (biodiversidade e serviços ecossistêmicos) ao mesmo tempo em que contribui para o desenvolvimento socioeconômico local (Laurance, Sayer, Cassman, 2014).

No Brasil, a lei permite às concessionárias o uso sustentável da madeira em tora por meio de um sistema de rodízio, o que torna possível a produção contínua e sustentável (CONAMA, 2009). As principais diretrizes de manejo florestal na Instrução normativa do Ministério do Meio Ambiente levam em consideração o ciclo de corte, intensidade de corte e autorização para exploração (AUTEX) (Brasil, 2006).

- a) **Ciclo de corte:** 10 anos para o PMFS de Baixa Intensidade e 25 anos à 35 anos para o PMFS Pleno;
- b) **Intensidade de corte:** 10 m<sup>3</sup>/ha para o PMFS de Baixa Intensidade com ciclo de corte inicial de 10 anos e 30 m<sup>3</sup> /ha para o PMFS Pleno com ciclo de corte inicial de 35 anos;
- c) **AUTEX:** documento que autoriza o início da exploração e especifica o volume máximo de quais espécies foram permitidas a exploração.

Todavia, na Amazônia, ainda é preciso avaliar a capacidade das concessionárias de fornecerem produtos madeireiros por sucessivos ciclos de extração seletiva a longo prazo, pois pesquisadores afirmaram que os atuais regimes de colheitas só podem ser sustentados por vários ciclos de corte se as madeiras de alto valor comercial foram substituídas por espécies de crescimento rápido e com madeira de baixa densidade e menor valor comercial (Sist et al., 2021). Sendo essas opções, 1) alongar os ciclos de corte e reduzir as intensidades máximas de corte para se adequar a cenários mais sustentáveis e 2) aumentar a lista de espécies comerciais para 50% dos indivíduos com DAP >50 cm.

Na literatura, é possível encontrar autores indicando a necessidade de um período mais longo para a recuperação das florestas nas áreas pós exploração madeireira. Durante o estudo de Laing et al., (2021), em florestas secundárias de

concessão florestal, a recuperação da biomassa acima do solo (BAS) foi significativamente menor em 58% após 30 anos entre os diferentes cenários florestais pré e pós extrações seletivas de madeira. O que mostra uma clara redução nos estoques futuros de madeira e prestação de serviços ecossistêmicos. Além disso, uma outra alternativa é o aumento do tempo de vida útil da madeira serrada para o consumidor final. Isso faz com que elas sejam descartadas com menor facilidade, reduzindo assim a necessidade de altas demandas na cadeia produtiva (Alice-Guier; Mohren; Zuidema, 2020).

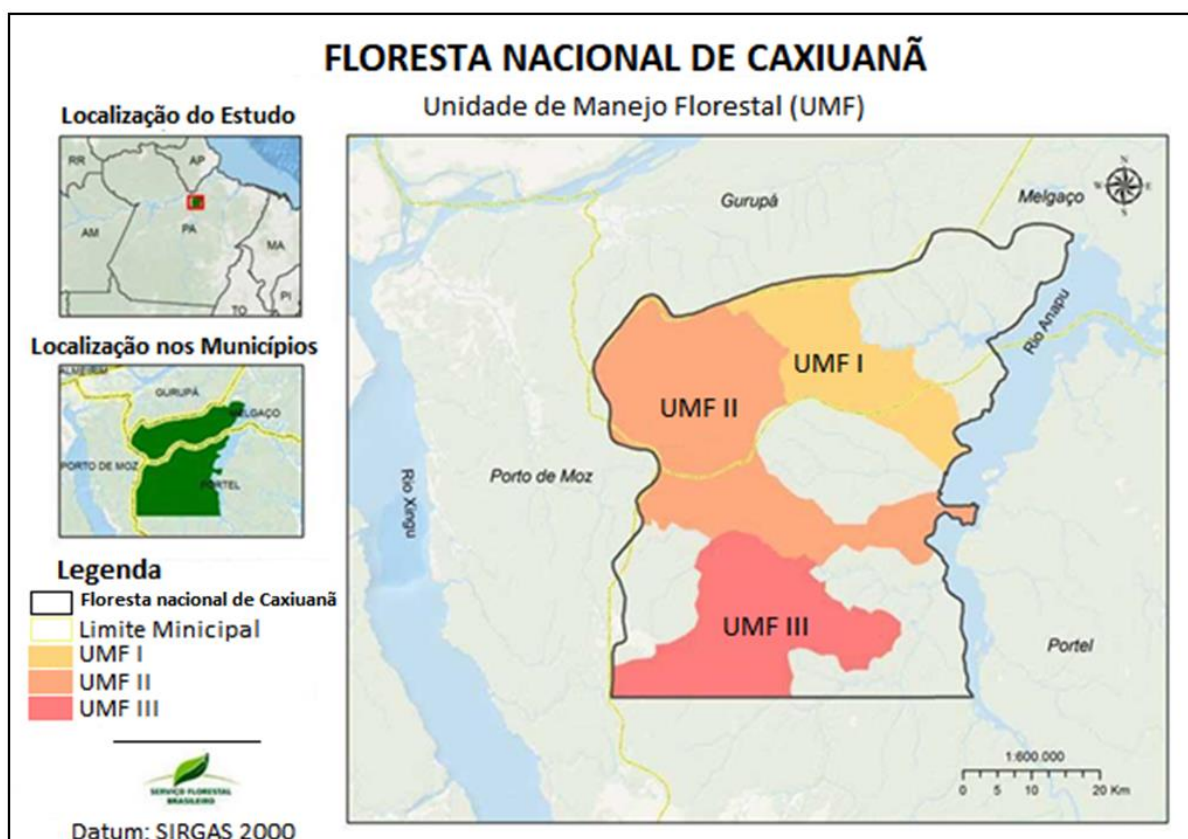
Por fim, vale ressaltar que na Amazônia, a taxa de desmatamento foi a mais elevada dos últimos 15 anos, sendo cerca de 1,3 milhões de hectares desmatados entre agosto de 2020 e julho de 2021 (Lentini, M.; Sobral, L.; Palmieri, R, 2022). O que se pode concluir é que a estratégia de ampliar as áreas de concessões onde os índices de desmatamento são maiores para reduzir esse índice pode representar um risco pois ainda não se sabe sobre os reais impactos da atividade de extração seletiva nas concessões.

## **4. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **4.1. Área de Estudo**

Este estudo foi realizado na Floresta Nacional (FLONA) de Caxiuanã, Brasil (Figura 3). A FLONA cobre uma área de 322.400,00 ha, dos quais 96% estão sobre latossolo amarelo de origem terciária (ICMBio 2012). De acordo com a classificação de Köeppen, o clima da região é caracterizado como tropical úmido (Am). A precipitação na região é sazonal, representada por uma estação chuvosa de janeiro a junho (precipitação média de 1717,3 mm) e uma estação menos chuvosa de junho a dezembro (precipitação média de 534 mm). A média anual de temperatura é 25,9 °C e a umidade relativa fica próxima dos 82% ao longo do ano (Costa et al., 2013). A vegetação de Caxiuanã é predominantemente de floresta de terra firme, seguida de outras vegetações em menor proporção, como savanoide/campinas amazônicas (não-floresta), florestas de várzea e áreas de capoeira/vegetação secundária (ICMBio 2012). Dentro da FLONA, o Plano de Manejo foi definido como Zona de Manejo Florestal Sustentável em 183.695,7 ha, dos quais 176 mil foram destinados à concessão florestal. A área para concessão foi dividida em três unidades de manejo

florestal (UMF): UMF I com 37.365 ha, UMF II com 87.067 ha e UMF III, com 52.168 ha (Figura 3).



**Figura 3** - Localização da Floresta Nacional de Caxiuanã, com destaque para as Unidades de Manejo Florestal (UMFs) em operação na FLONA.

**Fonte:** Brasil, 2022a.

#### 4.2. Obtenção dos dados

Os dados foram obtidos a partir do inventário florestal 100% das áreas de UMF I e II que estão sob concessão da Benevides Madeireira Ltda e a UMF III que está sob concessão da CEMAL Comércio Ecológico de Madeiras Ltda. As três unidades estão em áreas de floresta de terra firme e em condições de floresta primária ([www.florestal.gov.br](http://www.florestal.gov.br)).

Todas as áreas de estudo da concessão estão sob a mesma condição de exploração de madeira em tora como produto principal. Logo, representam uma excelente oportunidade para o desenvolvimento do estudo investigado às respostas das florestas ao manejo florestal sustentável. Os indivíduos já foram classificados pelas empresas atuantes em categorias: Substituta (14,56%), Explorar (21,68%), Remanescente (63,46%) e Outras (0,31%), i.e., as árvores já estão definidas/selecionadas para corte.

No total, foram instaladas oito unidades de produção anual (UPAs) dentre as UMFs, contendo 216.030 árvores inventariadas, distribuídas em 194 espécies, 105 gêneros e 36 famílias; o que representava uma densidade de 14,43 ind/ha, dos quais 22% (46.830) dos indivíduos estavam selecionados/marcados para exploração. Após a exploração, passaram a conter 169.200 indivíduos (i.e., 10,92 ind/ha), mas sem alteração no número de espécies, gêneros e famílias presentes nas UMFs. Das espécies selecionadas para explorar, 37% (71 espécies; 3,51 ind/ha) tiveram mais de 1 indivíduo removido nas oito UMFs. As informações gerais de manejo e a lista de espécies de interesse para a produção madeireira encontram-se nos Planos de manejo (CEMAL, 2017; BENEVIDES, 2017).

#### 4.3. Atributos funcionais das assembleias de grandes árvores

Os indivíduos e as espécies foram classificados quanto ao porte, densidade da madeira, DAP, altura comercial, biomassa e estoque de carbono (Tabela 2). Estes atributos funcionais podem ser reconhecidos como sendo de atributos de resposta à exploração madeireira (i.e., atributos do organismo que variam em resposta às condições ambientais; DAP, altura comercial, biomassa e estoque de carbono) ou atributos de efeito da exploração madeireira (i.e., atributos do organismo que afetam condições ambientais ou propriedades do ecossistema; porte, densidade da madeira, biomassa e estoque de carbono) (Violle et al., 2007). É importante ressaltar que alguns atributos (como biomassa e estoque de carbono) podem estar em ambas as categorias. A classificação das espécies de acordo com o porte foi baseada em conhecimento de parataxonomistas e informações disponíveis na literatura (MPEG).

**Tabela 2:** Descrições da classificação funcional usada neste estudo, com definições de características, funções ecológicas e abordagens usadas para determinar os valores das características para cada espécie.

Características e funções ecológicas	Métodos e fontes de dados para determinar valores de características
<b>Porte:</b> está relacionado com a estrutura da floresta, com a capacidade das espécies de competir por luz e estratégia de dispersão (Mahayani et al., 2022).	O porte foi estimado principalmente com o auxílio de parataxonomistas do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG). Classificado em (1) <b>Sub-bosque</b> - espécies arbóreas que não alcançam o dossel, (2) <b>Dossel</b> - cobertura superior formada pelas copas das árvores e, (3) <b>Emergentes</b> - espécies acima do dossel.

**Densidade da madeira** ( $\text{g/cm}^3$ ): pode indicar a capacidade das espécies de crescer (alta taxa de crescimento e baixa densidade da madeira) e resistir à mortalidade (alta resistência física e alta densidade da madeira) (Mahayani et al., 2022).

**DAP (cm)**: o diâmetro da árvore tem relação com o armazenamento de carbono específico do caule (Rutishauser et al., 2016).

**Altura comercial (m)**: a altura da árvore distingue o seu porte e atua como microhabitat para outras espécies (e.g., epífitas e fauna) (Wood; Cardelús; Waltl, 2015).

**Biomassa (Ton)**: Maiores reduções na biomassa acima do solo (AGB) na floresta podem indicar maior degradação florestal (Laing et al., 2021).

**Carbono (Ton)**: Relacionado ao sequestro de carbono nas florestas tropicais. Onde o mesmo acontece com a absorção do carbono atmosférico e armazenamento em forma de biomassa pelas árvores (Bousfield et al., 2022).

Os valores de densidade da madeira foram extraídos do banco de dados global sobre densidade da madeira usando a função *getWoodDensity* do pacote R *BIOMASS* (Chave et al., 2009, Zanne et al., 2009). Sendo classificadas em **leve** ( $\leq 0,50 \text{ g/cm}^3$ ), **média** ( $0,51 \text{ g/cm}^3$  e  $0,72 \text{ g/cm}^3$ ) e **pesada** ( $\geq 0,73 \text{ g/cm}^3$ ) (Melo et al., 1990).

As classes de DAP das grandes árvores foram agrupadas nos seguintes intervalos: **(70-75)**, **(75-80)**, **(80-90)**, **(90-100)**, **(100-120)**, **(120-130)** e **( $\geq 130$ )**.

As classes de Altura foram agrupadas nos seguintes intervalos: **(5-11)**, **(11-14)**, **(14-17)**, **(17-20)**, **(20-22)**, **(22-25)** e **( $\geq 25$ )**.

Os cálculos de biomassa foram estimados por meio de equação alométrica no pacote *BIOMASS* com a função *computeAGB* no ambiente computacional R. Os valores são proporcionados pelo modelo de estimativas de Chave et al., (2014).

A partir dos dados de biomassa, foi possível obter os conteúdos de carbono usando um fator padrão de 0,47 adotado pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006).

---

**Fonte:** Elaborado pelos autores do trabalho.

#### 4.4. Análise dos dados

As análises estatísticas foram realizadas sempre considerando dois cenários: (1) floresta pré-exploração (todos os indivíduos amostrados) e (2) floresta pós-exploração madeireira (sem os indivíduos nomeados como explorar pelas empresas madeireiras). Para testar se há diferença entre os atributos funcionais (Tabela 1) e características estruturais nos dois cenários, foram realizados testes de comparação de médias para amostras dependentes (test-t ou Wilcoxon), utilizando o pacote *dplyr* (Wickham et., 2014). Os pressupostos de dependência, normalidade e homogeneidade foram verificados antes da realização dos testes de comparação. Para essas análises, dados de frequência relativa foram utilizados.

Visando comparar a composição taxonômica entre os dois cenários, foi realizada uma ordenação (escalonamento multidimensional não-métrico; NMDS),

utilizando o índice de Bray-Curtis (para dados de abundância), seguida de análise de dissimilaridade (ANOSIM), utilizando o pacote *vegan* (Jaroksanen et al., 2010). As análises foram realizadas no ambiente computacional R (RStudio, 2021).

## 5. RESULTADOS

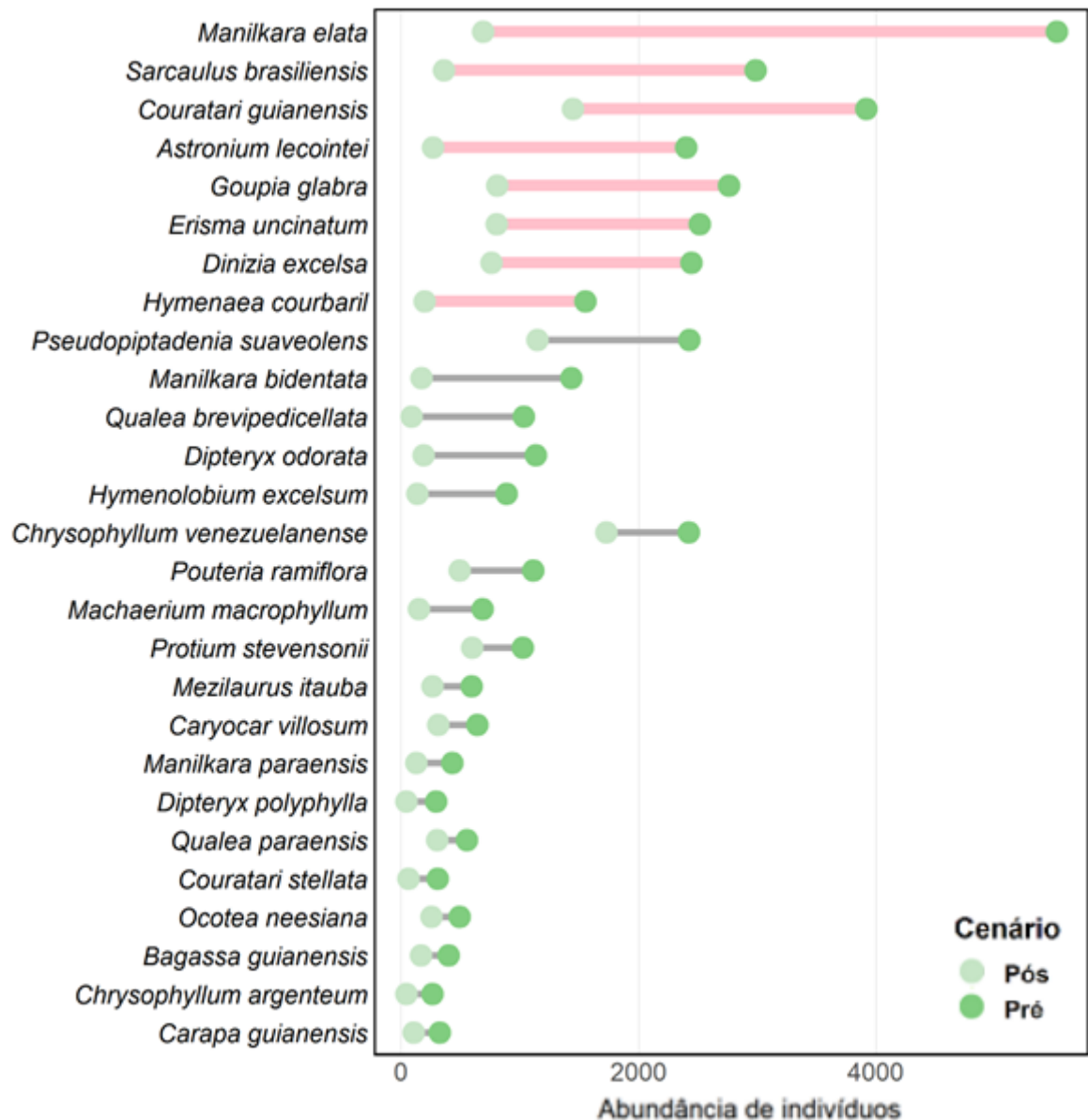
Existiam 71.202 indivíduos de grandes árvores (32,95%; 5,05 ind/ha) pertencentes a 36 famílias, 99 gêneros e 178 espécies no cenário pré-exploração madeireira. Após a exploração, passaram a conter 39.314 indivíduos (23,23%; 2,63 ind/ha), mas sem alteração no número de famílias, gêneros e espécies presentes nas UMFs. Das espécies marcadas como explorar pelas empresas madeireiras, 71 delas (100%) tiveram mais de um indivíduo removido nas oito UMFs. Vale ressaltar que os 31.888 indivíduos colhidos eram de grandes árvores (68% de todos os indivíduos explorados); o que representou uma intensidade média de 2,41 ind/ha, equivalente a 18,72 m<sup>3</sup>/ha.

Para os cenários pré e pós exploração (pré: 8.900,25 ± 6.582,08; pós: 4.914,25 ± 4.293,7; média ± desvio padrão), a abundância de indivíduos de grandes árvores teve uma alteração expressiva, com uma redução de 44,78% dos indivíduos ( $t= 4.42$ ,  $df= 7$ ,  $p= <0.01$ ). O mesmo foi observado para biomassa (pré: 40777.2 ± 26694.71; pós: 20428.25 ± 15659.89;  $t= 4.95$ ,  $df= 7$ ,  $p= <0.01$ ) e estoque de carbono (pré: 19165.28 ± 12546.51; pós: 9601.28 ± 7360.15;  $t= 4.95$ ,  $df= 7$ ,  $p= <0.01$ ) nas assembleias de grandes árvores, com reduções de 50,10% e 50,10%, respectivamente, no cenário pós exploração.

A assembleia de grandes árvores era dominada por 14 famílias que juntas representavam mais de 95% das assembleias de grandes árvores, com as famílias Fabaceae e Sapotaceae sozinhas representando mais de metade de todas as grandes árvores. As cinco principais espécies ordenadas por abundância, eram *Manilkara elata* (Allemão ex Miq.) Monach (7,8%), *Couratari guianensis* Aubl (5,5%), *Sarcaulus brasiliensis* (A.DC.) Eyma (4,2%), *Goupia glabra* Aubl (3,9%) e *Parkia nitida* Miq (3,6%) (Anexo I).

No cenário pós-exploração madeireira, as espécies inicialmente dominantes perderam as suas posições de dominância no *ranking* de abundância, passando as posições para *Parkia nitida* Miq (6,5%), *Tachigali paniculata* Aubl.(5,1%), *Chrysophyllum venezuelanense* (Pierre) T.D.Penn. (4,4%), *Tachigali multijuga* Benth. (4%) e *Couratari guianensis* Aubl (3,7%). As oito espécies mais exploradas foram *M.*

*elata* (15,2% de todos os indivíduos e 87,6% de todos os indivíduos retirados da espécie (Maçaranduba), *S. brasiliensis* (8,2%; 87,9% (Guajará)), *C. guianensis* (7,8%; 63,1% (Tauari)), *Astronium lecointei* Ducke (6,7%; 88,9% (Muiracatiara)), *G. glabra* (6,1%; 70,7% (Cupiúba)), *Erisma uncinatum* Warm (5,4%; 68% (Quarubarana)), *Dinizia excelsa* Ducke (5,3%; 69% (Angelim-vermelho)) e *Hymenaea courbaril* L (4,2%; 87,4% (Jatobá)), sendo essas oito espécies de grandes árvores responsáveis por mais de 59% do foco de exploração (Figura 4). Vale destaque que *Qualea brevipedicellata* Stafleu e *A. lecointei* representaram pouco do total de indivíduos removido (4% e 6,7%, respectivamente, dos indivíduos removidos), mas tiveram a retirada de muitos indivíduos na espécie, 92% e 89%, respectivamente, do total removido.



**Figura 4** – *Ranking* com as 27 espécies arbóreas encontradas nos cenários pré e pós exploração madeireira, evidenciando as oitos espécies com maior retirada de indivíduos entre os cenários (linha rosa), que contabilizaram 90% da exploração.

**Fonte:** Autores, 2022.

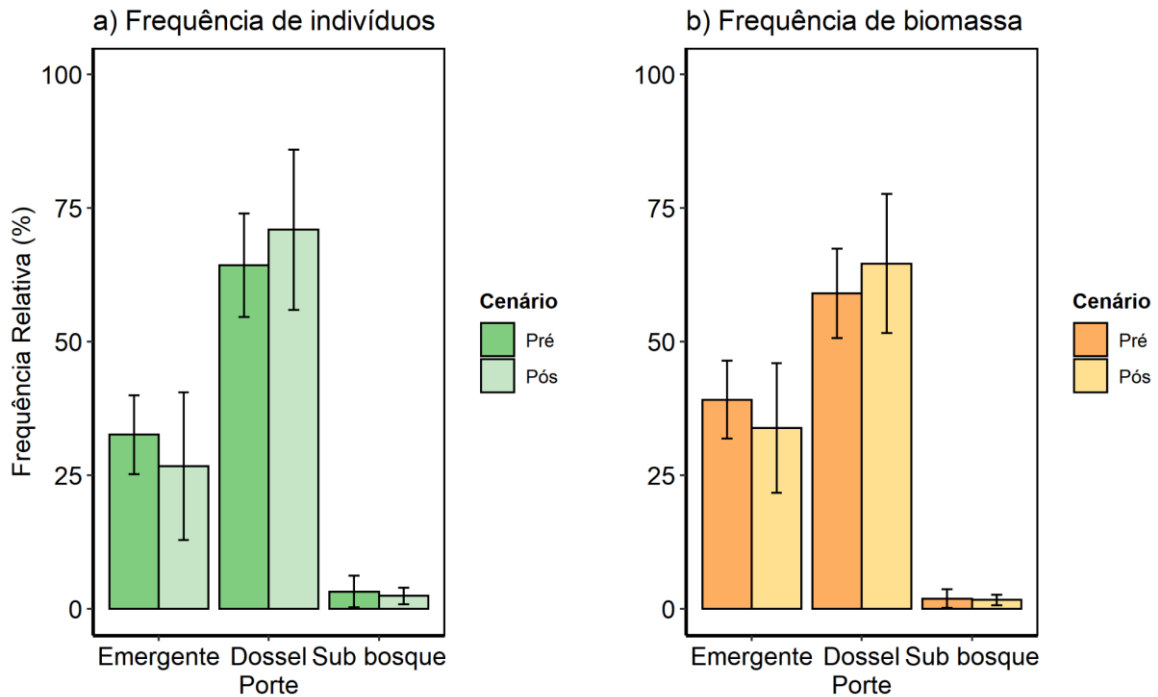
Em relação ao perfil funcional das assembleias de grandes árvores, ele era dominado por indivíduos e biomassa/estoque de carbono de: (1) dossel (64,25% de todos os indivíduos e 59,02% de toda a biomassa/carbono), seguidos por espécies emergentes (32,54% de todos os indivíduos e 39,11% de toda a biomassa/carbono) e de sub-bosque (3,19% de todos os indivíduos e 1,85% de toda a biomassa/carbono) (Figura 5). E, (2) densidade da madeira média (58,02% de todos os indivíduos e 50,77% de toda a biomassa/carbono), seguida pelas de densidade pesada (36,58% de todos os indivíduos e 45,39% de toda a biomassa/carbono) e leve (5,38% de todos os indivíduos e 3,83% de toda a biomassa/carbono) (Figura 6). Sobre as características estruturais, a maior frequência de indivíduos pertencia (3) as classes de DAP entre 70 e 90 cm, com 62,58% da abundância e as classes de DAP entre 80 e >130 cm representavam 72,88% da proporção de biomassa e estoque de carbono (Figura 7). Por fim, (4) as classes de altura entre 14 e 22 m representavam 89,65% da abundância e 90,58% da proporção de biomassa e estoque de carbono (Figura 8).

O corte seletivo afetou negativamente a contribuição relativa dos indivíduos entre os grupos ecológicos porte dossel, densidade da madeira pesada e altura entre 5-11 e 20-22 m entre os cenários pré e pós exploração (Tabela 3). Os indivíduos de porte dossel receberam um incremento de 10,35% (64,25% para 70,90%; Figura 5). Um padrão semelhante foi encontrado com a densidade da madeira leve um incremento de 60,59% (5,38% para 8,64%). Por outro lado, indivíduos com DAP entre 75-120 cm experimentaram redução 4,33% e altura entre acima de 17 m de 20,94%. Em oposição às demais classes que permaneceram inalteradas (Tabela 3).

**Tabela 3:** Resultados das comparações (test-t (t) e Wilcoxon (W)) pré e pós exploração madeireira na FLONA de Caxiuanã, Pará, Brasil, para os grupos funcionais analisados. Os valores em negrito indicam as diferenças encontradas entre os cenários. DP = Desvio Padrão.

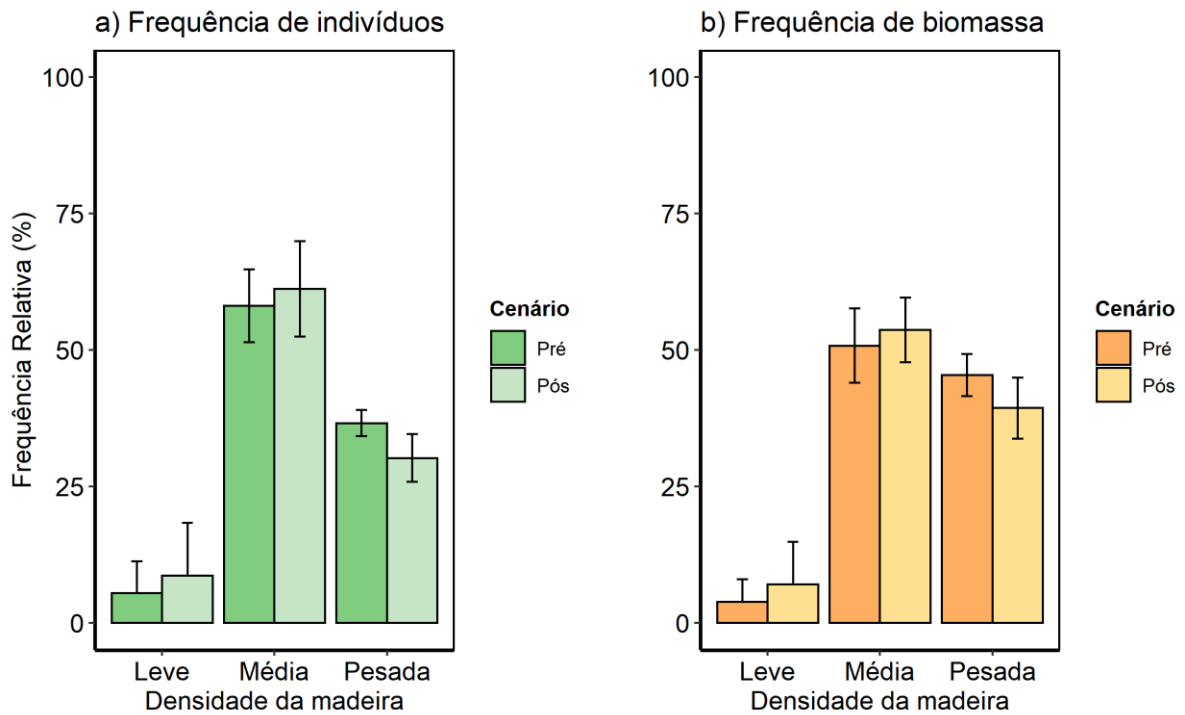
	Grupo Funcional	Abundância de indivíduos			Biomassa acima do solo (Mg)		
		Pré-exploração Média ± DP	Pós-exploração Média ± DP	p-valor t / U	Pré-exploração Média ± DP	Pós-exploração Média ± DP	p-valor t / U
<b>Porte</b>	Sub-bosque	3.19±2.97	2.39±1.53	>0,05 t=1,38	1.85±1.73	1.62±1.00	>0,05 t=0,84
	Dossel	64.25±9.71	70.90±15.00	<b>&lt;0,01 t=-2,66</b>	59.02±8.37	64.56±13.02	<b>&lt;0,01 t=-2,63</b>
	Emergente	32.54±7.35	26.70±13.80	>0,05 t=2,17	39.11±7.27	33.81±12.13	>0,05 t=2,24
<b>Densidade da madeira</b>	Leve	5.38±5.83	8.64±9.61	>0,05 U=0	3.83±4.13	6.99±7.78	<b>&lt;0,01 U=-2,45</b>
	Médio	58.02±6.67	61.16±8.76	>0,05 t=-2,28	50.77±6.81	53.67±5.93	>0,05 t=-1,63
	Pesada	36.58±2.41	30.18±4.33	<b>&lt;0,01 t=4,83</b>	45.39±3.86	39.32±5.61	<b>&lt;0,01 t=2,51</b>
<b>Classes de DAP</b>	70 † 75	25.04±6.62	27.70±6.34	>0,05 U=2	15.20±4.61	16.90±5.63	>0,05 t=-2,19
	75 † 80	16.66±2.38	16.24±2.92	>0,05 t=0,34	11.89±2.13	11.21±3.21	>0,05 t=-1,63
	80 † 90	20.88±7.42	19.06±8.96	>0,05 t=2,00	17.97±6.90	16.21±8.98	>0,05 t=-0,89
	90 † 100	17.01±5.03	13.50±6.50	>0,05 t=1,38	17.85±4.26	13.62±5.68	<b>&lt;0,01 t=0,23</b>
	100 † 120	12.31±5.74	11.81±4.25	>0,05 U=0,36	16.62±5.33	15.40±4.23	>0,05 t=0,75
	120 † 130	4.69±2.68	6.86±6.00	>0,05 U=25	8.82±4.31	11.61±9.04	>0,05 t=2,06
	> 130	3.38±0.48	4.80±2.71	>0,05 U=22	11.62±2.47	15.02±5.54	>0,05 t=1,08
<b>Classes de altura</b>	5 † 11	2.12±2.14	2.37±2.42	<b>&lt;0,01 t=-2,45</b>	1,21±1,24	1,50±1,59	>0,05 U=8
	11 † 14	6.27±5.05	6.99±5.83	>0,05 t=-1,79	4,66±3,86	5,38±4,71	>0,05 t=0,63
	14 † 17	37.39±25.52	38.36±26.85	>0,05 t=-0,77	34,81±24,85	36,24±27,55	>0,05 t=1,79
	17 † 20	19.75±12.24	19.56±13.17	>0,05 t=0,20	21,53±14,49	21,35±15,48	>0,05 U=33
	20 † 22	32.51±41.77	31.85±41.65	<b>&lt;0,01 t=1,21</b>	34,24±41,52	33,75±41,82	>0,05 t=0,72
	22 † 25	1.31±1.07	0.52±0.68	>0,05 t=2,50	2,38±1,97	1,09±1,32	>0,05 t=-1,57
	> 25	0.62±0.74	0.31±0.69	>0,05 U=22	1,13±1,30	0,65±1,46	>0,05 U=7

Fonte: Elaborado pelos autores do trabalho.



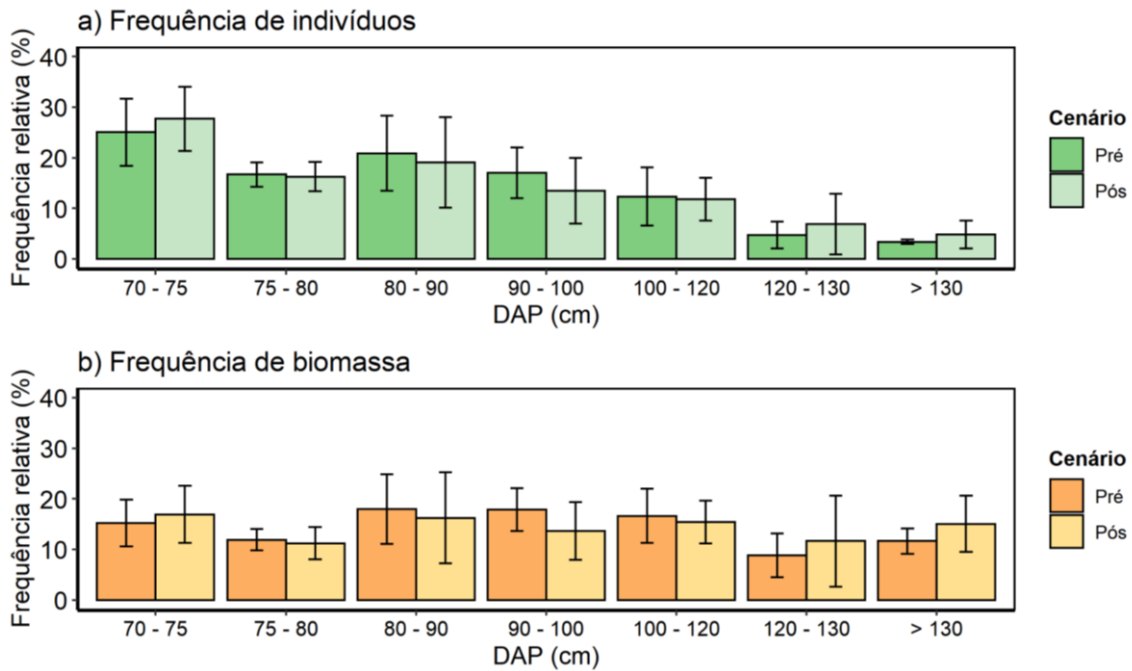
**Figura 5** – Classes de Porte nos cenários pré e pós exploração para a) Abundância e b) Biomassa Acima do Solo na FLONA de Caxiuanã, Pará, Brasil.

**Fonte:** Autores, 2022.



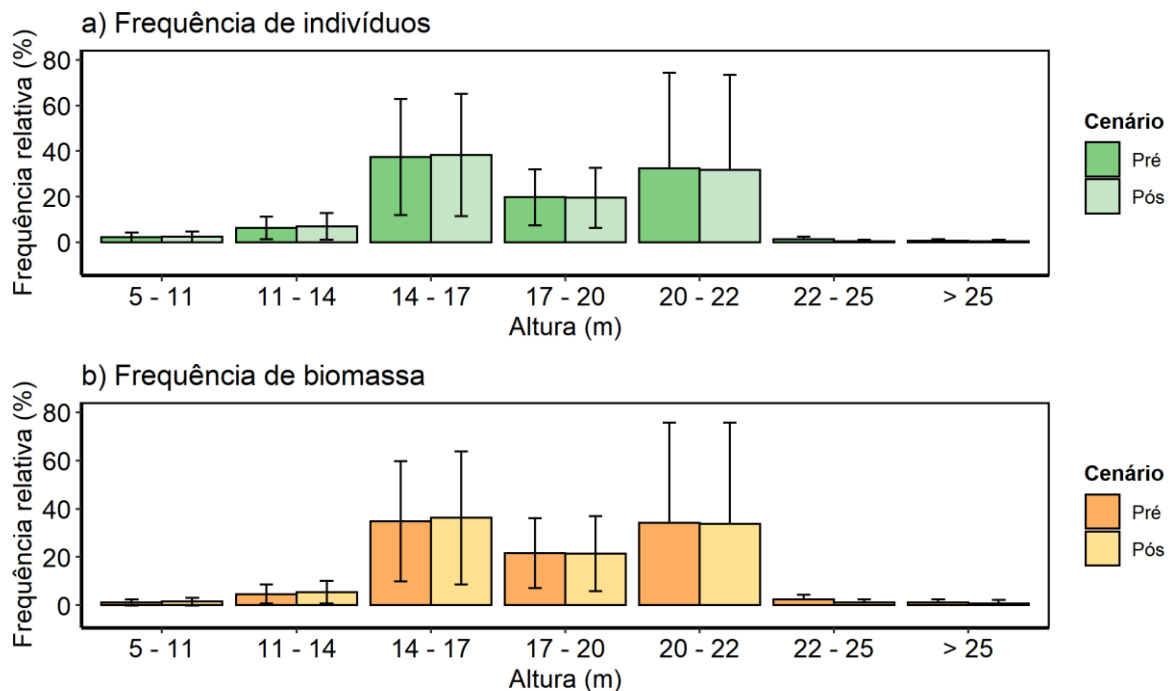
**Figura 6** – Classes de densidade da madeira nos cenários pré e pós exploração para a) Abundância e b) Biomassa Acima do Solo para na FLONA de Caxiuanã, Pará, Brasil.

**Fonte:** Autores, 2022.



**Figura 7** – Classe de Diâmetro a Altura do Peito nos cenários pré e pós exploração para a) Abundância e b) Biomassa Acima do Solo na FLONA de Caxiuanã, Pará, Brasil.

**Fonte:** Autores, 2022.



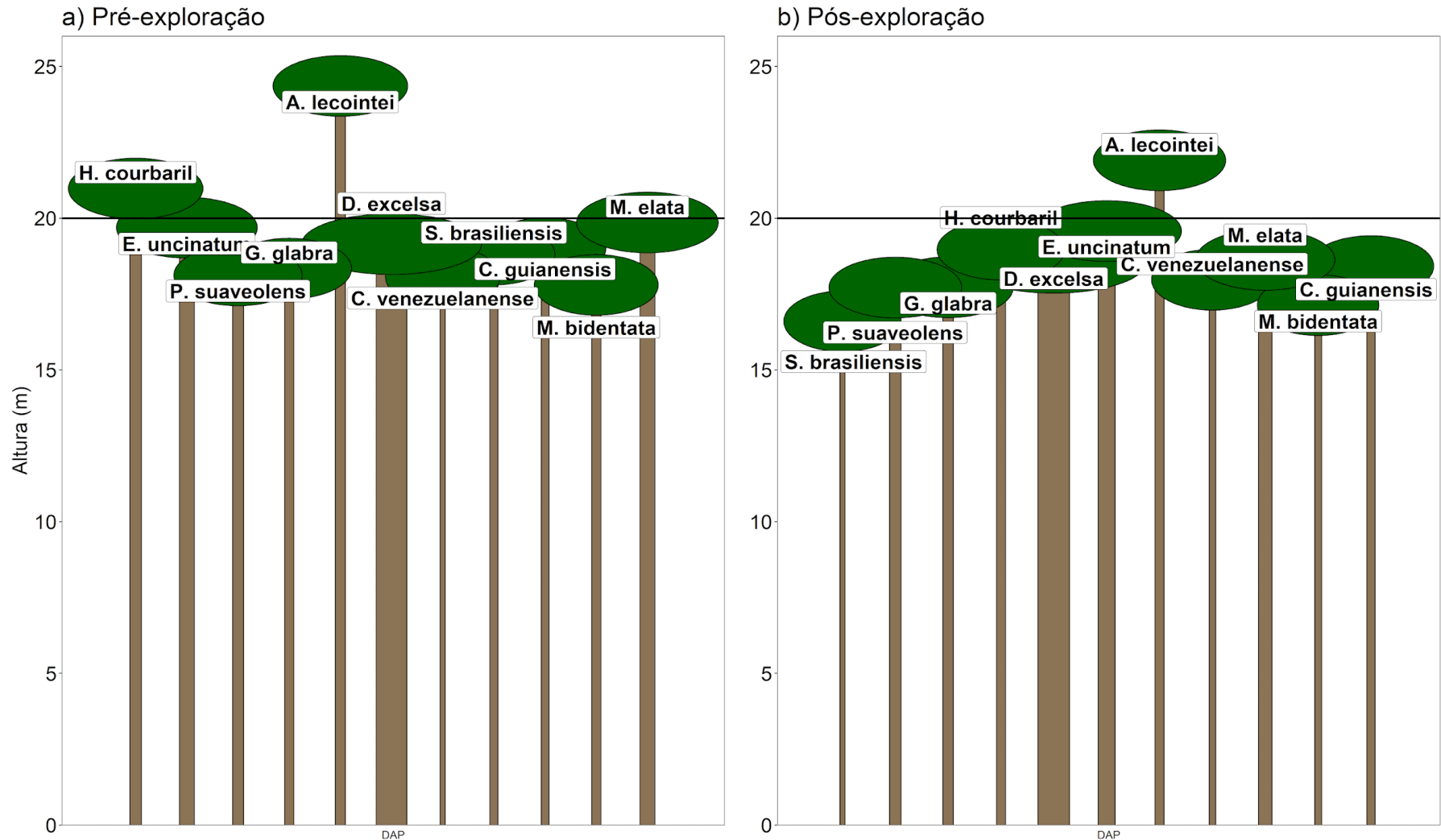
**Figura 8** – Classe de Altura nos cenários pré e pós exploração para a) Abundância e b) Biomassa Acima do Solo na FLONA de Caxiuanã, Pará, Brasil.

**Fonte:** Autores, 2022.

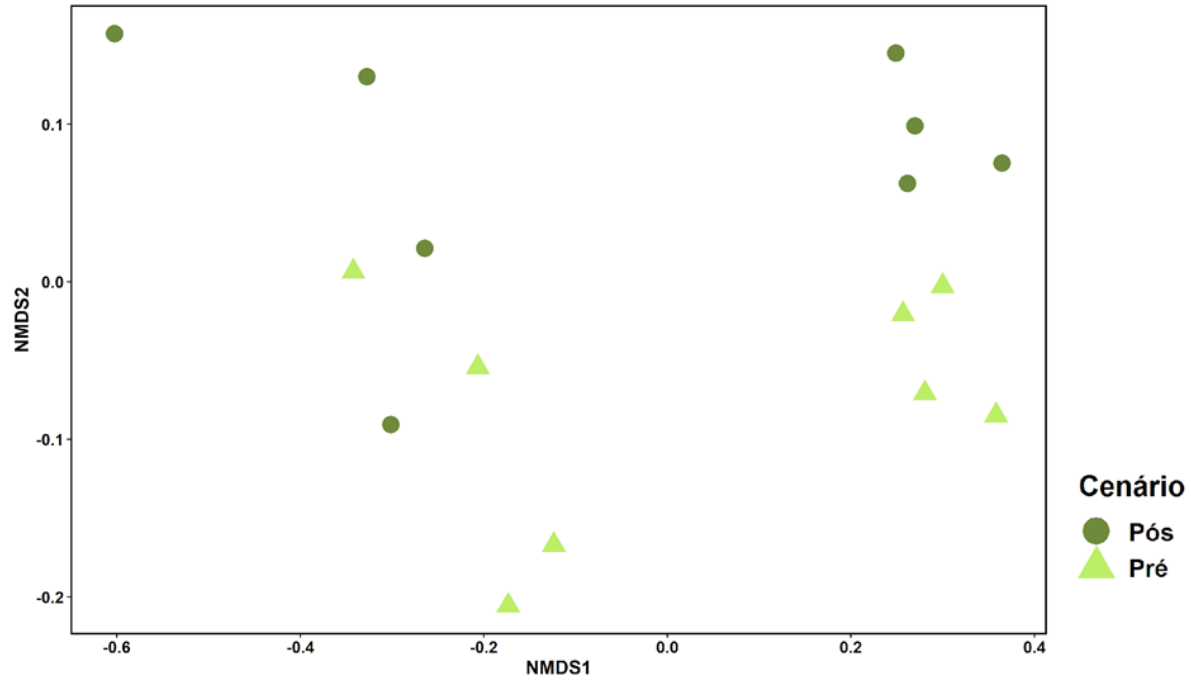
Em relação às características funcionais com as principais remoções por indivíduos e biomassa/estoque de carbono foram: (1) dossel (59,5% de todos os indivíduos e 54% de toda a biomassa/carbono), seguidos de emergentes (38,7% de todos os indivíduos e 45% de toda a biomassa/carbono) e sub-bosque (1,80% de

todos os indivíduos e 1% de toda a biomassa/carbono). E, (2) densidade da madeira média (53% de todos os indivíduos e 44% de toda a biomassa/carbono), seguido por pesada (46% de todos os indivíduos e 55,5% de toda a biomassa/carbono) e leve (1% de todos os indivíduos e 0,5% de toda a biomassa/carbono). As características estruturais com maiores remoções foram (3) as classes de DAP entre 70 e 90 cm, com 65,51% da abundância e as classes de DAP entre 90 e  $\geq 130$  representavam 53,04% da proporção de biomassa e estoque de carbono. E, (4) nas classes de altura entre 14 e 22 m representavam 86,47% da abundância e nas classes de altura entre 14 e  $\geq 25$  m 91,90% da proporção de biomassa e estoque de carbono.

Resumidamente, o corte seletivo afetou o acúmulo de biomassa acima do solo das assembleias de grandes árvores de porte dossel, densidade da madeira leve e pesada e, DAP entre 90–100 (Tabela 3). Nossos resultados também mostraram que uma maior quantidade de indivíduos de altura comercial ficou na faixa dos 20 m de altura (Figura 9), chamando a atenção para a perda das grandes árvores ser resultante principalmente (ou exclusivamente) na retirada dos indivíduos que alcançam o dossel e o estrato emergente da floresta. Por fim, sobre a composição taxonômica das assembleias de grandes árvores, manteve-se inalterada entre os cenários pré e pós exploração (ANOSIM:  $r = 0,06$ ,  $p = 0,17$ ; Figura 10).



**Figura 9** - Ilustração aproximada da realidade observada na floresta pré-exploração (a) e na floresta pós-exploração (b) madeireira em relação à altura e DAP das espécies encontradas na FLONA de Caxiuanã, Brasil. A altura representada é o resultado da média das 20 maiores alturas e 20 maiores médias de DAP por espécie. **A. lecointei** = *Astronium lecointei* Ducke, **C. guianensis** = *Couratari guianensis* Aubl., **C. venezuelanense** = *Chrysophyllum venezuelanense* (Pierre) T.D.Penn., **D. excelsa** = *Dinizia excelsa* Ducke, **E. uncinatum** = *Erisma uncinatum* Warm., **G. glabra** = *Goupia glabra* Aubl., **H. courbaril** = *Hymenaea courbaril* L., **M. bidentata** = *Manilkara bidentata* (A.DC.) A.Chev., **M. elata** = *Manilkara elata* (Allemão ex Miq.) Monach., **P. suaveolens** = *Pseudopiptadenia suaveolens* (Miq.) J.W.Grimes, **S. brasiliensis** = *Sarcaulus brasiliensis* (A.DC.) Eyma. **Fonte:** Autores, 2022.



**Figura 10** – Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da composição taxonômica nos cenários pré-exploração e na floresta pós-exploração madeireira na FLONA de Caxiuanã, Brasil. Stress = 0,05.

**Fonte:** Autores, 2022.

## 6. DISCUSSÃO

Nossos resultados sugerem que (1) o grupo-alvo da exploração madeireira são espécies de dossel com densidade da madeira pesada; (2) resultando na redução da abundância de indivíduos e estoque de biomassa/carbono nas maiores classes de DAP e altura após o primeiro ciclo de colheita e, (3) mesmo as grandes árvores representando menor abundância de indivíduos em relação às outras espécies, elas representam a maior proporção do estoque de biomassa e carbono da área de estudo. Estes pontos acabam resultando na retirada de muitos indivíduos pertencentes a poucas espécies. Cenário local que representa o que acontece em larga escala quando as florestas são exploradas seletivamente, ou seja, a exploração focada em um conjunto restrito de espécies, taxonomicamente e funcionalmente.

É um consenso na comunidade científica que a perda de espécie está associada a perda da produtividade (Liang et al., 2016) e a perda de características funcionais (CARREÑO-ROCABADO et al., 2016). Nossos achados reforçam a noção de que, a perda contínua de características funcionais nas assembleias de grandes árvores nas florestas tropicais pode reduzir substancialmente a produtividade florestal e, portanto, comprometer futuros ciclos de colheitas e a taxa de absorção de carbono florestal. As estimativas de manejo das empresas ganhadoras do direito de exploração foram de 21 m<sup>3</sup>/ha, ciclo de corte de 25 anos, produtividade de 0,86m<sup>3</sup>/ha/ano e 25,8 m<sup>3</sup>/ha (BENEVIDES, 2017; CEMAL, 2017), valores que estão dentro da média das atuais práticas de colheita de 20 m<sup>3</sup>/ha, a cada 35 anos nas concessões no Brasil (Sist et al., 2021). Do ponto de vista taxonômico, esses valores podem não afetar a composição taxonômica das assembleias, como mostram os resultados aqui encontrados, mas podem afetar a produtividade local, pois uma perda de 10% da biodiversidade é capaz de reduzir 3% de produtividade (m<sup>3</sup>/ha/yr) de uma floresta tropical (Liang et al., 2016). Em contrapartida, as características funcionais afetadas/reduzidas aqui (e.g., porte dossel, densidade da madeira pesada e classes maiores de altura) se mostram inalteradas em outro estudo, que mesmo após 8 anos do primeiro ciclo de corte não observou diferença entre florestas exploradas e maduras (CARREÑO-ROCABADO et al., 2016). Dessa forma, ir além das métricas convencionais de análise de comunidades e assembleias iluminará muito o avanço da compreensão das implicações da perturbação antrópica sobre as florestas tropicais.

Nossos resultados também indicaram uma vulnerabilidade de espécies dominantes no cenário pré extração seletiva para o cenário pós como consequência dos altos valores de extração em poucos indivíduos. Existe um parâmetro técnico do Conselho Nacional do Meio Ambiente, no qual prevê a manutenção de 10% das árvores por espécie na área de exploração madeireira (CONAMA, 2009). Todavia, este critério não se aplica para muitas espécies, visto que critérios gerais não distinguem a dinâmica de crescimento em nível de espécie (Osazuwa-Peters et al., 2015). Por exemplo, a espécie com maior remoção, *M. elata*, perdeu 88% dos seus indivíduos no nível local, e o tempo de recuperação/crescimento da espécie está por

volta dos 74 anos; isso porque espécies com DAP entre 35-70 cm podem levar mais de 70 anos para voltarem à uma condição similar a original (DAVID et al., 2019). Logo, o limite de corte das espécies e o tempo de pousio das áreas exploradas apresentam tempos distintos de recuperação e precisam estar em sincronia, evitando assim o colapso de determinadas populações no nível local. O mesmo acontece com as espécies *A. lecointei* e *H. courbaril*, que requerem mais de 100 anos para atingir o diâmetro mínimo de corte (Andrade et al., 2019; David et al., 2019). Mais detalhadamente, na Floresta Nacional do Tapajós, Brasil, após 32 anos do primeiro ciclo de corte, a abundância (árvores/ha), área basal (m<sup>2</sup>/ha) e volume (m<sup>3</sup>/ha) não se recuperaram nas classes de DAP acima de 55 cm (Castro et al., 2021). O mesmo foi observado na China, onde a floresta Luoshan teve 50% do seu volume comercial total removido e após 30 anos de exploração seletiva apenas 0,2% dos indivíduos tinham DAP acima de 70 cm (Zhao et al., 2019). Vale ressaltar que ainda falta muita informação sobre o tempo/taxa de crescimento de muitas espécies tropicais. Logo, agrupar 10-35 anos como tempo de pousio padrão nas áreas sob concessão pode representar uma ameaça para muitas espécies, especialmente as grandes árvores. A extração não ocorre de forma similar entre as espécies, sendo influenciada por questões tecnológicas e de mercado (Sist & Ferreira, 2007).

A extração seletiva na FLONA de Caxiuanã está afetando negativamente as espécies de ciclo de vida longo (espécies de dossel e com elevada densidade da madeira) e biomassa e estoque de carbono nas assembleias de grandes árvores. Logo, espécies de ciclo de vida curto podem se beneficiar com as alterações sofridas pela floresta (Ali; Wang, 2021). Para Dearmond et al., (2022), as taxas de crescimento de muitas espécies comerciais na Amazônia são relativamente lentas, enquanto as espécies pioneiras não comerciais têm taxas de crescimento 2 a 5 vezes mais rápidas do que as comerciais. As grandes árvores representam um terço da abundância de indivíduos, mas são responsáveis por metade do estoque de carbono total. Todavia, houve a retirada de 50,1% desses indivíduos apenas no primeiro ciclo de corte e no segundo ciclo, a intenção será mais uma vez a exploração das mesmas espécies, uma vez que há várias décadas as espécies comerciais predominantes permanecem inalteradas. Isso serve para reiterar a preocupante perspectiva para o futuro, sugerindo ameaça na provisão de serviços ecossistêmicos pela floresta com sequestro e estoque de carbono e regulação climática (Castro-Magnani et al., 2021). Diante disso, é importante continuar investigando se o serviço relacionado ao sequestro de carbono é capaz de se restabelecer dentro do intervalo de recuperação policíclica de 10-35 anos estimado (CONAMA, 2009), uma vez que, estudos sobre a recuperação do estoque de carbono após corte seletivo em florestas tropicais não retornaram os níveis de carbono após o intervalo entre 20-50 anos na indonésia (florestas com 46 anos de pousio), florestas no continente africano (30 anos de pousio), Guiana Francesa (27 anos de pousio) e Brasil (20 anos de pousio) (Butarbutar et al., 2019; Cazzolla Gatti et al., 2015; Vidal; West; Putz, 2016; Yguel et al., 2019). Nessa situação, a gestão sobre o plano de manejo sustentável precisa adotar medidas visando acelera

a restauração das florestas como tratamento silvicultural pós-colheita (HU et al., 2020).

Dentre as alternativas para recuperação das áreas afetadas, podem-se sugerir algumas políticas de manejo florestal: (1) aumentar o tempo de pousio entre os ciclos, pois se os ciclos de corte não são longos o suficiente para permitir a recuperação, o volume comercial diminui até não ser suficiente para manter uma produção constante (Sist et al., 2021); (2) aumentar ou diversificar as espécies comerciais para corte, pois a produção contínua de madeira na Amazônia brasileira depende de volumes de espécies não colhidas em cortes anteriores durante o intervalo entre os ciclos de corte (Castro et al., 2021); (3) diminuir a intensidade do corte, pois a exploração madeireira seletiva, a menos que seja praticada em intensidades de colheita muito baixas, é capaz de reduzir significativamente a biomassa de uma floresta tropical por muitas décadas (Cazzolla Gatti et al., 2015); (4) tratamentos silviculturais, pois para Estrada-Villegas et al. (2022) e Finlayson et al. (2022), a remoção parcial de lianas e cipós podem ser uma estratégia viável para aumentar as taxas de crescimento das árvores e acúmulo de biomassa devido ao seu impacto negativo nas árvores infestadas, também é possível trabalhar tratamentos pós colheita como Araujo (2019) no qual estudou o plantio de enriquecimento espécies florestais madeireiras de alto valor comercial para minimizar os efeitos da exploração madeireira e Silveira (2019) que possuem resultados positivos regeneração natural de espécies comerciais em áreas submetidas ao sistema silvicultural policíclico na Amazônia. Além disso, nas florestas tropicais da Costa Rica, as estradas são fechadas uma vez que as atividades de colheita tenham ocorrido e são deixadas para que as florestas tenham uma “melhor regeneração” após o ciclo de corte (Alice-Guier; Mohren; Zuidema, 2020). Dessa forma, existem estratégias capaz de restaurar os padrões de biodiversidade e biomassa e estoque de carbono nas florestas exploradas após os ciclos de corte.

Muitos desafios ainda precisam ser encarados para entender os impactos do primeiro ciclo de corte na assembleia de grandes árvores. Primeiro, a retirada preferencial de espécies de grandes árvores com características “trunfo” das florestas pode resultar na redução desproporcional sobre da composição funcional desses grupos e ser capaz de alterar negativamente a ocorrência futura dessas espécies com essas características na paisagem. Além disso, a vulnerabilidade de espécies inicialmente dominantes perderem posições de destaque devido a concentração da exploração em algumas poucas espécies, são sinais que o papel ecológico dessas espécies será enfraquecido, ameaçando a sustentabilidade da atividade madeireira na região. Somado a redução populacional e composição funcional, podem existir efeitos em cascata ainda desconhecidos (Reiss et al., 2009), pois a exploração envolve desde a retirada de indivíduos até a criação de estradas e pátios de estocagem do material colhido, resultado em visíveis alterações na paisagem (Kirby et al. 2006; Southworth et al. 2011) e tornando a floresta explorada como porte de entrada para outras perturbações como a caça, fogo (Peres 2001; Espinosa et al., 2014; Kleinschroth et al., 2015).

## 7. CONCLUSÃO

Os resultados do nosso estudo mostraram-se necessários para destacar que (1) apesar da alta riqueza de espécies, poucas espécies apresentam uma abundância significativa de indivíduos, o que significa que a exploração seletiva pode colocar em risco a permanência local de espécies menos abundantes; (2) a composição funcional das assembleias é impactada de forma significativa, podendo comprometer tanto a sustentabilidade biológica quanto a econômica e, (3) a preferência pela exploração das grandes árvores pode levar a mudanças na estrutura da floresta, nas populações das espécies exploradas e nas composições das comunidades, afetando o funcionamento do ecossistema e assim a provisão de serviços ecossistêmicos essenciais em diferentes escalas, além da local. Por fim, quantificar o impacto da extração seletiva em diferentes períodos de observação sobre as características estruturais e a composição funcional na floresta de Caxiuanã ainda é um desafio a ser enfrentado pois é necessário identificar o limite entre o sustentável e o insustentável, economicamente, socialmente e ecologicamente.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

A.J. Das, N.L. Stephenson, K.P. Davis. Why do trees die? Characterizing the drivers of background tree mortality *Ecology*, 97 (2016), pp. 2616-2627.

A.N. Gray et al. Canopy gaps affect long-term patterns of tree growth and mortality in mature and old-growth forests in the Pacific Northwest For. Ecol. Manage. (2012).

ADLER, G. H. Rainforest Ecosystems, Animal Diversity. Em: Encyclopedia of Biodiversity. Volume 6. **Elsevier**, 2013. p. 304–312. doi:10.1016/b978-0-12-384719-5.00159-3.

AJ Larson , JF Franklin. O regime de mortalidade de árvores em florestas temperadas de coníferas antigas: o papel do dano físico. *Pod. J. Para. Res.* , 40 ( 2010 ) , pp . 2091 - 2103.

ALI, A.; WANG, L.-Q. Big-sized trees and forest functioning: Current knowledge and future perspectives. **Ecological Indicators**, v. 127, p. 107760, ago. 2021.

ALICE-GUIER, F. E.; MOHREN, F.; ZUIDEMA, P. A. The life cycle carbon balance of selective logging in tropical forests of Costa Rica. **Journal of Industrial Ecology**, v. 24, n. 3, p. 534–547, 24 jun. 2020.

ANDRADE, V. H. F. et al. Growth models for two commercial tree species in upland forests of the Southern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 438, p. 215–223, abr. 2019.

ARAUJO, H. J. B. de. **Plantios de enriquecimento de florestas exploradas seletivamente no Acre**. Muzambinho: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais, 2019. 5p.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 326–340, fev. 2017.

ASNER, G. P. et al. A Contemporary Assessment of Change in Humid Tropical Forests. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1386–1395, dez. 2009.

Baharuddin, K., et al. “SURFACE RUNOFF AND SOIL LOSS FROM A SKID TRAIL AND A LOGGING ROAD IN A TROPICAL FOREST.” **Journal of Tropical Forest Science**, vol. 7, no. 4, 1995, pp. 558–69. JSTOR, <http://www.jstor.org/stable/43582455>. Accessed 26 Oct. 2022.

BARLOW, J. et al. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. **Ecology Letters**, v. 6, n. 1, p. 6–8, 13 dez. 2002.

BENEVIDES MADEIRA LTDAa. **Plano de Manejo Florestal Sustentável Pracupi, UMF II, Flona de Caxiuanã. Portel – PA**. 129p. 2017.

BENEVIDES MADEIRA LTDAb. **Plano de Manejo Florestal Sustentável Pracupi, UMF I, Flona de Caxiuanã. Portel – PA**. 130p. 2017.

BNDES. <https://hubdeprojetos.bndes.gov.br>. **Perfis setoriais > Florestas**, 2021. Disponível em < <https://hubdeprojetos.bndes.gov.br/pt/setores/Florestas>>. Acesso em 16 set. 2022.

BOUSFIELD, C. G. et al. Carbon payments can cost-effectively improve logging sustainability in the Amazon. **Journal of Environmental Management**, v. 314, p. 115094, jul. 2022.

BRANCALION, P. H. S., E. VIDAL, N. A. LAVORENTI, J. L. F. BATISTA & R. R. RODRIGUES, 2012. Soil-mediated effects on potential *Euterpe edulis* (Arecaceae) fruit and palm heart sustainable management in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management** 284(1): 78-85.

BRASIL, 2019. Documentos - **Concessões - florestais**. <https://www.florestal.gov.br/>.

BRASIL, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Floresta Nacional de Caxiuanã (PA)**. Brasília, 2022a. Disponível em: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/servico-florestal-brasileiro/concessao-florestal/concessoes-florestais-em-andamento-1/floresta-nacional-de-caxiuana-pa>>. Acesso em: 09 de jun. de 2022.

BRASIL, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Monitoramento das Concessões Florestais**. Brasília, 2022c. Disponível em: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/servico-florestal-brasileiro/concessao-florestal/monitoramento-das-concessoes-florestais/monitoramento-das-concessoes-florestais>>. Acesso em: 09 de jun. de 2022.

BRASIL, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Plano Anual de Outorga Florestal**. Brasília, 2022b. Disponível em: <[https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/servico-florestal-brasileiro/concessao-florestal/plano-anual-de-outorga-florestal/Paof\\_2022\\_\\_\\_versao\\_27\\_de\\_julho\\_20211.pdf](https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/servico-florestal-brasileiro/concessao-florestal/plano-anual-de-outorga-florestal/Paof_2022___versao_27_de_julho_20211.pdf)>. Acesso em: 09 de jan. de 2022.

BRASIL. Lei n. 11.284, de 02 de março de 2006. **Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 mar. 2006. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2004-2006/2006/lei/l11284.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11284.htm). Acesso em: 17 ago. 2015.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa Nº 5, DE 11 de dezembro de 2006. Dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentável-PMFSs nas florestas primitivas e suas formas de sucessão na Amazônia Legal, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 5 mar. 2006.

BURIVALOVA, Z.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H.; KOH, L. P. Thresholds of Logging Intensity to Maintain Tropical Forest Biodiversity. **Current Biology**, v. 24, n. 16, p. 1893–1898, ago. 2014.

BUTARBUTAR, T. et al. Carbon recovery following selective logging in tropical rainforests in Kalimantan, Indonesia. **Forest Ecosystems**, v. 6, n. 1, p. 36, 2 dez. 2019.

CARIGNANO TORRES, P. et al. Forest cover and social relations are more important than economic factors in driving hunting and bushmeat consumption in post-frontier Amazonia. **Biological Conservation**, v. 253, p. 108823, jan. 2021.

- CARREÑO-ROCADADO, G. et al. Land-use intensification effects on functional properties in tropical plant communities. **Ecological Applications**, v. 26, n. 1, p. 174–189, 8 jan. 2016.
- CARVALHO JR, E. A. R. et al. Mammal responses to reduced-impact logging in Amazonian forest concessions. **Forest Ecology and Management**, v. 496, p. 119401, set. 2021.
- CARVALHO, E. A. R.; HAWES, J. E.; HAUGAASEN, T. Potential losses of animal-dispersed trees due to selective logging in Amazonian forest concessions. **Trees, Forests and People**, v. 9, p. 100316, 1 set. 2022.
- CASTRO, T. DA C. 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, jun. 2021.
- CASTRO, T. DA C. 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, jun. 2021.
- CASTRO-MAGNANI, M. et al. Integration of remote-sensing based metrics and econometric models to assess the socio-economic contributions of carbon sequestration in unmanaged tropical dry forests. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 9, p. 100100, fev. 2021.
- CAZZOLLA GATTI, R. et al. The impact of selective logging and clearcutting on forest structure, tree diversity and above-ground biomass of African tropical forests. **Ecological Research**, v. 30, n. 1, p. 119–132, 9 jan. 2015.
- CAZZOLLA GATTI, R. et al. The impact of selective logging and clearcutting on forest structure, tree diversity and above-ground biomass of African tropical forests. **Ecological Research**, v. 30, n. 1, p. 119–132, 9 jan. 2015.
- CAZZOLLA GATTI, R. et al. The impact of selective logging and clearcutting on forest structure, tree diversity and above-ground biomass of African tropical forests. **Ecological Research**, v. 30, n. 1, p. 119–132, 9 jan. 2015.
- CEMAL- Ltda EPP. **Plano de Manejo Florestal Sustentável Pracupi, UMF III, Flona de Caxiuanã**. Portel – PA. 122p. 2017.
- Chave et al. (2014) Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees, **Global Change Biology**, 20 (10), 3177-3190.
- Chave, J., et al. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology letters** 12.4 (2009): 351-366.
- CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), 2009. Resolução no 406, de 02 de fevereiro de 2009. Diário Oficial da União no 26, 2 Fevereiro 2009. Brasília, DF, Brasil. <https://www.tjpa.jus.br/CMSPortal/VisualizarArquivo?idArquivo=8372>.
- Costa, A. C. L. et al., 2013. Caracterização meteorológica da Floresta Nacional de Caxiuanã. In: Caxiuanã – Paraíso ainda preservado (P. L. B. Lisboa, org.), **Museu Paraense Emílio Goeldi**, Belém 45-54.

- DAVID, H. C. et al. A 20-year tree liberation experiment in the Amazon: Highlights for diameter growth rates and species-specific management. **Forest Ecology and Management**, v. 453, p. 117584, dez. 2019.
- DE LIMA, R. B. et al. Diversity and Big Tree Patterns in the Brazilian Amazon. **Diversity**, v. 14, n. 7, p. 503, 22 jun. 2022.
- DEARMOND, D. et al. Logging intensity affects growth and lifespan trajectories for pioneer species in Central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 522, p. 120450, out. 2022.
- DING, Y. et al. The impacts of selective logging and clear-cutting on wood plant diversity after 40 years of natural recovery in a tropical montane rain forest, South China. **Science of the Total Environment**, Oxford, v. 579, p. 1683-1691, 2017.
- DIONÍSIO, L. F. S. et al. Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 401, p. 1–7, out. 2017.
- ESPINOSA, S.; BRANCH, L. C.; CUEVA, R. Road Development and the Geography of Hunting by an Amazonian Indigenous Group: Consequences for Wildlife Conservation. **PLoS ONE**, v. 9, n. 12, p. e114916, 9 dez. 2014.
- ESTRADA-VILLEGAS, S. et al. Lianas Significantly Reduce Tree Performance and Biomass Accumulation Across Tropical Forests: A Global Meta-Analysis. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 4, 11 fev. 2022.
- FAGUNDES, S. T. S. et al. Monitoramento da floresta a curto prazo em área de concessão florestal na Amazônia Ocidental. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 5, p. 55–62, 5 jun. 2020.
- FAITHS for FORESTS. FLORESTAS TROPICAIS UM RECURSO SOB AMEAÇA: Uma cartilha tematica para líderes religioso e comunidades religiosas. **Interfaith Rainforest Initiative**, 2019. 17p. Disponível em: [https://www.interfaithrainforest.org/s/Interfaith\\_IssuePrimer\\_TropicalForests\\_PT.pdf](https://www.interfaithrainforest.org/s/Interfaith_IssuePrimer_TropicalForests_PT.pdf) Acesso em: 26, julho e 2022.
- FEARNSIDE, P. M. Brazil's Amazonian forest carbon: the key to Southern Amazonia's significance for global climate. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 1, p. 47–61, 11 jan. 2018.
- FERREIRA, T. M. C. et al. How long does the Amazon rainforest take to grow commercially sized trees? An estimation methodology for *Manilkara elata* (Allemao ex Miq.) Monach. **Forest Ecology and Management**, v. 473, p. 118333, out. 2020.
- FINLAYSON, C. et al. Removing climbers more than doubles tree growth and biomass in degraded tropical forests. **Ecology and Evolution**, v. 12, n. 3, 24 mar. 2022.
- FOLEY, J. A. et al., Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 1, p. 25-32, 2007.

- FONGNZOSSIE, E. F. et al. Above-ground carbon assessment in the Kom-Mengamé forest conservation complex, South Cameroon: Exploring the potential of managing forests for biodiversity and carbon. **Natural Resources Forum**, v. 38, n. 3, p. 220–232, ago. 2014.
- FRANÇA, F. M. et al. Identifying thresholds of logging intensity on dung beetle communities to improve the sustainable management of Amazonian tropical forests. **Biological Conservation**, v. 216, p. 115–122, dez. 2017.
- GIBBS, H. K. et al. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 38, p. 16732–16737, 21 set. 2010.
- H. Hautala, I. Vanha-Majamaa. Immediate tree uprooting after retentionfelling in a coniferous boreal forest in Fennoscandia. *Can. J. For. Res.*, 36 (2006), pp. 3167-3172.
- H.D. Adams et al. Experimental drought and heat can delay phenological development and reduce foliar and shoot growth in semiarid trees *Glob. Change Biol.* (2015).
- HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, 6 mar. 2015.
- HAWES, J. E. et al. A large-scale assessment of plant dispersal mode and seed traits across human-modified Amazonian forests. **Journal of Ecology**, v. 108, n. 4, p. 1373–1385, 1 jul. 2020.
- HOUGHTON, R. A.; BYERS, B.; NASSIKAS, A. A. A role for tropical forests in stabilizing atmospheric CO<sub>2</sub>. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 12, p. 1022–1023, 25 dez. 2015.
- HU, J. et al. Silvicultural treatment effects on commercial timber volume and functional composition of a selectively logged Australian tropical forest over 48 years. **Forest Ecology and Management**, v. 457, p. 117690, fev. 2020.
- ICMBio - Instituto Chico Mendes de Biodiversidade. 2012. **Plano de Manejo Floresta Nacional de Caxiuanã**. Brasília, DF, Brasil.
- IMAZON, Sistema de Monitoramento da Exploração Madeireira (Simex): Mapeamento da exploração madeireira na Amazônia – Agosto 2020 a Julho 2021. Disponível em: <https://imazon.org.br/publicacoes/sistema-de-monitoramento-da-exploracao-madeireira-simex-mapeamento-da-exploracao-madeireira-na-amazonia-agosto-2020-a-julho-2021/>
- IPCC, 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. In: Agriculture, Forestry and Other Land Use; **Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme**, vol. 4.
- Jaroksanen. J. F. et al., 2010. vegan: Community Ecology Package. **R package version 1.17-2**. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- K.D. Bladon et al. Elevated mortality of residual trees following structural retention harvesting in boreal mixedwoods Forest. *Chronicle* (2008)
- KEARSLEY, E. et al. Large-sized rare tree species contribute disproportionately to functional diversity in resource acquisition in African tropical forest. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 8, p. 4349–4361, 2 abr. 2019.

- Keenan, R.J., Reams, G.A., Achard, F., de Freitas, J.V., Grainger, A., Lindquist, E., 2015. Dinâmica da área florestal global: resultados da FAO Global Forest Resources Assessment 2015 Para. **Eco Gerenciar**. 352, 9-20.
- KIRBY, K. R. et al. The future of deforestation in the Brazilian Amazon. **Futures**, v. 38, n. 4, p. 432–453, maio 2006.
- KLEINSCHROTH, F. et al. Legacy of logging roads in the Congo Basin: How persistent are the scars in forest cover? **Ecosphere**, v. 6, n. 4, p. 1–17, 24 abr. 2015.
- LAING, R. S. et al. Tree growth and aboveground biomass in a tropical mountain forest thirty years after selective logging in Sarawak, Borneo. **Global Ecology and Conservation**, v. 26, p. e01461, abr. 2021..
- LAPORTE, N. T. et al. Expansion of Industrial Logging in Central Africa. **Science**, v. 316, n. 5830, p. 1451–1451, 8 jun. 2007.
- LAURANCE, W. F.; SAYER, J.; CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 29, n. 2, p. 107–116, fev. 2014.
- LEE, H.; LAUTENACH, S. A quantitative review of relationships between ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 340-351, 2016.
- Lentini, M.; Sobral, L.; Palmieri, R. Concessões de florestas públicas no combate ao desmatamento da Amazônia. **Nexo Políticas Públicas**. 15 de mar 2022. Disponível em: <<https://pp.nexojournal.com.br/ponto-de-vista/2022/Concess%C3%B5es-de-florestas-p%C3%BAblicas-no-combate-ao-desmatamento-da-Amaz%C3%B4nia>>. Acesso em: 20 de jun. de 2022.
- LIANG, J. et al. Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. **Science**, v. 354, n. 6309, 14 out. 2016.
- LINDENMAYER, D. B.; LAURANCE, W. F. The ecology, distribution, conservation and management of large old trees. **Biological Reviews**, v. 92, n. 3, p. 1434–1458, ago. 2017.
- Lopez Caracena, Susana Elizabeth. **A oferta do serviço ecossistêmico de regulação climática em florestas tropicais: o estado da arte e as implicações da conversão da floresta em campo antrópico**. 2019. 73 f. Dissertação (Mestrado)- Instituto de Biociência da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019.
- MAHAYANI, N. P. D. et al. Changes in tree functional composition and forest functioning ten years after logging and thinning interventions in Bornean tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 506, p. 119948, fev. 2022.
- MARENGO, J. A., NOBRE, C. A., CHOU, S. C., TOMASELLA, J., SAMPAIO, G., ALVES, L. M., OBREGÓN, G. O., SOARES, W. R. Dangerous climate change in Brazil: a Brazil-UK analysis of climate change and deforestation impacts in the Amazon. **Brazil: INPE**, 2011. 56 p.
- Melo, J. E. et al. Classes de densidade para madeiras da Amazônia brasileira. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., Campos do Jordão, 1990. **Anais...** São Paulo: SBS/SBSF, 1990. v. 3, p. 695-699.

MENSAH, S. et al. Aboveground Biomass and Carbon in a South African Mistbelt Forest and the Relationships with Tree Species Diversity and Forest Structures. **Forests**, v. 7, n. 12, p. 79, 8 abr. 2016.

MORRIS, R. J. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 365, n. 1558, p. 3709-3718, 2010.

N. McDowell , WT Pockman , CD Allen , DD Breshears , N. Cobb , T. Kolb , J. Plaut , J. Sperry , A. West , DG Williams , EA Yezpez Mecanismos de sobrevivência e mortalidade de plantas durante a seca: por que algumas plantas sobrevivem enquanto outras sucumbem à seca? *Novo Fitol.* , 178 ( 2008 ) , pp. 719 - 739.

NEPSTAD, D. C. et al. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, n. 6727, p. 505–508, abr. 1999.

NEPSTAD, D. C. et al. MORTALITY OF LARGE TREES AND LIANAS FOLLOWING EXPERIMENTAL DROUGHT IN AN AMAZON FOREST. **Ecology**, v. 88, n. 9, p. 2259–2269, set. 2007.

OSAZUWA-PETERS, O. L. et al. Selective logging: Do rates of forest turnover in stems, species composition and functional traits decrease with time since disturbance? – A 45year perspective. **Forest Ecology and Management**, v. 357, p. 10–21, dez. 2015.

PEARSON, T. R. H. et al. Greenhouse gas emissions from tropical forest degradation: an underestimated source. **Carbon Balance and Management**, v. 12, n. 1, p. 3, 14 dez. 2017.

PERES, C. A. Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1490–1505, 14 dez. 2001.

PERES, C. A.; BARLOW, J.; LAURANCE, W. F. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 21, n. 5, p. 227–229, maio 2006.

PINHO, B. X. et al. Critical role and collapse of tropical mega-trees: A key global resource. **Advances in Ecological Research**, Volume 62. p. 253–294.

POULSEN, J. R. et al. Bushmeat supply and consumption in a tropical logging concession in northern Congo. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1597–1608, dez. 2009.

RAVEN, P. H. et al. The distribution of biodiversity richness in the tropics. **Science Advances**, v. 6, n. 37, 11 set. 2020.

REISS, J. et al. Emerging horizons in biodiversity and ecosystem functioning research. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 9, p. 505–514, set. 2009.

REMOR, A. R.; HILLBUCHT, R. O. Concessões de florestas públicas: estratégia viável para o desenvolvimento sustentável do setor florestal na Amazônia. **Revista Eletrônica de Estratégia & Negócios**, v. 2, n. 1, p. 66, 25 ago. 2009.

RODRIGUES, M. I. et al. Concessão florestal na Amazônia brasileira. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 4, p. 1299–1308, 1 dez. 2020.

- RStudio Team. **RStudio: Integrated Development for R. RStudio.**<https://www.rstudio.com/>, 2021.
- RUTISHAUSER, E. et al. Tree Height Reduction After Selective Logging in a Tropical Forest. **Biotropica**, v. 48, n. 3, p. 285–289, maio 2016.
- S. Lavoie et al. Windthrow after group and dispersed tree retention in eastern Canada For. Ecol. Manage. (2012)
- SANTOS, L. et al. Seasonal and interannual litter dynamics of a tropical semideciduous forest of the southern Amazon Basin, Brazil. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 113, n. G4, dez. 2008.
- SILVEIRA, Alexandro da Silva. **Regeneração natural de espécies comerciais em áreas submetidas ao sistema silvicultural policíclico na Amazônia Central.** 2019. 101 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) - Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2019.
- SIST, P. et al. Sustainability of Brazilian forest concessions. **Forest Ecology and Management**, v. 496, p. 119440, set. 2021.
- SLIK, J. W. F. et al. Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, n. 12, p. 1261–1271, dez. 2013.
- SOUTHWORTH, J. et al. Roads as Drivers of Change: Trajectories across the Tri-National Frontier in MAP, the Southwestern Amazon. **Remote Sensing**, v. 3, n. 5, p. 1047–1066, 24 maio 2011.
- TABARELLI, M. et al. Effects of Pioneer Tree Species Hyperabundance on Forest Fragments in Northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 24, n. 6, p. 1654–1663, dez. 2010.
- TER STEEGE, H. et al. The discovery of the Amazonian tree flora with an updated checklist of all known tree taxa. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 29549, 13 jul. 2016.
- Terrabrasilis. Desmatamento. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/map/deforestation?hl=pt-br>. Acesso em: 26/03/2023.
- TRITSCH, I. et al. Do forest-management plans and FSC certification help avoid deforestation in the Congo Basin? **Ecological Economics**, v. 175, p. 106660, set. 2020.
- VERÍSSIMO, A. et al. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: The case of Paragominas. **Forest Ecology and Management**, v. 55, n. 1–4, p. 169–199, dez. 1992.
- VERÍSSIMO, A., and PEREIRA, D. 2014. Produção na Amazônia Florestal: características, desafios e oportunidades. **Parcerias Estratégicas – Brasília - DF** 19:14-44.
- VIDAL, E. et al. Sustainable forest management (SFM) of tropical moist forests: the case of the Brazilian Amazon. **Burleigh Dodds Science Publishing Limited**. p. 619–650.

VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882–892, maio 2007.

Weed, A.S., Ayres, M.P., Hicke, J.A., 2013. Consequences of climate change for biotic disturbances in North American forests. *Ecol. Monogr.* 83, 441–470.

WICKHAM, Hadley et al. dplyr: A Grammar of Data Manipulation. **R package version 1.0.9**. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>. 2014.

WOODS, C. L.; CARDELÚS, C. L.; DEWALT, S. J. Microhabitat associations of vascular epiphytes in a wet tropical forest canopy. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 2, p. 421–430, 19 mar. 2015.

YANO, S. et al. Effects of logging on landscape-level tree diversity across an elevational gradient in Bornean tropical forests. **Global Ecology and Conservation**, v. 29, p. e01739, set. 2021.

YGUEL, B. et al. Beyond species richness and biomass: Impact of selective logging and silvicultural treatments on the functional composition of a neotropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 433, p. 528–534, fev. 2019.

ZANNE, A. E., et al. Global wood density database. **Dryad. Identifier:** <http://hdl.handle.net/10255/dryad.235> (2009).

ZHAO, J. et al. Biomass increment and mortality losses in tropical secondary forests of Hainan, China. **Journal of Forestry Research**, v. 30, n. 2, p. 647–655, 5 abr. 2019.

## Anexo I

Tabela: Lista de espécies de grandes árvores amostradas na FLONA de Caxiuanã, Pará, Brasil.

Família	Espécie	Indivíduos amostrados
Fabaceae	<i>Alexa grandiflora</i> Ducke	216
Anacardiaceae	<i>Anacardium parvifolium</i> Ducke	734
Fabaceae	<i>Andira coriacea</i> Pulle	2
Annonaceae	<i>Annona dioica</i> A.St.-Hil.	1
Fabaceae	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	1
Apocynaceae	<i>Aspidosperma carapanauba</i> Pichon	59
Apocynaceae	<i>Aspidosperma eteanum</i> Markgr.	18
Anacardiaceae	<i>Astronium lecointei</i> Ducke	2402
Moraceae	<i>Bagassa guianensis</i> Aubl.	397
Lecythidaceae	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	302
Fabaceae	<i>Bowdichia nitida</i> Spruce ex Benth.	59
Fabaceae	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	40
Moraceae	<i>Brosimum acutifolium</i> Huber	204
Moraceae	<i>Brosimum parinarioides</i> Ducke	423
Rubiaceae	<i>Capirona macrophylla</i> (Poepp.) Delprete	436
Calophyllaceae	<i>Caraipa grandifolia</i> Mart.	303
Meliaceae	<i>Carapa</i> Aubl.	9
Meliaceae	<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	324
Lecythidaceae	<i>Cariniana micrantha</i> Ducke	332
Caryocaraceae	<i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers.	718
Caryocaraceae	<i>Caryocar gracile</i> Wittm.	192
Caryocaraceae	<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers.	640
Salicaceae	<i>Casearia</i> Jacq.	58
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	41
Fabaceae	<i>Cedrelinga cateniformis</i> (Ducke) Ducke	5
Malvaceae	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	35
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum argenteum</i> subsp. auratum (Miq.) T.D.Penn.	263
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum</i> L.	580
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist	128
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum venezuelanense</i> (Pierre) T.D.Penn.	2421
Moraceae	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	65
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	627
Fabaceae	<i>Copaifera multijuga</i> Hayne	235
Boraginaceae	<i>Cordia bicolor</i> A.DC.	4
Boraginaceae	<i>Cordia goeldiana</i> Huber	90
Chrysobalanaceae	<i>Couepia</i> Aubl.	267
Lecythidaceae	<i>Couratari guianensis</i> Aubl.	3919
Lecythidaceae	<i>Couratari stellata</i> A.C.Sm.	308
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i> Baill.	27
Fabaceae	<i>Crudia oblonga</i> Benth.	15
Lauraceae	<i>Dicypellium caryophyllatum</i> Nees	53
Araliaceae	<i>Didymopanax decaphyllum</i> (Seem.) Fiaschi & G.M. Plunkett	40
Araliaceae	<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	15
Fabaceae	<i>Dimorphandra multiflora</i> Ducke	30
Fabaceae	<i>Dimorphandra</i> Schott	41
Fabaceae	<i>Dinizia excelsa</i> Ducke	2445
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	4
Fabaceae	<i>Diploptropis</i> Benth.	2
Fabaceae	<i>Diploptropis brasiliensis</i> (Tul.) Benth.	66

Fabaceae	<i>Diploptropis martiusii</i> Benth.	2
Fabaceae	<i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff	111
Fabaceae	<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Forsyth f.	1132
Fabaceae	<i>Dipteryx polyphylla</i> Huber	295
Fabaceae	<i>Dipteryx punctata</i> (S.F. Blake) Amshoff	4
Humiriaceae	<i>Endopleura uchi</i> (Huber) Cuatrec.	701
Fabaceae	<i>Enterolobium</i> Mart.	121
Fabaceae	<i>Enterolobium maximum</i> Ducke	34
Fabaceae	<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	440
Malvaceae	<i>Eriotheca globosa</i> (Aubl.) A.Robyns	5
Vochysiaceae	<i>Erisma lanceolatum</i> Stafleu	67
Vochysiaceae	<i>Erisma uncinatum</i> Warm.	2514
Lecythidaceae	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	454
Lecythidaceae	<i>Eschweilera grandiflora</i> (Aubl.) Sandwith	43
Lecythidaceae	<i>Eschweilera</i> Mart. ex DC.	28
Lecythidaceae	<i>Eschweilera micrantha</i> (O.Berg) Miers	166
Lecythidaceae	<i>Eschweilera pedicellata</i> (Rich.) S.A.Mori	135
Lecythidaceae	<i>Eschweilera sagotiana</i> Miers	140
Proteaceae	<i>Euplassa pinnata</i> (Lam.) I.M.Johnst.	140
Rutaceae	<i>Euxylophora paraensis</i> Huber	4
Euphorbiaceae	<i>Glycydendron amazonicum</i> Ducke	1342
Goupiaceae	<i>Goupia glabra</i> Aubl.	2760
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	1
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	36
Apocynaceae	<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	263
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	48
Bignoniaceae	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	43
Moraceae	<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	174
Euphorbiaceae	<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg.	14
Euphorbiaceae	<i>Hevea guianensis</i> Aubl.	360
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	1551
Fabaceae	<i>Hymenaea intermedia</i> Ducke	11
Fabaceae	<i>Hymenaea</i> L.	173
Fabaceae	<i>Hymenaea oblongifolia</i> Huber	61
Fabaceae	<i>Hymenolobium excelsum</i> Ducke	887
Fabaceae	<i>Hymenolobium petraeum</i> Ducke	193
Chrysobalanaceae	<i>Hymenopus heteromorphus</i> (Benth.) Sothers & Prance	176
Fabaceae	<i>Inga</i> Mill.	184
Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	41
Lecythidaceae	<i>Lecythis idatimon</i> Aubl.	174
Lecythidaceae	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A.Mori	200
Lecythidaceae	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	1043
Lauraceae	<i>Licaria crassifolia</i> (Poir.) P.L.R.Moraes	42
Lauraceae	<i>Licaria rigida</i> (Kosterm.) Kosterm.	197
Fabaceae	<i>Machaerium macrophyllum</i> Benth.	684
Sapotaceae	<i>Manilkara bidentata</i> (A.DC.) A.Chev.	1434
Sapotaceae	<i>Manilkara elata</i> (Allemão ex Miq.) Monach.	5524
Sapotaceae	<i>Manilkara paraensis</i> (Huber) Standl.	428
Lauraceae	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	593
Coulaceae	<i>Minquartia guianensis</i> Aubl.	1
Clusiaceae	<i>Moronobea pulchra</i> Ducke	41
Lauraceae	<i>Ocotea</i> Aubl.	83
Lauraceae	<i>Ocotea canaliculata</i> (Rich.) Mez	878
Lauraceae	<i>Ocotea cymbarum</i> Kunth	29
Lauraceae	<i>Ocotea fragrantissima</i> Ducke	308

Lauraceae	<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	3
Lauraceae	<i>Ocotea neesiana</i> (Miq.) Kosterm.	491
Fabaceae	<i>Ormosia</i> Jacks.	1
Apocynaceae	<i>Parahancornia fasciculata</i> (Poir.) Benoist	157
Chrysobalanaceae	<i>Parinariopsis licaniflora</i> (Sagot) Sothers & Prance	433
Fabaceae	<i>Parkia nitida</i> Miq.	2554
Fabaceae	<i>Parkia</i> R.Br.	114
Fabaceae	<i>Peltogyne lecointei</i> Ducke	57
Arecaceae	<i>Phytelephas macrocarpa</i> Ruiz & Pav.	4
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	29
Fabaceae	<i>Platymiscium duckei</i> Huber	37
Urticaceae	<i>Pourouma ovata</i> Trec.	18
Sapotaceae	<i>Pouteria</i> Aubl.	623
Sapotaceae	<i>Pouteria cuspidata</i> (A. DC.) Baehni	464
Sapotaceae	<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	2
Sapotaceae	<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	166
Sapotaceae	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	19
Sapotaceae	<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	1113
Sapotaceae	<i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehni	619
Sapotaceae	<i>Pradosia schomburgkiana</i> (A. DC.) Cronquist	14
Burseraceae	<i>Protium apiculatum</i> Swart	29
Burseraceae	<i>Protium</i> Burm.f.	4
Burseraceae	<i>Protium rhoifolium</i> (Benth.) Byng & Christenh.	1
Burseraceae	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	5
Burseraceae	<i>Protium stevensonii</i> (Standl.) Daly	1023
Fabaceae	<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i> (Miq.) J.W.Grimes	2429
Vochysiaceae	<i>Qualea acuminata</i> Spruce ex Warm.	86
Vochysiaceae	<i>Qualea brevipedicellata</i> Stafleu	1031
Vochysiaceae	<i>Qualea paraensis</i> Ducke	553
Sapotaceae	<i>Sarcaulus brasiliensis</i> (A.DC.) Eyma	2987
Lauraceae	<i>Sextonia rubra</i> (Mez) van der Werff	126
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	254
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea</i> L.	3
Fabaceae	<i>Staminodianthus racemosus</i> (Hoehne) H.C.Lima	176
Malvaceae	<i>Sterculia apetala</i> (Jacq.) H.Karst.	92
Malvaceae	<i>Sterculia excelsa</i> Mart.	179
Fabaceae	<i>Stryphnodendron guianense</i> (Aubl.) Benth.	3
Fabaceae	<i>Swartzia polyphylla</i> DC.	16
Fabaceae	<i>Tachigali chrysophylla</i> (Poepp.) Zarucchi & Herend.	27
Fabaceae	<i>Tachigali multijuga</i> Benth.	1577
Fabaceae	<i>Tachigali paniculata</i> Aubl.	2021
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	2
Combretaceae	<i>Terminalia dichotoma</i> G.Mey.	64
Combretaceae	<i>Terminalia grandis</i> (Ducke) Gere & Boatwr.	431
Combretaceae	<i>Terminalia</i> L.	3
Combretaceae	<i>Terminalia parvifolia</i> (Ducke) Gere & Boatwr.	668
Malvaceae	<i>Theobroma</i> L.	22
Burseraceae	<i>Trattinnickia burseraefolia</i> Mart.	884
Humiriaceae	<i>Vantanea parviflora</i> Lam.	377
Fabaceae	<i>Vatairea guianensis</i> Aubl.	67
Fabaceae	<i>Vatairea paraensis</i> Ducke	594
Myristicaceae	<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	22
Myristicaceae	<i>Virola michelii</i> Heckel	22
Hypericaceae	<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	3
Vochysiaceae	<i>Vochysia guianensis</i> Aubl.	99

---

Vochysiaceae	<i>Vochysia maxima</i> Ducke	32
Vochysiaceae	<i>Vochysia obidensis</i> Ducke	5
Vochysiaceae	<i>Vochysia obscura</i> Warm.	25
Fabaceae	<i>Vouacapoua americana</i> Aubl.	1198
Annonaceae	<i>Xylopia</i> L.	36
Fabaceae	<i>Zollernia paraensis</i> Huber	182
Fabaceae	<i>Zygia racemosa</i> (Ducke) Barneby & J.W.Grimes	17
NI/1	NI/1	312
NI/2	NI/2	81
NI/3	NI/3	2
NI/6	NI/6	132
NI/7	NI/7	96
NI/8	NI/8	8
NI/9	NI/9	3
NI/10	NI/10	28
NI/11	NI/11	50
NI/12	NI/12	24
NI/13	NI/13	53
NI/15	NI/15	11

---



Universidade do Estado do Pará  
Centro de Ciências Naturais e Tecnologia - CCNT  
Curso de Graduação em Engenharia Florestal  
Campus V - Belém  
Tv. Dr Enéas Pinheiro, 2626, Marco  
66095-015. Belém - PA  
[www.uepa.br](http://www.uepa.br)