



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO**  
**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**RAFAEL LIMA ARAÚJO FERREIRA**

**GRANDES ÁRVORES DA AMAZÔNIA: RELAÇÕES ENTRE OS ESTOQUES DE  
BIOMASSA, A RIQUEZA DE ESPÉCIES E OS ESTOQUES MADEIREIROS**

**BELÉM**

**2023**

**RAFAEL LIMA ARAÚJO FERREIRA**

**GRANDES ÁRVORES DA AMAZÔNIA: RELAÇÕES ENTRE OS ESTOQUES DE  
BIOMASSA, A RIQUEZA DE ESPÉCIES E OS ESTOQUES MADEIREIROS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da  
Amazônia, como parte das exigências do Curso de  
Mestrado em Ciências Florestais, para obtenção do título de  
Mestre

**Área de concentração:** Ecologia e Ecofisiologia de  
Árvores

**Orientador:** Prof. Dr. Divino Vicente Silvério

**Coorientadora:** Dra. Leticia Gomes da Silva.

**BELÉM  
2023**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Bibliotecas da Universidade Federal Rural da Amazônia  
Gerada automaticamente mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- F383g Ferreira, Rafael Lima Araújo  
GRANDES ÁRVORES DA AMAZÔNIA: RELAÇÕES ENTRE OS ESTOQUES DE BIOMASSA, A RIQUEZA DE ESPÉCIES E OS ESTOQUES MADEIREIROS / Rafael Lima Araújo Ferreira. - 2023.  
52 f. : il. color.
- Dissertação (Mestrado) - Programa de PÓS-GRADUAÇÃO em Ciências Florestais (PPGCF), Campus Universitário de Belém, Universidade Federal Rural Da Amazônia, Belém, 2023.  
Orientador: Prof. Dr. Divino Vicente Silvério  
Coorientador: Profa. Dra. Leticia Gomes da Silva.
1. Serviços ecossistêmicos. 2. complementaridade de nicho. 3. diversidade de espécies. I. Silvério, Divino Vicente, *orient.* II. Título
- 

CDD 634.92

**RAFAEL LIMA ARAÚJO FERREIRA**

**GRANDES ÁRVORES DA AMAZÔNIA: RELAÇÃO ENTRE OS ESTOQUES DE  
BIOMASSA, A RIQUEZA DE ESPÉCIES E OS ESTOQUES MADEIREIROS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Ciências Florestais para obtenção do título de Mestre.

**Aprovado em: 30 / 05 / 2023**

**Banca Examinadora:**

*Divino N. Silvério*

---

Orientador  
Dr. Divino Vicente Silvério  
UFRA/ CCP

*[Assinatura]*

---

Dr. Rodrigo Geroni Mendes Nascimento  
UFRA/ICA

*Camila V. Silva*

---

Dra. Camila Silva  
IPAM



Documento assinado digitalmente  
WALMER BRUNO ROCHA MARTINS  
Data: 27/06/2023 09:43:46-0300  
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

---

Dr. Walmer Bruno Rocha Martins  
UFRA/ CCP

## DEDICATÓRIA

Dedico à minha mãe, Helicélia Lima Araújo Ferreira, aos meus irmãos, Rodrigo Lima Araújo Ferreira e Rachel Lima Araújo Ferreira, à minha filha, Laura Angotti Maciel, à minha namorada/esposa, Jéssica Cristina Oliveira Maciel, aos meus bons amigos, familiares e a todos que de alguma forma contribuíram para a minha formação. Especialmente, quero dedicar ao meu querido pai, Jairo Aldo Reis Ferreira *in memoriam*, que me ensinou muito e partiu tão cedo. Infelizmente, não tivemos a oportunidade de comemorar juntos a conclusão desta fase importante da minha vida, mas ele continuará sempre em nossos corações.

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de começar agradecendo a minha família e amigos por estarem sempre presentes e me apoiando em cada etapa dessa jornada. Sem o amor e o suporte de vocês, nada disso seria possível.

Expresso minha profunda gratidão ao meu orientador, o Dr. Divino Vicente Silvério, por ter sido um guia excepcional nessa jornada. Seus ensinamentos e conselhos foram fundamentais para o meu desenvolvimento acadêmico e profissional, e sou imensamente grato por sua dedicação e paciência.

Também não poderia deixar de agradecer à Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Estado do Pará (SEMAS-PA) por ter me concedido a oportunidade de desenvolver meus estudos e me aprimorar na minha área de interesse.

Minha gratidão também se estende aos coordenadores do PPGCF, Professora Lina Bufalino e Professor Rodrigo Geroni, pelo seu apoio incansável e esforços em favor do nosso programa de pós-graduação. Agradeço pelo trabalho árduo de vocês e pela dedicação em cada etapa deste processo.

Não poderia deixar de agradecer a Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), pela oportunidade de crescimento e desenvolvimento acadêmico.

Por fim, agradeço a todos os meus colegas de turma, mesmo que tenhamos tido pouco contato devido à pandemia. Agradeço pela jornada compartilhada de aprendizado e crescimento. Torço por cada um de vocês e valorizo a nossa experiência conjunta. Agradeço a todos, de coração.

## RESUMO

As grandes árvores das florestas tropicais são determinantes para os estoques de biomassa e fundamentais para a regulação do clima. Neste estudo utilizamos dados de inventários florestais de 10 sítios sob manejo florestal madeireiro na região oeste do estado do Pará, visando atingir dois objetivos relacionados às grandes árvores na Amazônia: a) encontrar a equação alométrica mais adequada para estimar a biomassa de grandes árvores na Amazônia e b) analisar a importância da riqueza de espécies como variável preditora dos estoques de biomassa, estoques madeireiros, e área basal. Em cada sítio estudado foram amostradas árvores com diâmetro à altura do peito maior ou igual que 50 cm ( $DAP \geq 50\text{cm}$ ), totalizando uma área amostral de 20.449,95 hectares. Para avaliar o ajuste das equações alométricas utilizamos uma regressão linear entre a biomassa total da árvore estimada por cada equação em função da biomassa do fuste principal calculado de forma independente, utilizando os dados dos inventários florestais. Para avaliar a importância da riqueza de espécies para os estoques de biomassa, estoques madeireiros, e área basal, utilizamos modelos lineares mistos (LMM) que incluíram como fator aleatório a área amostral das parcelas e a densidade de indivíduos. Os resultados mostraram que a equação de Réjou-Méchain et al. (2017) apresentou um *slope* que mais se aproximou da proporção esperada do tronco principal em relação a biomassa total da árvore (56%), além de maior coeficiente de determinação ( $R^2 = 0,82$ ), e intercepto que mais se aproximou de zero ( $\text{slope} = -0,02$ ), sendo assim, considerada a mais adequada para estimativa de biomassa das grandes árvores. A riqueza de espécies foi positivamente associada aos estoques de biomassa ( $R^2_m = 0,52$ ), estoques madeireiros ( $R^2_m = 0,27$ ), e área basal ( $R^2_m = 0,53$ ). Nossos resultados indicam equações alométricas com melhor ajuste para estimativas de grandes árvores da Amazônia, e indicam que mecanismos de complementaridade de espécies favorecem a maiores estoques de biomassa e maior área basal na região.

**Palavras-chave:** Serviços ecossistêmicos, complementaridade de nicho, diversidade de espécies.

## ABSTRACT

Large trees in tropical forests are crucial for biomass stocks and play a fundamental role in climate regulation. In this study, we used forest inventory data from 10 sites under timber management in the western region of Pará state, aiming to achieve two objectives related to large trees in the Amazon: a) finding the most appropriate allometric equation to estimate the biomass of large trees in the Amazon, and b) analyzing the importance of species richness as a predictor variable for biomass stocks, timber stocks, and basal area. Trees with a diameter at breast height equal to or greater than 50 cm ( $DBH \geq 50\text{cm}$ ) were sampled at each studied site, totaling a sampled area of 20,449.95 hectares. To assess the fit of the allometric equations, a linear regression was performed between the estimated total tree biomass from each equation and the independently calculated biomass of the main stem, using the forest inventory data. To evaluate the importance of species richness for biomass stocks, timber stocks, and basal area, we employed mixed linear models (LMM) that included the sampled area of the plots and individual density as random factors. The results showed that the equation proposed by Réjou-Méchain et al. (2017) exhibited a slope that closely approximated the expected proportion of the main stem in relation to total tree biomass (56%), as well as a higher coefficient of determination ( $R^2 = 0.82$ ) and an intercept closer to zero (slope = -0.02), thus considered the most suitable for estimating the biomass of large trees. Species richness was positively associated with biomass stocks ( $R^2_m = 0.52$ ), timber stocks ( $R^2_m = 0.27$ ), and basal area ( $R^2_m = 0.53$ ). Our results indicate allometric equations with better fit for estimating large trees in the Amazon and suggest that species complementarity mechanisms favor higher biomass stocks and greater basal area in the region.

**Keywords:** Ecosystem services, niche complementarity, species diversity.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>8</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>11</b>
<b>2.1 GERAL .....</b>	<b>11</b>
<b>2.2 ESPECÍFICOS .....</b>	<b>11</b>
<b>3 REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>12</b>
<b>3.1 A IMPORTÂNCIA DA AMAZÔNIA E OS ESTOQUES DE CARBONO.....</b>	<b>12</b>
<b>3.3 FATORES DE DISTÚRBIOS QUE AFETAM AS GRANDES ÁRVORES.....</b>	<b>14</b>
<b>3.4 A DIVERSIDADE DE ESPÉCIES DE ÁRVORES DA AMAZÔNIA E SUA IMPORTÂNCIA .....</b>	<b>15</b>
<b>3.5 MANEJO FLORESTAL “SUSTENTÁVEL” .....</b>	<b>17</b>
<b>3.6 A COMPLEMENTARIEDADE DE NICHOS COMO HIPÓTESE ECOLÓGICA .....</b>	<b>19</b>
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>21</b>
<b>4.1 ÁREA DE ESTUDO .....</b>	<b>21</b>
<b>4.2 DADOS UTILIZADOS NO ESTUDO.....</b>	<b>22</b>
<b>4.3 ANÁLISE NUMÉRICA .....</b>	<b>24</b>
<i>4.3.1 Avaliação das equações alométricas para estimativas da biomassa.....</i>	<i>24</i>
<i>4.3.2 Avaliação da importância da riqueza de espécies como preditores de biomassa, da área basal, e do estoque madeireiro .....</i>	<i>25</i>
<b>5 RESULTADOS .....</b>	<b>27</b>
<b>5.1 EQUAÇÕES ALOMÉTRICAS PARA ESTIMATIVAS DA BIOMASSA DE GRANDES ÁRVORES</b>	<b>27</b>
<b>5.2 RELAÇÃO ENTRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES E OS ESTOQUES DE CARBONO E MADEIREIROS .....</b>	<b>28</b>
<b>6 DISCUSSÃO .....</b>	<b>31</b>
<b>7 CONCLUSÃO.....</b>	<b>34</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>35</b>
<b>APÊNDICE .....</b>	<b>46</b>

## 1 INTRODUÇÃO

As florestas da Amazônia são importantes para a estabilização global do clima contribuindo com a ciclagem de água e o sequestro de carbono da atmosfera. Por meio dos processos de evapotranspiração, as florestas da Amazônia devolvem para atmosfera mais de 50% das chuvas, que são transportadas pelas massas de ar, produzindo chuvas regulares em todo o continente Sul-Americano (COE et al., 2016; NOBRE et al., 1991; SALAZAR et al., 2007). Esta alta taxa de evapotranspiração também possui efeito resfriador em escala local, contribuindo para manter a superfície com temperaturas mais amenas (NOBRE et al., 2009). As florestas da Amazônia também estocam cerca de 100 Pg C (Petagrama de carbono), o que equivale a aproximadamente uma década das emissões globais de carbono (MALHI et al., 2006; PAN et al., 2011; SAATCHI et al., 2007). Esses dois serviços ecossistêmicos são chaves para a regulação do clima, mas a Amazônia também produz vários outros serviços que são chaves para o bem-estar humano.

Outro serviço ecossistêmico importante que a floresta amazônica presta é de provisão direta de recursos alimentares e madeireiros. Grande quantidade de madeira tem sido retirada da floresta por meio do corte seletivo de madeira (CARDINALE et al. 2012; HARRISON et al., 2014), porém estudos recentes têm demonstrado que as técnicas atualmente utilizadas na exploração florestal são insuficientes para garantir a conservação dos estoques madeireiros e das espécies mais exploradas (DE AVILA et al. 2017; PIPONIOT et al. 2018; PIPONIOT et al. 2019; SIST et al. 2021). Isso se deve ao fato de que os Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) têm se baseado unicamente nos processos naturais de recuperação dos estoques, recomposição das espécies e restabelecimento de suas estruturas, resultando na degradação dessas florestas (BEZERRA et al., 2021; HIRAI et al., 2012). Portanto, é evidente a necessidade de aprimorar as práticas de manejo florestal, visando mitigar os impactos da degradação florestal e assegurar a sustentabilidade a longo prazo das florestas tropicais.

As florestas tropicais têm demonstrado capacidade de recuperação após distúrbios, como a recolonização de clareiras por espécies oportunistas, o restabelecimento do dossel e a recomposição da área basal local (NEVES et al., 2019; SOUZA et al., 2017). No entanto, na Amazônia, o corte seletivo tem como alvo principal as espécies de alto valor comercial e com maior volume, geralmente caracterizadas por um crescimento lento em relação às demais espécies. Isso resulta na concentração da indústria madeireira em apenas algumas poucas

espécies, intensificando a exploração e reduzindo a capacidade de recuperação das espécies mais comerciais (BASTIN et al., 2018; CHAZDON, 2012; FELDPAUSCH et al., 2005; LEAL FILHO et al., 2013; RUTISHAUSER et al., 2015; SOUZA et al., 2017). Essa prática restritiva da indústria madeireira pode comprometer a sustentabilidade do manejo florestal na região, a diversidade e a densidade de espécies arbóreas da floresta amazônica.

A diversidade e a densidade de árvores têm sido apontadas como fator chave na disponibilidade de serviços ecossistêmicos, como a captação e estocagem de carbono e a produção de madeira. Estudos recentes, como os de Zhang, Chen & Reich (2012), Gamfeldt et al. (2013) e Finegan et al. (2014), têm destacado a importância da riqueza de espécies na promoção do aumento da produção de serviços ecossistêmicos nas florestas, por meio da complementariedade de nicho onde as espécies usam os recursos disponíveis de forma diferente, propiciando maior diversidade e densidade dentro de cada ecossistema. Além da contribuição para os serviços ecossistêmicos, essas métricas de diversidade e densidade também são importantes para entender a dinâmica das florestas (ALI & WANG, 2021; BORDIN et al., 2021; PINHO et al., 2020; SLIK et al., 2013).

Um importante componente das florestas amazônicas é formado pelas grandes árvores que aportaram recursos em seu crescimento por meio de centenas de anos e que podem ultrapassar o dossel da floresta, neste estudo considerou-se todas as árvores com diâmetro à altura do peito maior ou igual a 50cm como grandes árvores. As grandes árvores da Amazônia podem ser milenares e sua densidade é crucial para o funcionamento da floresta e sua capacidade de ciclar água, estocar carbono e regular a dinâmica de nutrientes do solo (ALI & WANG, 2021; BORDIN et al., 2021; PINHO et al., 2020; SLIK et al., 2013). Devido às dimensões de suas copas, as grandes árvores interceptam mais luz solar para a fotossíntese, o que as tornam capazes de sequestrar altas taxas de carbono continuamente e, conseqüentemente, contribuir significativamente para a produtividade florestal, refletindo em seu crescimento e acúmulo de biomassa (ANDRADE & HIGUCHI, 2009; BARLOW et al., 2002; WOODS et al., 2015; PINHO et al., 2020; SIST et al., 2014).

A pressão do corte seletivo sobre as grandes árvores é um dos principais desafios enfrentados pelo manejo florestal. Embora essa prática seja considerada uma das melhores formas de garantir a utilização sustentável dos recursos florestais, a extração seletiva pode causar impactos significativos no ecossistema da floresta (BASTIN et al., 2018; CHAZDON, 2012; FELDPAUSCH et al., 2005;; LEAL FILHO et al., 2013; RUTISHAUSER et al., 2015; SOUZA et al., 2017). Por isso, é fundamental que o manejo florestal seja aprimorado, para que possa minimizar os impactos negativos e garantir a conservação dos recursos florestais

(CAMPOS & LEITE, 2017; QUEIROZ, 2012; SILVA et al., 1985; SOUZA & SOARES, 2013;). A garantia da conservação dos recursos florestais a longo prazo, perpassa pelo desenvolvimento de tecnologias mais avançadas e a adoção de práticas silviculturais pós-colheita (DE AVILA et al., 2017; NEVES et al., 2019; PIPONIOT et al., 2018; PIPONIOT et al., 2019; SIST et al., 2021; SOUZA et al., 2015).

O cálculo da estimativa de biomassa tem sido amplamente utilizado para testar teorias ecológicas, como a teoria da complementaridade de nicho proposta por Tilman (1997). Essa teoria postula que a diversidade de espécies permite a utilização otimizada e diferenciada dos recursos, resultando na partição de nicho e contribuindo positivamente para a biomassa acima do solo. Dentre as várias metodologias disponíveis para a estimativa de biomassa, o método indireto via equações alométricas tem se mostrado eficaz, permitindo estimar a biomassa de árvores e de florestas inteiras com base em medidas de diâmetro e outras variáveis como a altura e a densidade da madeira, necessitando de atenção quanto às incertezas envolvidas, como a correta escolha da equação, medição padronizada, tamanho e representatividade amostral, que podem ocasionar grandes variações nas estimativas (CHAVE et al., 2014; HIGUCHI et al., 1998; HIGUCHI et al., 2014). Vários autores, como Ali & Mattsson (2017), Ali & Yan (2017), Finegan et al. (2014) e outros, têm utilizado equações alométricas para estudar os estoques de biomassa e carbono em diferentes ecossistemas florestais.

Diante da contextualização feita, este estudo busca responder as seguintes questões:

a) Como avaliar a equação alométricas mais adequada para estimar a biomassa de grandes árvores na Amazônia; e b) qual é a relação entre a riqueza de espécies de grandes árvores e os estoques de carbono e de madeira na Amazônia, considerando a teoria ecológica da complementaridade de nicho?

Nós consideramos as seguintes hipóteses de pesquisa: a) Qual a equação alométricas mais adequada para permitir analisar a relação entre a riqueza de espécies de grandes árvores e os estoques de biomassa, baseando-se na teoria ecológica da complementaridade de nicho; e b) A riqueza de espécies de grandes árvores, medida por meio dos dados de PMFS do estado do Pará, está positivamente relacionada aos estoques de biomassa e madeira, indicando que a riqueza de espécies contribui para a manutenção desses serviços ecossistêmicos. A aplicação da teoria ecológica da complementaridade de nicho na Amazônia, com base em dados de PMFS do estado do Pará, pode ajudar a compreender como a riqueza de espécies de grandes árvores influencia os estoques de biomassa e madeireiros, proporcionando informações relevantes para o desenvolvimento de estratégias de mitigação da degradação florestal na região.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Geral**

Avaliar a relação entre os estoques de biomassa e madeireiros com a riqueza de espécies das grandes árvores da Amazônia e comparar seis equações alométricas para selecionar a mais adequada para a estimativa da biomassa das grandes árvores.

### **2.2 Específicos**

Selecionar a equação alométricas mais adequada para a estimativa da biomassa de grandes árvores na Amazônia

Analisar a importância da riqueza de espécies como variável preditora dos estoques de biomassa e volume de madeira a partir da hipótese de complementariedade de nicho.

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 A importância da Amazônia e os estoques de carbono

As florestas da Amazônia estocam grande quantidade de carbono e são fundamentais para a regulação do clima (COPERTINO et al., 2019), elas fornecem vapor de água, por meio do processo de evapotranspiração, para apoiar a formação de nuvens regionalmente, bem como na interconexão com outras partes do globo (ARTAXO et al., 2022).

A manutenção dos estoques de carbono das florestas é essencial como estratégia de mitigação das mudanças climáticas, evitando aumentos de concentração de CO<sub>2</sub> na atmosfera (BORDIN et al., 2021). As florestas da Amazônia estocam cerca de 100 Pg de carbono (PAN et al. 2011) e tem funcionado como um sumidouro de carbono, acumulando 0,3 toneladas de carbono por hectare ano (PHILLIPS et al., 2017). Nos últimos anos, no entanto, estudos demonstram que a floresta amazônica foi se transformando em uma fonte de emissão de carbono (FRIEDLINGSTEIN et al., 2021; GATTI et al., 2021; XU et al., 2021).

Segundo Bôas et al. (2019), Villa et al. (2020) e Gora & Esquivel-Muelbert (2021) a capacidade produtiva e os estoques de carbono são possivelmente influenciados por gradientes espaciais, assim como por variáveis bióticas e abióticas. Fearnside (2008) verificou que os estudos que estimam o estoque de carbono da floresta amazônica têm apresentado grandes variações, relatando erros conhecidos que levaram alguns autores a subestimar os valores de carbono estocado pela floresta amazônica brasileira. Calais et al. (2022) realizou um levantamento da existência de 56 equações só para Florestas Ombrófila Densa (FOD) na Amazônia brasileira.

Houghton et al. (2001) comparando sete estimativas (através de 3 métodos diferentes) de biomassa para a Amazônia brasileira verificou que seria de 39 a 93 Pg C total (aéreo, subterrâneo e de biomassa morta), ou seja, cerca de 177 Mg C ha<sup>-1</sup> (Megagrama de C por hectare). Nogueira et al. (2008), revendo 32 estudos sobre estimativas de carbono na Amazônia brasileira verificou que a Amazônia teria um valor médio de 286,8 Mg C ha<sup>-1</sup> (peso seco de árvores com DAP  $\geq$  10 cm) e analisando uma nova metodologia, estimou que existe cerca de 42,5 Gt de carbono estocado. Os estudos de Saatchi et al. (2007) os estoques de carbono para toda a bacia amazônica estariam em média de 86 Pg C (total), com média de 157,66 Mg C ha<sup>-1</sup>.

Os estoques de carbono na Amazônia e sua dinâmica são influenciados principalmente pelas grandes árvores (ALI & WANG, 2021; BASTIN et al, 2018; BERENGUER et al., 2014).

O processo de fotossíntese das florestas, ao sequestrar CO<sub>2</sub>, é essencial para o crescimento e aumento da biomassa das árvores. Estimativas do estoque de carbono podem ser feitas multiplicando a biomassa pela concentração de carbono. Estudos mostraram que cerca de metade da biomassa arbórea aérea das árvores é composta por carbono (HIGUCHI et al., 1998; HIGUCHI et al., 2004; NOBRE & NOBRE, 2002; NOGUEIRA et al., 2008). Fatores que influenciam a dinâmica das grandes árvores podem exercer impactos significativos sobre o funcionamento dos ecossistemas florestais e seus serviços, tais como a manutenção dos estoques de carbono (ALI & WANG, 2021; BASTIN et al., 2018).

### **3.2 Importância das grandes árvores da Amazônia**

As grandes árvores são seres antigos, com enormes quantidades de carbono armazenadas ao longo de suas vidas. Elas desempenham um papel fundamental na estimativa da biomassa e regulam serviços essenciais das florestas, como luz, água e nutrientes do solo (ALI & WANG, 2021; BORDIN et al., 2021; PINHO et al., 2020; SLIK et al., 2013). Diferentes autores utilizam características distintas para identificar as grandes árvores em seus estudos, como altura, área foliar, crescimento, longevidade, profundidade de raízes e diâmetro à altura do peito (DAP). Neste trabalho, consideramos como grandes árvores aquelas com um DAP igual ou superior a 50 cm, conforme a legislação brasileira que estabelece o Diâmetro Mínimo de Corte (DMC) para espécies comerciais manejáveis (BRASIL, 2006).

A ação humana, incluindo o desmatamento e processos de degradação, representa uma séria ameaça aos estoques de carbono. O corte seletivo de espécies arbóreas é um dos principais processos de degradação da floresta, que pode reduzir os estoques de carbono, seja de forma isolada ou somada a outros meios (MATRICARDI et al., 2020; PUTZ et al., 2012). Isso ocorre porque as maiores árvores que estocam grandes quantidades de carbono são exploradas no corte seletivo, empobrecendo a floresta em carbono e reduzindo sua capacidade de retenção (BERENQUER et al., 2014; MATRICARDI et al., 2020).

A floresta amazônica é reconhecida por abrigar árvores imponentes, algumas com séculos ou até mesmo milênios de idade (CHAMBERS et al., 1998), que acumulam grandes quantidades de carbono ao longo de suas vidas e continuam a fazê-lo. Essas árvores desempenham um papel crucial nas estimativas de biomassa e contribuem para o funcionamento dos serviços ecossistêmicos das florestas, como a regulação da luz, água e nutrientes do solo (ALI & WANG, 2021; BORDIN et al., 2021; PINHO et al., 2020; SLIK et al., 2013).

As maiores árvores são também as que apresentam maior capacidade de acessar água na profundidade dos solos, promovendo altas taxas de evapotranspiração, contribuindo para a estabilidade do clima e manutenção da disponibilidade de umidade para os demais seres vivos (LIMA et al., 2022; PINHO et al., 2020; SIST et al., 2014; WOODS et al., 2015).

A estrutura de suas majestosas copas produz uma alta quantidade de folhas e galhos, que podem ser incorporados ao chão da floresta, fornecendo nutrientes e mantendo a umidade do solo (CHAMBERS et al., 2001). Além disso, as grandes dimensões das maiores árvores promovem um gradiente microclimático do dossel até o chão da floresta (WOODS et al., 2015) que fornece habitats heterogêneos e recursos para diversas espécies epífitas e de insetos, favorecendo a diversidade de espécies e interações ecológicas (PINHO et al., 2020).

### **3.3 Fatores de distúrbios que afetam as grandes árvores**

As grandes árvores são as mais vulneráveis quando a floresta sofre um processo de degradação e como consequência desse processo, as florestas ficam mais suscetíveis ao fogo e aos ventos fortes, acentuados pelas mudanças climáticas, que aumentaram suas frequência e intensidade, aumento a taxa de mortalidade de grandes árvores (ALI & WANG, 2021; BORDIN et al., 2021; GORA & ESQUIVEL-MUELBERT, 2021; GORGENS et al., 2020; SILVÉRIO et al., 2019)

A vulnerabilidade das grandes árvores é ainda mais acentuada devido ao fato de que, apesar de sua importância no ecossistema florestal, elas representam apenas 9,3% (SIST et al., 2014) dos componentes arbóreos da floresta, tornando-se assim seres potencialmente vulneráveis simplesmente por sua raridade. Além disso, alterações nas características do ecossistema florestal podem comprometer ainda mais a permanência dessas grandes árvores, como a fragmentação de habitat e a proximidade de atividades antrópicas, como a supressão e a agropecuária, que promovem o efeito de borda, causando conseqüentemente mudanças abruptas dos gradientes físicos e bióticos (NASCIMENTO & LAURANCE, 2006; SILVÉRIO et al., 2019).

As áreas florestais afetadas pelas bordas estão mais suscetíveis ao fogo, resultante de ações antrópicas como queima de renovação de pastos, fogo criminoso, uso de fogueiras em trilhas e acampamentos, queimadas para abertura de áreas agrícolas e pecuárias. Essas práticas podem causar importantes cicatrizes nas árvores, deixando-as vulneráveis ou até mesmo levando à sua morte (SILVÉRIO et al., 2019). Além disso, a supressão seletiva de árvores para

exploração madeireira e a construção de estradas também podem aumentar a vulnerabilidade das grandes árvores às bordas florestais (BORDIN et al., 2021; GORGENS et al., 2020).

Os fortes ventos têm um impacto natural nas taxas de mortalidade das grandes árvores, mas nas áreas de borda essa taxa é ainda maior (SILVÉRIO et al., 2019). Quando as grandes árvores morrem, há uma grande abertura do dossel, reduzindo a umidade e deixando material propenso a queima pelo fogo, especialmente em áreas que já foram afetadas anteriormente, como pode ocorrer em áreas de borda (NUMATA et al., 2017; SCHWARTZ et al., 2020; SILVÉRIO et al., 2019; SILVÉRIO et al., 2022). Além disso, algumas grandes árvores que aparentam resistir ao fogo acabam morrendo, o que resulta em perda de 67% da biomassa (BARLOW et al., 2002).

A mudança climática pode afetar as grandes árvores, como foi observado durante as ocorrências de secas severas na Amazônia. As características destes seres, como extensas copas, domínio do dossel florestal, grande quantidade de biomassa e elevada capacidade de evapotranspiração, os tornam vulneráveis a esse tipo de evento, afetando seu equilíbrio hidráulico, captação de carbono atmosférico e até provocando sua morte (BARLOW et al., 2002; SILVÉRIO et al., 2019). Segundo o estudo de FAUSET et al. (2015), durante a seca de 2010 na Amazônia, as grandes árvores perderam até 40% de sua taxa de evapotranspiração. Esse desequilíbrio pode aumentar ainda mais a vulnerabilidade das árvores aos incêndios florestais e aos fortes ventos, levando a um aumento contínuo de mortalidade e redução do maciço florestal (BARLOW et al., 2002; DAVIDSON et al., 2012; NUMATA et al., 2017; PIPONIOT et al., 2018; SILVÉRIO et al., 2019).

Fauset (2015) fala sobre a hiperdominância de 182 (do total de 3.458 identificadas) espécies de árvores que seriam responsáveis por metade de toda a biomassa das árvores na Amazônia e que isso pode ser alarmante, considerando que, se a produção de carbono estiver concentrada em poucas espécies, a floresta pode ser menos resiliente às mudanças climáticas, considerando ainda que a alta diversidade de espécies normalmente confere resiliência à floresta.

### **3.4 A Diversidade de espécies de árvores da Amazônia e sua importância**

Estima-se que a bacia amazônica possua cerca de 50.000 espécies de plantas vasculares (HUBBELL et al., 2008) e segundo Ter Steege et al. (2016) cerca de 12.000 a 16.000 são espécies de árvores, mas, contando apenas as espécies registradas até o momento, este número seria em torno de 7.694 espécies só na Amazônia Brasileira. Para Cardoso et al. (2017),

esse número seria menor que 10.000, considerando seus estudos com espécies de várzea, com o quantitativo de 4.539 espécies, que representam 51% do total de espécies de árvores da Amazônia, baseado na proporção com as espécies de terra firme, já que a influência da umidade seria muito forte na diversidade (MARCA-ZEVALLOS et al., 2022; POORTER et al., 2015).

Para Cianciaruso et al. (2009), quantificação da diversidade em uma comunidade resume-se em simplesmente contar o número de espécies que ali ocorrem, sendo expresso em função de uma unidade de área (densidade de espécies) ou um certo número de indivíduos (riqueza de espécies).

A diversidade funcional refere-se aos componentes da biodiversidade que influenciam a forma como um ecossistema opera ou funciona, ela tem importância ecológica porque é o componente da diversidade que influencia a dinâmica, estabilidade, produtividade, equilíbrio de nutrientes e outros aspectos do funcionamento do ecossistema (TILMAN et al., 2001).

Medir a diversidade funcional significa medir a diversidade de traços funcionais que influenciam os processos da comunidade, independentemente da filogenia dos organismos (CIANCIARUSO et al., 2009), pois é um conceito que liga organismos e comunidades por meio de mecanismos como complementaridade no uso de recursos e facilitação (PETCHEY & GASTON, 2006)

O conhecimento específico dos tipos funcionais pode ser crítico para prever as respostas do ecossistema em diferentes cenários de mudança global, ou onde as prioridades de manejo procuram manipular a composição de espécies diretamente, por exemplo, em agroecossistemas complexos, silvicultura ou restauração de ecossistemas com objetivos funcionais específicos em mente (LOREAU et al., 2001).

Os efeitos da diversidade, observados em experimentos, possibilitaram o desenvolvimento de teorias convergentes que visam compreender os mecanismos baseados em compensações, que por sua vez permitem a coexistência de várias espécies concorrentes diferentes ao longo do tempo (TILMAN et al., 2014). Loreau et al. (2001) afirma que algumas abordagens têm ampliado as perspectivas, analisando o papel da biodiversidade como um potencial modulador de processos, dentro das interações mútuas entre mudanças na biodiversidade, o funcionamento do ecossistema e os fatores abióticos.

Por isso, a necessidade de entender os efeitos que as perturbações e as condições ambientais têm sobre a biodiversidade. Avaliando se alterações na biodiversidade (principalmente composição e riqueza de espécies) são capazes de afetar a intensidade e estabilidade dos processos ecossistêmicos (DÍAZ & CABIDO 2001, TILMAN et al.2002).

### 3.5 Manejo florestal “Sustentável”

No Brasil, os PMFS são regulamentados pelas normas nacionais (BRASIL, 2006; BRASIL, 2009; BRASIL, 2012) e estaduais, de acordo com as especificidades de cada Estado, que norteiam a elaboração e condução dos PMFS na Amazônia. A Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 (BRASIL, 2012) estabelece normas gerais sobre a vegetação e a exploração florestal, definindo o manejo florestal da seguinte forma:

Manejo sustentável é a administração da vegetação natural para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo e considerando-se, cumulativa ou alternativamente, a utilização de múltiplas espécies madeireiras ou não, de múltiplos produtos e subprodutos da flora, bem como a utilização de outros bens e serviços.

Portanto, o manejo florestal sustentável da floresta é uma alternativa para a produção econômica, por meio do gerenciamento da floresta, utilizando-se de princípios, técnicas e normas para ordenamento da produção de produtos florestais madeireiros e não-madeireiros (QUEIROZ, 2012; SILVA et al., 1985; SOUZA & SOARES, 2013). Para a elaboração de um plano de manejo são necessárias informações dos estoques madeireiros e de estimativas de produção ao longo do ciclo de corte, com monitoramento da floresta por meio de parcelas permanentes (CAMPOS & LEITE, 2017).

Desta forma, uma das principais ferramentas quantitativas e qualitativas para o PMFS é o inventário florestal (IF), que segundo Francez et al. (2017), consiste, basicamente, no registro dos indivíduos existentes em uma determinada área, desta forma fornecendo estimativas da floresta que permitem planejar a intervenção e manutenção de sua produção durante os ciclos de corte (BRASIL, 2012; CAMPOS & LEITE, 2017; SOARES et al., 2006). Por meio do IF obtém-se as estimativas de volume, que na primeira unidade de produção anual (UPA) é utilizado o método do volume do cilindro multiplicado por um fator de forma médio igual a 0,7 para todas as espécies da Amazônia (HEINSDIJK & BASTOS, 1963). Após a primeira UPA, para elaboração do segundo Plano Operacional Anual (POA), só é aceito o cálculo do volume de árvores em pé, mediante equação de volume desenvolvida especificamente para o PMFS (BRASIL, 2009).

A atividade legalizada de exploração madeireira tem grande importância na geração de recursos financeiros para o país e aos Estados da Amazônia, com comércio interno e externo,

alcançando em 2018 cerca de 15,7% de toda a arrecadação com exportação (LENTINI et al., 2020).

As dependências exclusivas de processos da recuperação natural nas áreas abertas pela exploração florestal têm resultado em uma floresta com poucas espécies de alto valor comercial (HIRAI et al., 2012), já que a exploração madeireira promove mudanças significativas na estrutura e diversidade florística em diferentes estratos de regeneração natural e classes florestais ao longo do tempo (BEZERRA et al., 2021)

As atividades silviculturais, como plantios de enriquecimento ou a condução de espécies naturalmente estabelecidas, têm demonstrado efeitos positivos na estrutura dos indivíduos em áreas de corte seletivo e podem encurtar o tempo necessário para recuperar as perdas causadas na exploração florestal planejada (NEVES et al., 2019; SOUZA et al., 2015). No entanto, é importante destacar que as atividades silviculturais pós-colheita são praticamente inexistentes na Amazônia brasileira, sendo esse o grande desafio do manejo de florestas tropicais, que busca ajustar modelos silviculturais factíveis que garantam a recomposição dos estoques madeireiros (SOUZA et al., 2015).

Estudos atuais têm demonstrado a inviabilidade dos ciclos de corte propostos na legislação, dentre eles, Pioniot et al. (2019) afirmam que os cenários modelados em suas análises, mesmo os mais brandos, a floresta Amazônica não terá a capacidade de fornecer madeira nem mesmo para a demanda regional atual, a longo prazo, já que são insustentáveis, na medida em que não permitem a recuperação do volume durante um ciclo de corte. Sist et al. (2021) demonstraram em suas pesquisas que com as regras atuais de extração de madeira, considerando uma intensidade média de extração de 15 - 20 m<sup>3</sup>/ha, um ciclo de colheita de 35 anos e uma proporção de volume de madeira comercial com 20% das espécies mais comerciais, a produção de madeira pode ser mantida apenas para um único ciclo de corte (35 anos).

As pesquisas mostram que somente com a redução da intensidade de corte, aumento do ciclo de corte, aumento da diversidade de espécies exploráveis, diminuição dos impactos na intensidade exploratória de poucas espécies mais econômicas e principalmente a adoção de tratamentos silviculturais é que se pode ter uma expectativa de manutenção da produção das florestas amazônicas (DE AVILA et al., 2017; PIPONIOT et al., 2018; PIPONIOT et al., 2019; SIST et al., 2021).

A exploração das florestas primárias pode causar mudanças significativas na estrutura e composição das espécies, devido à intensificação dessas atividades, bem como às mudanças climáticas graduais e eventos climáticos extremos (MARRA et al., 2016). Os impactos generalizados podem caracterizar a degradação da floresta, resultando em emissões adicionais

e não contabilizadas de gases de efeito estufa em países tropicais, com consequências para o clima global (BERENGUER et al., 2014) Além disso, a degradação florestal altera a estrutura das florestas e seus serviços ecossistêmicos, contribuindo para o aumento do efeito estufa (FEARNSIDE, 2006) e o colapso funcional de ecossistemas florestais inteiros devido aos impactos em múltiplos níveis tróficos (LIMA et al., 2022).

De acordo com Johnson et al. (2016) e Lapola et al. (2023), a degradação florestal é caracterizada como ações humanas, tais como queimadas, exploração madeireira predatória e fragmentação florestal, que resultam em perda de biomassa, biodiversidade e serviços ecossistêmicos importantes, mas ainda mantêm as características florestais. Estudos realizados na Amazônia por Assis et al. (2022) indicam que as áreas afetadas pela degradação florestal representam quase o dobro da área desmatada, resultando em perda significativa de biodiversidade, alterações nos estoques de carbono e impacto no balanço de CO<sub>2</sub>. Além disso, de acordo com o trabalho de Tilman et al. (2014), os processos que contribuem para a perda de diversidade biológica em ecossistemas florestais têm um efeito tão relevante, ou até mesmo maior, do que outros fatores como herbivoria, fogo, seca, adição de nitrogênio e aumento de CO<sub>2</sub>.

### **3.6 A complementariedade de nicho como hipótese ecológica**

Os efeitos do aumento da diversidade têm sido amplamente investigados por meio de experimentos e observações em diversos ecossistemas (GUREVITCH et al., 2009). Além disso, a hipótese da complementariedade de nicho, proposta por Tilman (1999), afirma que uma maior diversidade de espécies pode resultar em uma ampla gama de características funcionais, permitindo que indivíduos utilizem recursos de maneiras distintas. Esse padrão leva a uma redução na competição intraespecífica e, conseqüentemente, a um aumento na função ecossistêmica.

A variedade de espécies e traços funcionais contribui para melhorar a função do ecossistema. Isso ocorre porque diferentes espécies usam recursos de maneira diferente dentro de uma comunidade, o que leva à partição de nicho. Segundo a hipótese da complementariedade de nicho, espera-se que a diversidade de traços funcionais esteja positivamente relacionada à biomassa acima do solo em ecossistemas naturais (TILMAN, 1997). Vários estudos de ecologia confirmam essa previsão da hipótese de complementariedade de nicho, incluindo os trabalhos de Loreau et al. (2001), Chiang et al. (2016) e Ali & Yan (2017).

A sobreprodução de algumas espécies em alta diversidade indica que a coexistência é possível através de mecanismos de diferenciação de nichos. A composição e diversidade das espécies são importantes determinantes dos processos do ecossistema, e fatores que alteram a composição, como invasões, perturbações e extinções, podem ter um grande impacto nos processos do ecossistema (TILMAN, 1997).

Ademais, a utilização dos recursos disponíveis é maior quando mais espécies estão presentes em um ambiente, o que, conseqüentemente, resultaria no aumento da produção de biomassa (CARDINALE et al., 2007). Segundo Tilman (2014), a complementariedade de nicho é o processo em que diferentes espécies têm diferentes necessidades de recursos ecológicos, evitando competição direta. Isso se dá porque cada espécie tem uma série de características únicas que lhe permitem usar recursos específicos e realizar tarefas ecológicas diferentes.

De acordo com Zhang et al. (2012), a complementariedade de nicho pode aumentar a produtividade em policulturas, alcançando o máximo de produção em níveis mais altos de riqueza, devido à redundância funcional entre elas. Dessa forma, espécies diferentes podem existir no mesmo ambiente ecológico, usando de maneiras diferentes os recursos disponíveis. Isso aumenta a eficiência do uso dos recursos e, conseqüentemente, a produtividade e a estabilidade do ecossistema.

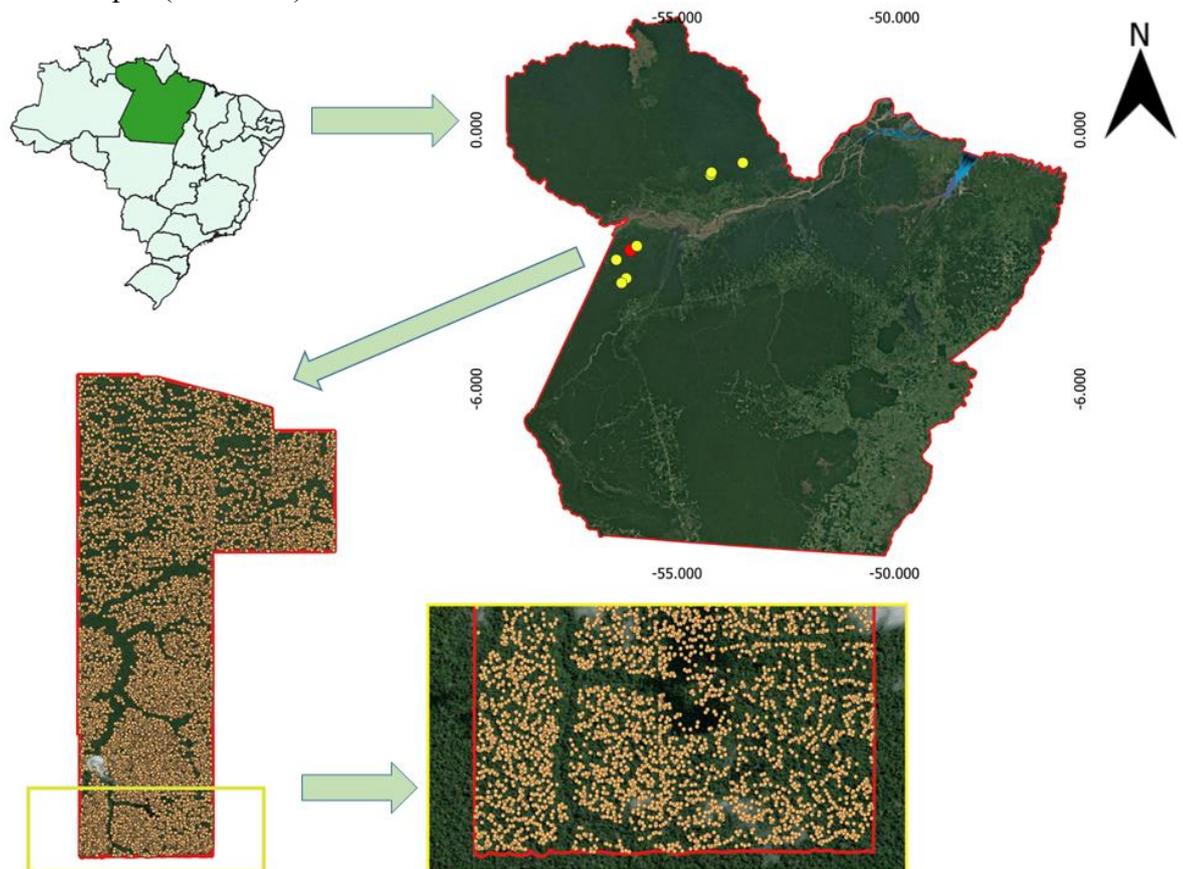
## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Área de estudo

Foram estudados 10 sítios de florestas localizadas na região Oeste do Estado do Pará, sem registros de ações antrópicas recentes, e que foram destinadas à atividade de Plano de Manejo Florestal Sustentável –PMFS (Figura 1). Os sítios estão distribuídos em cinco municípios e referem-se à empreendimentos submetidos ao licenciamento de PMFS na Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade do estado do Pará (SEMAS-PA). Um dos sítios está localizado no município de Almeirim, conforme as coordenadas geográficas em formato decimal (-53,483300, -0,760997), com solos do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico. Dois estão localizadas no Município de Monte Alegre (-54,222795, -1,045818; -54,205291, -0,988166) com solos tipo Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico, a vegetação das áreas de Almeirim e Monte Alegre são classificadas como Floresta Ombrófila Densa Submontana com dossel emergente. Ainda, dois sítios estão localizados no município de Aveiro (-56,166018, -3,438634; -56,274420, -3,544544), dois em Juruti (-56,064557, -2,787848; -56,394178, -3,006985), três sítios em Santarém (-55,938337, -2,700734; -55,912992, -2,702039; -55,922874, -2,687968), todas com solos do tipo Latossolo Amarelo Distrófico e vegetação classificada como Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas com dossel emergente (EMBRAPA, 2020).

A temperatura média na região é de 25°C e pluviosidade anual de 2.223 mm para as áreas dos Municípios de Almeirim e Alenquer e para os Municípios de Aveiro, Juruti e Santarém a temperatura média de 26,5°C e pluviosidade anual 2.047mm (FICK e HIJMANS 2017).

**Figura 1:** Localização das áreas (pontos amarelos e vermelho na seq. 2) dos planos de manejo florestal sustentáveis (PMFS) selecionados no Estado do Pará, com as árvores do inventário florestal plotadas (pontinhos dourados na seq. 3 e 4). No mapa (seq. 2) se destacou uma das áreas como exemplo (vermelho).



**Fonte:** O autor

#### 4.2 Dados utilizados no estudo

Para responder nossas perguntas utilizamos os dados dos Inventários Florestais realizados em 100% (IF100%) de cada um dos 10 sítios amostrais. A área amostral total foi de 20.449,95 ha, onde a menor das 10 áreas corresponde a 680,62 ha e a maior a 3.489,25 ha. Em cada um dos sítios foram amostradas todas as árvores com Diâmetro à Altura do Peito maior ou igual a 50 cm ( $DAP \geq 50$  cm), que é considerado como Diâmetro Mínimo de Corte (DMC) para as espécies comerciais manejáveis (BRASIL, 2006). Os inventários foram realizados pelas empresas solicitantes do licenciamento de PMFS, e cedidos pela Secretaria de Estado de Meio

Ambiente e Sustentabilidade do estado do Pará (SEMAS-PA) mediante solicitação sob protocolo N° 2022/1114944 e autorizado por meio de ofício resposta N° 86908/2023/GABSEC.

Os inventários dos 10 sítios somaram 206,5 mil árvores amostradas, e todas as árvores em todos os sítios continham as seguintes informações determinadas: a) Diâmetro à Altura do Peito (DAP), b) altura do fuste ( $h_m$ ), c) coordenadas de localização, d) destino (se seria ou não explorada para extração de madeira), e) nome comum, e) nome científico. A identificação das espécies ocorreu *in loco* por parobotânicos com grande experiência na identificação de espécies arbóreas da Amazônia. Cerca de 5,4% (~11 mil) das árvores foram identificadas apenas a nível de gênero, mas todas foram identificadas em nível de família botânica e com nome comum.

A área basal foi obtida pela somatória da área transversal ( $g = (\pi * DAP^2 / 40000)$ ) das árvores por área da parcela. A área basal da vegetação apresenta efeitos significativos sobre a produção e potencializam o manejo florestal sustentável, esta variável está ligada à estrutura da floresta e que alterações nesta variável podem causar modificações na produtividade da floresta (ALMEIDA et al., 2015; ANDRADE et al., 2015)

O volume madeireiro foi calculado a partir da seleção das espécies potencialmente econômicas classificadas previamente nos inventários florestais destinados ao PMFS. Estas espécies apresentam características que interessam à indústria madeireira regional e internacional. São árvores que atendem aos principais critérios de corte, como os fustes de boa qualidade (tronco em formato cilíndrico, com pouca ou nenhuma tortuosidade), estar fora da área de preservação permanente (APP) e possuir  $DAP \geq 50$  cm. O volume individual das árvores em áreas predestinadas ao PMFS é calculado por uma equação geral, mas a partir do segundo POA, as equações volumétricas são personalizadas, garantindo maior precisão nas estimativas de volume.

Algumas das áreas deste estudo já possuem equação volumétrica ajustada, ou seja, já estão no POA 02 ou superior, enquanto outras que estão no primeiro POA, apresentam a equação geral ( $v = \pi * DAP^2 / 40000 * h_m * 0,7$ ; DAP = diâmetro a altura do peito;  $h_m$  = altura comercial; e 0,7 = fator de forma), conforme a tabela 01.

**Tabela 01:** Lista de equações volumétricas utilizadas em cada área.

CODIGO	Equações de Volume
A1	$v = \pi * DAP^2 / 40000 * h_m * 0,7$
A2	$v = -0,0018 + 0,000052(DAP^2 * h_m)$
A3	$v = \pi * DAP^2 / 40000 * h_m * 0,7$
A4	$v = \pi * DAP^2 / 40000 * h_m * 0,7$
A5	$Log(v) = -0,14832 + 1,61813log(DAP) + 0,84156log(h_m)$

$$A6 \quad v = \pi * DAP^2/40000 * h_m * 0,7$$

$$A7 \quad v = 6,2641 * (dap^{1,8047})$$

$$A8 \quad v = \pi * DAP^2/40000 * h_m * 0,7$$

$$A9 \quad v = \pi * DAP^2/40000 * h_m * 0,7$$

$$A10 \quad \ln(v) = -9,1302 + 1,9507 \ln(DAP) + 0,8818 \ln(h_m)$$

$\pi = 3,1415$ ; DAP (cm) = Diâmetro à altura do peito (130cm);  $h_m$  = Altura comercial em metros; V = Volume do fuste (m<sup>3</sup>).

**Fonte:** O autor

Para os cálculos das métricas utilizadas neste estudo, foram criadas parcelas virtuais com tamanho variando entre 15 e 20 hectares, considerando áreas com ausência de informações (APP, áreas de ocorrência de cipós, infraestrutura, etc) utilizando os polígonos georreferenciados de cada um dos sítios. Calculamos a riqueza de espécies por unidade, analisando as coordenadas de todas as árvores em cada um dos sítios amostrais. Em seguida, para cada parcela, calculamos a média da biomassa total por hectare, assim como o estoque madeireiro, que representa o volume de madeira em metros cúbicos por hectare, considerando apenas as espécies listadas como úteis para exploração em pelo menos um dos sítios amostrais. Além disso, avaliamos o número de espécies, gêneros e famílias presentes em cada uma das parcelas.

### 4.3 Análise numérica

#### 4.3.1 Avaliação das equações alométricas para estimativas da biomassa

Para cada árvore do inventário estimamos a biomassa acima do solo com base em seis diferentes equações (Tabela 2). A Eq. (1) é a equação baseada no trabalho de Chave et al. (2014), onde utiliza os valores de densidade média da madeira (WD) e o fator de correção ambiental (E) que foram obtidos através de funções do pacote *BIOMASS* (Réjou-Méchain et al., 2017) do software R Core Team (2021). Os valores de biomassa calculados pela Eq. (1) resultam em biomassa seca na unidade de Mg (Megagrama = 1 Tonelada), desta forma, foram aplicados fatores de conversão às outras equações para que apresentassem a mesma unidade. Para equações que estimam biomassa fresca, foi aplicado o ajuste do percentual de água de 40%, como recomendações de Higuchi e Carvalho Jr. (1994) citado por Higuchi et al. (1998) e Higuchi et al. (2004).

**Tabela 02:** Equações alométricas utilizadas para as estimativas da biomassa acima do solo de grandes árvores da Amazônia. Dmin = diâmetro mínimo; Dmax = diâmetro máximo; R<sup>2</sup> = coeficiente de determinação; Syx = erro amostral.

N.	Equações	Dmin. / Dmáx.*	R <sup>2</sup> / Syx*	Autores
1	$AGB = \exp(-2,024 - 0,896 * E + 0,920 * \ln(WD) + 2,795 * \log(DAP) - 0,0461 * \log(DAP)^2)$			Réjou-Méchain et al. (2017)
2	$\ln(AGB) = -0,151 + 2,17 * \ln(DAP)$	≥ 20 cm	0,9 / 2035kg	Higuchi et al. (1998)
3	$\ln(AGB) = -1,497 + 2,548 * \ln(DAP)$	5 ≥ e ≤ 20 cm	0,97 / 1729kg	Higuchi et al. (1998)
4	$AGB = 3,42683 * DAP^{1,76525}$	≥ 5cm	92,9 / 4,2%	Higuchi et al. (2014)
5	$AGB = 23182,772 - 506,494 * (DAP) + 3,434 * DAP^2 + 0,123 * (DAP * h_m) - 0,002 * DAP^{2*} * h_m$	≥ 50 cm	0,53 / 0,02	Lima et al. (2019)
6	$AGB = 51,630 + 0,822 * DAP^2$	≥ 50 cm	0,52 / 1,91%	Lima et al. (2019)

Legenda: AGB= Biomassa acima do solo, eq 1 em Mg e demais eq em Kg; DAP(cm) = Diâmetro à altura do peito (130 cm); WD (g/cm<sup>3</sup>) = Densidade média da madeira; HF(m) = Altura do fuste (comercial); e E= Fator de correção ambiental definido pelas coordenadas geográficas das árvores. \* conforme apresentados pelos autores.

**Fonte:** O autor

Para avaliar o ajuste de cada uma das equações, foram comparados a biomassa estimada por cada uma das seis equações com a biomassa do fuste principal da árvore. Utilizamos uma análise de regressão linear e avaliamos a qualidade do ajuste com base em diversos critérios. Como variável resposta, utilizamos a biomassa de cada árvore, e como preditor a biomassa do fuste principal. Considerando a equação geral para o cálculo de massa ( $m = d * v$ ;  $m$  = massa do corpo;  $d$  = densidade;  $v$  = volume), estimamos a biomassa do fuste principal, que foi calculada como sendo o volume do estoque madeireiro multiplicado pela densidade média da madeira. A densidade média da madeira utilizada para calcular a biomassa do fuste foi utilizada do banco de dados global de densidade da madeira, baseado nos trabalhos de Chave et al. (2009) e Zanne et al. (2009) por meio do pacote BIOMASS no R.

Os critérios utilizados para calcular o ajuste das equações foram: a) a regressão com *slope* que mais se aproxima do valor de 2,271 (indicando que a biomassa do fuste principal se aproxima de 56% da biomassa total da árvore, como sugerido por Goodman et al. (2014); b) maior coeficiente de determinação; e c) intercepto que mais se próxima de zero.

4.3.2 Avaliação da importância da riqueza de espécies como preditores de biomassa, da área basal, e do estoque madeireiro

A fim de avaliar a relação entre a biomassa aérea acima do solo (AGB) e a riqueza de espécies, usamos a análise de modelo linear misto (LMM) ajustado no software estatístico R, utilizando o pacote "lme4". A fórmula do modelo incluiu o efeito de variáveis aleatórias, como a área das parcelas (variando entre 15 e 20 ha), o número de indivíduos e o sítio (os 10 diferentes sítios estudados), que foram consideradas como fontes adicionais de variabilidade nas observações de riqueza das espécies. As estimativas de variância para cada variável aleatória foram obtidas, assim como os coeficientes de determinação marginal ( $R^2_m$ ) e condicional ( $R^2_c$ ), que fornecem dados sobre a proporção da variação explicada pelo modelo. Para tentar minimizar os possíveis problemas relacionados à identificação das espécies, serão feitas as análises em outras categorias taxonômicas, como gênero e família, para diminuir as incertezas inerentes às estimativas de biomassa e volume, usando também a área basal para analisar a relação entre as categorias taxonômicas.

## 5 RESULTADOS

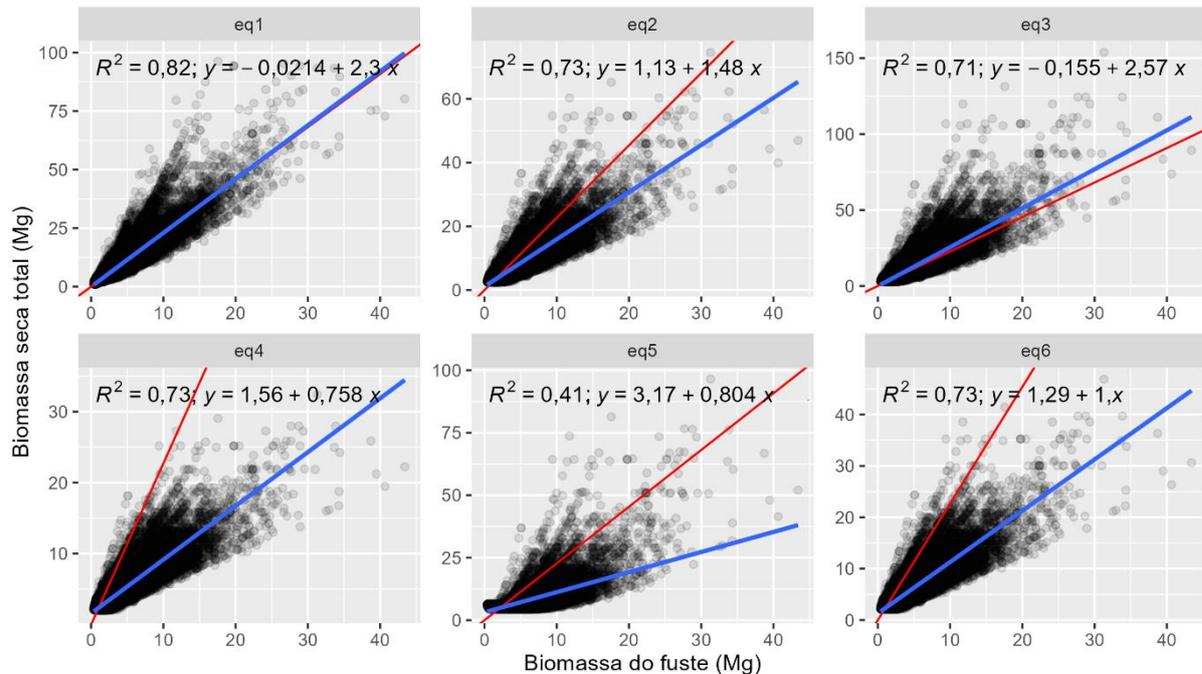
### 5.1 Equações alométricas para estimativas da biomassa de grandes árvores

Entre as seis equações alométricas comparadas, a equação número 1 de Réjou-Méchain et al. (2017) foi a que apresentou melhor ajuste para estimar a biomassa de grandes árvores da Amazônia (Figura 2), considerando todos os três critérios utilizados para calcular o ajuste das equações. A equação número 1 apresentou *slope* de 2,3 se aproximando do valor de 2,271, ponto onde a biomassa do fuste principal representa 56% da biomassa total da árvore (sobreposição entre linhas de tendência vermelha e azul na figura 2). Adicionalmente esta foi a equação com maior coeficiente de determinação ( $R^2 = 0,82$ ), e com intercepto que mais se aproximou de zero (intercepto = -0,0214), conforme a Figura 2.

A equação número 3 de Higuchi et al. (1998) foi a segunda com melhor ajuste para estimativa da biomassa acima do solo para árvores grandes da Amazônia (Figura 2). Conforme critérios utilizados para avaliar o ajuste das equações, a equação número 3 apresentou *slope* de 2,57 se aproximando do ponto onde a biomassa do fuste principal representa 56% da biomassa total da árvore (sobreposição entre linhas de tendência vermelha e azul na figura 2). Por outro lado, esta equação apresentou o quarto coeficiente de determinação ( $R^2 = 0,71$ ), e o segundo intercepto que mais se distanciou de zero (intercepto = 2,57), observar a Figura 2.

Além disso, realizamos uma análise complementar por meio da matriz de correlação (Apêndice A) e visualizamos os gráficos das distribuições dos resíduos por classe diamétrica para cada equação alométrica (Apêndice H). Notamos que a equação número 01 demonstrou maior correlação é a mais adequada para os dados utilizados, porém, observamos um aumento nos erros à medida que o diâmetro das árvores aumenta, e esse padrão é também observado nas outras equações.

**Figura 2:** Relação entre a biomassa acima do solo (eixo y) estimada com base em seis diferentes equações alométricas (listadas na Tabela 2) e a biomassa do fuste (eixo x) apresentando o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e a equação com os coeficientes de ajuste. A linha de tendência azul indica o *slope* da regressão entre as duas variáveis; a linha de tendência vermelha indica o *slope* para o qual a biomassa do fuste principal representa 56% da biomassa total da árvore, como estimado por Goodman et al. (2014).



Fonte: O autor

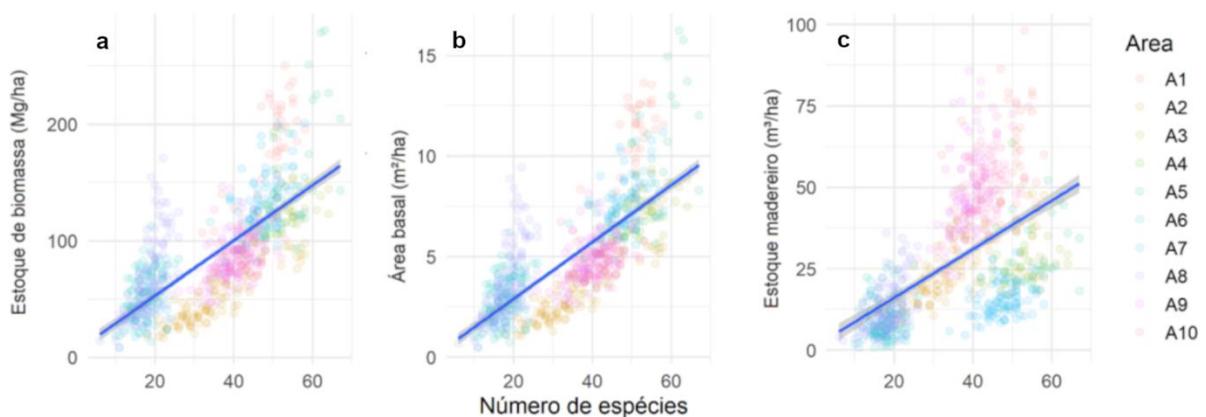
## 5.2 Relação entre a riqueza de espécies e os estoques de carbono e madeireiros

Foi observada uma relação positiva e significativa, diferente de zero, entre o estoque de biomassa e a riqueza de espécies de grandes árvores nas florestas estudadas (Tabela 4, Figura 3). Com base no critério de informação de Akaike (AIC), o modelo linear misto (LMM) que incorporou a riqueza de espécies como preditor do estoque de biomassa apresentou um ajuste significativamente melhor em comparação com o modelo que não a incluiu (Tabela 3). O poder de explicação foi de 52% ( $R^2$  marginal = 0,52), aumentando para 89% em função da área amostral das parcelas (variando entre 15 e 20ha) e densidade de indivíduos adicionados como fatores aleatórios no modelo ( $R^2$  condicional = 0,89). Esta análise indicou que a adição de uma espécie na comunidade aumenta o estoque de biomassa em 2,6 toneladas por hectare, conforme coeficiente de inclinação (Tabela 4; Figura 3). A importância da diversidade de espécies para explicar os estoques de biomassa permanece o mesmo quando consideramos o número de gêneros (Apêndice B; Apêndice F; Apêndice G) e o número de famílias, com poder de explicação de 56 e 31%, respectivamente ( $R^2$  m = 0,56 para gênero,  $R^2$  m = 0,31 para famílias).

Os resultados foram semelhantes quando avaliamos a importância da riqueza de espécies como preditor da área basal, a relação foi positiva e significativa (Tabela 4, Figura 3). O modelo com menor AIC foi também o que incluiu a riqueza de espécies como preditor da área basal (Tabela 3). O poder de explicação foi de 53% ( $R^2_{\text{marginal}} = 0,53$ ), aumentando para 90% em função da área amostral das parcelas e densidade de indivíduos adicionados como fatores aleatórios no modelo ( $R^2_{\text{condicional}} = 0,90$ ). Esta análise indicou que o incremento de uma espécie na comunidade aumenta a área basal da comunidade em  $0,15 \text{ m}^2$  por hectare, conforme coeficiente de inclinação (Tabela 4; Figura 3). A importância da diversidade de espécies para explicar a área basal permanece robusta mesmo quando consideramos o número de gêneros (Apêndice F; Apêndice G) e o número de famílias, com poder de explicação de 57 e 31%, respectivamente ( $R^2_{\text{m}} = 0,57$  para gênero,  $R^2_{\text{m}} = 0,31$  para famílias).

Por fim, a riqueza de espécies também foi importante para explicar o estoque madeireiro (Tabela 4, Figura 3), com menor AIC para o modelo que incluiu a riqueza de espécies como preditor do estoque madeireiro (Tabela 3). O poder de explicação foi de 27% ( $R^2_{\text{marginal}} = 0,27$ ), aumentando para 89% em função da área amostral das parcelas e densidade de indivíduos adicionados como fatores aleatórios no modelo ( $R^2_{\text{condicional}} = 0,89$ ). O aumento de uma espécie na comunidade implica no aumento no estoque madeireiro total de  $0,74 \text{ m}^3$  por hectare, conforme coeficiente de inclinação do modelo (Tabela 4; Figura 3). A importância da diversidade de espécies para explicar o volume permanece robusta mesmo quando consideramos o número de gêneros (Apêndice C; Apêndice F; Apêndice G) e o número de famílias, com poder de explicação de 26 e 18%, respectivamente ( $R^2_{\text{m}} = 0,26$  para gênero,  $R^2_{\text{m}} = 0,18$  para famílias).

**Figura 3:** Relação entre a riqueza de espécies em cada parcela e o estoque de biomassa, a área basal, e o estoque madeireiro. Cada ponto no gráfico de dispersão representa uma parcela com área variando entre 15 e 20 ha.



Fonte: O autor

**Tabela 3** - Seleção de modelos para avaliar riqueza de espécies como preditora do a) estoque de biomassa, b) da área basal, e do c) estoque madeireiro. O modelo que inclui a variável resposta (modelo 1) é comparado ao modelo nulo que não inclui a variável resposta (modelo 2) utilizando o Critério de Informação de Akaike Corrigido (AICc). Todos os modelos incluem o número de indivíduos e a área amostral de cada parcela como fatores aleatórios. Beta = *slope* da variável preditora no modelo; df = número de parâmetros calculados no modelo; delta = diferença entre o AICc do modelo que inclui a variável preditora e o modelo nulo; peso = proporção de vezes que o modelo foi selecionado.

#	Intercepto	Beta	df	logLik	AICc	delta	Peso
<b>Estoque de biomassa (Mg/ha)</b>							
2	-0.38848	2.61364	6	-3346.52	6705.15	0	1
1	103.2154		5	-3452.20	6914.49	209.33	0
<b>Área Basal (m<sup>2</sup>/ha)</b>							
2	-0.2713	0.1503	6	-1202.35	2416.83	0	1
1	5.803		5	-1296.96	2504.00	187.19	0
<b>Estoque madeireiro (m<sup>3</sup>/ha)</b>							
2	-0.06469	0.7451	6	-2636.41	5284.9	0	1
1	30.310		5	-2702.276	5414.6	129.69	0

Fonte: O autor

**Tabela 4** – Modelos lineares mistos (LMM) utilizados para avaliar riqueza de espécies como preditora do estoque de biomassa, da área basal, e do estoque madeireiro. Os modelos incluem o número de indivíduos e a área amostral de cada parcela como fatores aleatórios. Estimativa = intercepto ou *slope* da variável preditora no modelo; R<sup>2</sup>m = coeficiente de determinação marginal; R<sup>2</sup>c = coeficiente de determinação condicional.

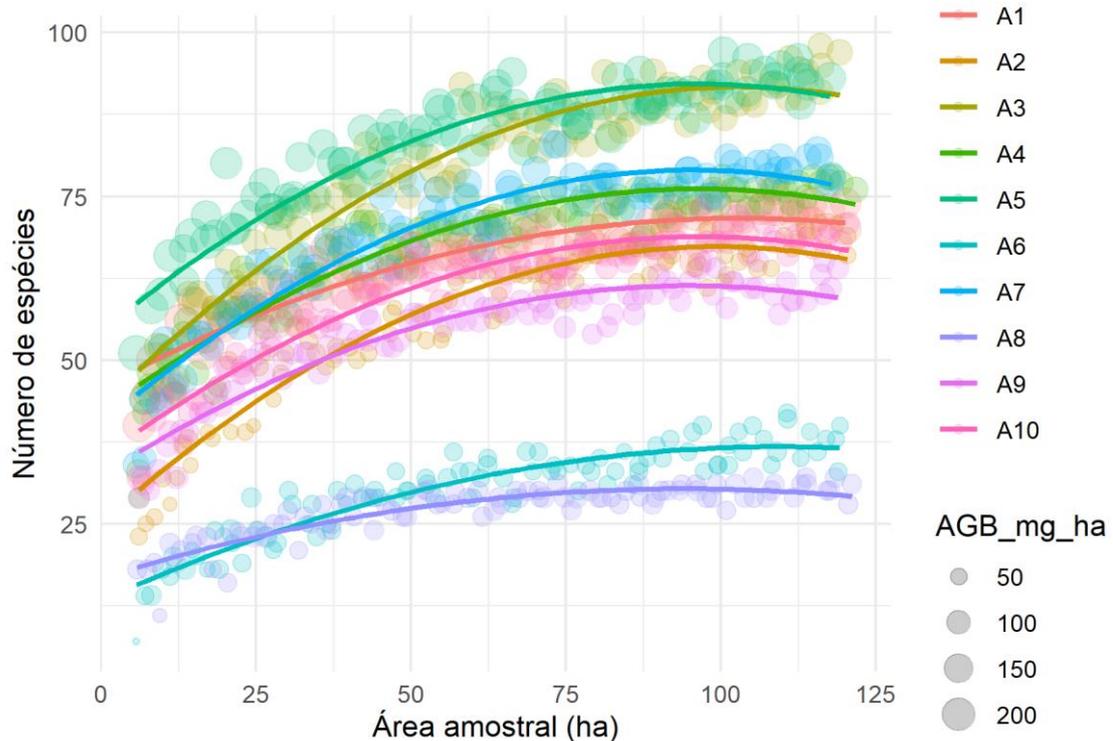
Variáveis	Estimativa	Erro padrão	Valor de “t”
<b>Estoque de biomassa (Mg/ha); R<sup>2</sup>m =0.52; R<sup>2</sup>c= 0.89</b>			
Intercepto	-0.38848	10.97269	-0.0354
Número de espécies	2.61364	0.156946	16.65315
<b>Área Basal (m<sup>2</sup>/ha); R<sup>2</sup>m =0.53; R<sup>2</sup>c= 0.90</b>			
Intercepto	-0.02713	0.620562	-0.04372
Número de espécies	0.150315	0.008607	17.46445
<b>Estoque madeireiro (m<sup>3</sup>/ha); R<sup>2</sup>m =0.27; R<sup>2</sup>c= 0.89</b>			
Intercepto	-0.06469	5.398865	-0.01198
Número de espécies	0.745138	0.060476	12.32116

Fonte: O autor

Uma análise adicional para verificar a variação no número de espécies e no estoque médio de biomassa (Mg/ha) indicou tendência de estabilização na riqueza de espécies para uma área amostral superior a 75 ha, sem grandes diferenças no estoque médio de biomassa (Figura 6). Os 10 sítios amostrados apresentam considerável variação no número de espécies (entre 25 e 100 espécies), mas houve consistente estabilização na riqueza de espécies com o aumento da área amostral, sem mudanças significativas no estoque médio de biomassa. Este padrão reforça

os resultados apresentados anteriormente, uma vez que indica que o tamanho da parcela virtual utilizada (variando entre 15 e 20 ha) parece suficiente, por meio de inferência deste estudo, para amostrar a biomassa média por unidade de área das grandes árvores e a riqueza local de espécies da comunidade local.

**Figura 6:** Curva de acumulação de espécies com as estimativas de biomassa para cada um dos 10 sítios do estudo.



**Fonte:** O autor

## 6 DISCUSSÃO

Neste estudo, utilizamos os dados do inventário florestal de grandes árvores da Amazônia de 10 sítios, que somam mais de 20 mil hectares, para compreender a importância do número de espécies para a biomassa, a área basal e os estoques madeireiros. A riqueza de espécies contribuiu significativamente para maiores estoques de biomassa acima do solo, um padrão consistente, mesmo controlando o efeito da área amostral e do número de indivíduos, o que indica mecanismos de complementaridade de espécies para as grandes árvores na Amazônia. Esses resultados demonstram a relevância da diversidade de espécies para o provisionamento de serviços ecossistêmicos e são relevantes para o planejamento de estudos para quantificar estoques de carbono da região.

As grandes árvores da Amazônia, e que segundo Chambers et al. (1998), podem ultrapassar mil anos, eles demonstraram uma relação significativa entre a taxa média de crescimento ao longo do tempo e a idade das árvores, além de uma correlação marcante entre a idade das árvores e seu tamanho (DAP). A estratégia de crescimento dessas árvores está intrinsecamente relacionada às espécies, sugerindo a existência de diferentes estratégias de crescimento entre as árvores que compõem a floresta Amazônica.

A hipótese da complementaridade de espécies prediz que comunidades mais diversas aproveitam de forma mais eficiente os recursos disponíveis e por isso são mais produtivas (TILMAN et al. 2001). Esta afirmativa pode explicar os resultados encontrados neste estudo. Day et al. (2014), Cardinale et al. (2007) e Finegan et al. (2014) também encontraram uma correlação significativa e positiva entre a biomassa e a diversidade de espécies de árvores. De forma similar, Zhang et al. (2012) sugerem que a riqueza de espécies tem um efeito positivo na produtividade dos ecossistemas florestais, devido à redundância funcional entre espécies. Poorter et al. (2015) acrescentaram que a precipitação anual e a fertilidade do solo também podem influenciar essa relação positiva. Todos estes estudos reforçam a importância da diversidade de espécies para a produtividade dos ecossistemas.

Alguns estudos destacam outros processos que são importantes para explicar a relação entre a riqueza de espécies e a produtividade dos ecossistemas. Loreau et al. (2001) aponta que esta relação positiva para ecossistemas naturais pode ser mais frequentes em ambientes não perturbados, como as áreas deste estudo. Por outro lado, Hector (1998) aponta que o domínio de poucas espécies mais produtivas também poderia ser um mecanismo que contribui para alta produtividade de ecossistemas mais diversos. Um aumento na equabilidade e diversidade funcional das espécies arbóreas resulta em incrementos de carbono e nitrogênio do solo (CHEN et al., 2023).

O aumento da diversidade de espécies de árvores está relacionado a efeitos positivos na riqueza e abundância de herbívoros, predadores e parasitoides, sugerindo que a diversidade tanto das árvores quanto dos grupos tróficos pode ser uma estratégia eficaz para melhorar a produtividade das árvores, aumentando a captura de carbono (LI et al., 2023).

Há uma complexidade da relação entre biodiversidade e carbono em florestas tropicais, observando que o grau de perturbação das florestas afeta a significância da relação biomassa e diversidade de espécies, e que o aumento dos estoques de carbono pode não representar o aumento na diversidade (FERREIRA et al., 2018). A abertura de grandes clareiras pode ter origem em áreas antrópicas ou ser causada pela queda ou remoção de grandes árvores, que pode

ocorrer devido a fatores como déficit hídrico, vento forte e raios, que estão se tornando mais frequentes devido às mudanças climáticas (REIS et al., 2022).

Nossos resultados demonstram a relevância da riqueza de espécies para o provisão de serviços ecossistêmicos e são relevantes para o planejamento de estudos para quantificar estoques de biomassa da região.

Utilizamos uma abordagem inovadora para avaliar o ajuste de seis diferentes equações alométricas utilizadas para avaliar estimativas de biomassa acima do solo para grandes árvores da Amazônia. Considerando que a biomassa do fuste principal representa ~56% da biomassa total da árvore (GOODMAN et al. 2014), utilizamos uma abordagem abrangente ao considerar múltiplos critérios e uma medida independente da biomassa do fuste principal para avaliar o desempenho das equações alométricas. Isso contribuiu significativamente para a validação e confiabilidade das estimativas de biomassa acima do solo das árvores. Resultando na indicação de uso da equação desenvolvida por Réjou-Méchain et al. (2017), que é uma versão modificada da equação de Chave et al. (2014), e que apresentou o melhor ajuste de acordo com os critérios propostos. Ainda que o erro das estimativas para todas as equações aumentasse com o tamanho da árvore, este resultado aponta equações mais confiáveis para estimativa de biomassa das grandes árvores da Amazônia.

A equação proposta por Réjou-Méchain et al. (2017), que considera o diâmetro à altura do peito (DAP), a densidade da madeira (WD) e o fator de correção ambiental (E), demonstrou ser mais eficiente para a região estudada. Essa equação se destaca pela sua ampla cobertura geográfica, amostragem representativa, metodologia robusta, validação e contribuição para o entendimento da biomassa florestal. Por outro lado, contrário à nossa expectativa, a equação de Lima et al. (2019) que utiliza a altura do fuste como parâmetro de entrada, apresentou baixa relação com a biomassa do fuste principal. Apesar de possíveis erros de medidas em campo para esta variável, estes erros seriam esperados de afetarem de forma similar as estimativas de biomassa total da árvore. Assim seria esperado alto coeficiente de determinação para esta equação, o que não foi observado. É importante ressaltar a importância da escolha da equação correta, levando em consideração sua precisão e aplicabilidade para a região de estudo.

Bastin et al. (2018) utilizou a mesma equação para análise de estrutura florestal em escala pan-tropical com base nas árvores de maior porte, usando as estimativas de biomassa aérea como métrica para comparação. Da mesma forma, Almeida et al. (2019) utilizou para obter estimativas de biomassa aérea para usar como referência no campo, na combinação de sensoriamento remoto para melhorar a modelagem de biomassa acima do solo na região da Amazônia brasileira.

## 7 CONCLUSÃO

Este estudo analisou os dados do inventário florestal de grandes árvores da Amazônia em 10 áreas diferentes, para compreender a relevância do número de espécies para a biomassa total e para os estoques de madeira. Os resultados mostraram que o aumento da diversidade de espécies aumenta a biomassa, a área basal e o estoque de madeira, ressaltando a relevância da complementaridade de espécies para o aumento dos serviços ecossistêmicos. Além disso, analisamos seis equações alométricas para identificar as mais adequadas para as estimativas de biomassa acima do solo de grandes árvores da Amazônia. Obtivemos os melhores resultados com as equações de Rejou-Mechain, (2017) e Higuchi, (1998). Esses resultados têm implicações relevantes para o planejamento de estudos que focam na quantificação e dinâmica dos estoques de carbono da região.

## REFERÊNCIAS

- ALI, A., & MATTSSON, E. (2017). Individual tree size inequality enhances aboveground biomass in homegarden agroforestry systems in the dry zone of Sri Lanka. **Science of The Total Environment**, 575, 6–11. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.10.022
- ALI, A., & YAN, E.-R. (2017). The forest strata-dependent relationship between biodiversity and aboveground biomass within a subtropical forest. **Forest Ecology and Management**, 401, 125–134. doi:10.1016/j.foreco.2017.06.056
- ALI, A., & WANG, L.-Q. (2021). Big-sized trees and forest functioning: Current knowledge and future perspectives. **Ecological Indicators**, 127, 107760. doi:10.1016/j.ecolind.2021.107760
- ALMEIDA, E. J., LUIZÃO, F., & RODRIGUES, D. de J.. (2015). Litterfall production in intact and selectively logged forests in southern of Amazonia as a function of basal area of vegetation and plant density. **Acta Amazonica**, 45(2), 157–166. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201402543>
- ALMEIDA, C. T. DE, GALVÃO, L. S., ARAGÃO, L. E. DE O. C. E, OMETTO, J. P. H. B., JACON, A. D., PEREIRA, F. R. DE S., ... LONGO, M. (2019). Combining LiDAR and hyperspectral data for aboveground biomass modeling in the Brazilian Amazon using different regression algorithms. **Remote Sensing of Environment**, 232, 111323. doi:10.1016/j.rse.2019.111323
- ANDRADE, E. A., & HIGUCHI, N.. (2009). Produtividade de quatro espécies arbóreas de Terra Firme da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, 39(Acta Amaz., 2009 39(1)), 105–112. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672009000100011>
- ANDRADE, D. F., GAMA, J. R. V., MELO, L. O., RUSCHEL, A. R. (2015). Inventário florestal de grandes áreas na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Amazônia, Brasil. **Biota Amazônia**, Macapá, v. 5, n. 1, p. 109-115, 2015.
- ASSIS, T; AGUIAR, A; RANDOW, C; NOBRE, C. (2022). Projections of future forest degradation and CO2 emissions for the Brazilian Amazon . **SCIENCE ADVANCES**. Vol 8, Issue 24. DOI: 10.1126/sciadv.abj3309
- ARTAXO P, HANSSON HC, MACHADO LAT, Rizzo LV (2022) Tropical forests are crucial in regulating the climate on Earth. **PLOS Clim** 1(8): e0000054. <https://doi.org/10.1371/journal.pclm.0000054>
- BARLOW, J., PERES, C. A., LAGAN, B. O., & HAUGAASEN, T. (2002). Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. **Ecology Letters**, 6(1), 6–8. doi:10.1046/j.1461-0248.2003.00394.x
- BASTIN, J.-F., RUTISHAUSER, E., KELLNER, J. R., SAATCHI, S., PÉLISSIER, R., HÉRAULT, B., ... MARSHALL, A. R. (2018). Pan-tropical prediction of forest structure from the largest trees. **Global Ecology and Biogeography**. doi:10.1111/geb.12803
- BERENGUER, E.; FERREIRA, J.; GARDNER, T.A.; ARAGÃO, L.E.O.C.; DE CAMARGO, P.B.; CERRI, C.E.; DURIGAN, M.; COSME DE OLIVEIRA JUNIOR, R.;

VIEIRA, I.C.G.; BARLOW, J. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. **Glob. Chang. Biol.** 2014, 20, 3713–3726 .  
<https://doi.org/10.1111/gcb.12627>

BEZERRA, T. G., RUSCHEL, A. R., EMMERT, F., & NASCIMENTO, R. G. M. (2021). Changes caused by forest logging in structure and floristic diversity of natural regeneration: Relationship between climate variables and forest dynamics in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, 482, 118862.  
 doi:10.1016/j.foreco.2020.118862

BÔAS, H. V., MIRANDA, E. N., ARAÚJO, L. A., CARVALHO, M. C., DA PÁSCOA, K. J. V., & GOMIDE, L. R. (2019). Influência de gradientes geográficos na estimativa do estoque de carbono em floresta estacional semidecidual. **Biofix Scientific Journal**, 4(2), 137-145.

BORDIN, K. M., ESQUIVEL-MUELBERT, A., BERGAMIN, R. S., KLIPEL, J., PICOLOTTO, R. C., FRANGIPANI, M. A., ... MÜLLER, S. C. (2021). Climate and large-sized trees, but not diversity, drive above-ground biomass in subtropical forests. **Forest Ecology and Management**, 490, 119126. doi:10.1016/j.foreco.2021.119126

BRASIL, **Instrução Normativa MMA nº 5 de 11/12/2006**. 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.

BRASIL, **Resolução CONAMA nº 406 de 02 de fevereiro de 2009**. Estabelece parâmetros técnicos as serem adotados na elaboração, apresentação, avaliação técnica e execução de Plano de Manejo Florestal Sustentável – PMFS com fins madeireiros para florestas nativas e suas formas de sucessão no bioma Amazônia.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Esta Lei estabelece normas gerais sobre a proteção da vegetação, áreas de Preservação Permanente e as áreas de Reserva Legal; a exploração florestal, o suprimento de matéria-prima florestal, o controle da origem dos produtos florestais e o controle e prevenção dos incêndios florestais, e prevê instrumentos econômicos e financeiros para o alcance de seus objetivos. Brasília, 25 de maio de 2012.

CALAIS, S. C. S.; DAVID, H. C.; MIRANDA, R.O.V. **Compêndio de equações de biomassa para florestas do Brasil** [Livro eletrônico]. 01 ED., Monte Carmelo, MG, Ed. Dos autores, 2022.

CAMPOS, J.C.C.; LEITE, H.G. 2017. **Mensuração florestal: perguntas e respostas**. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 5ª ed. 636 pp.

CARDINALE, B. J., WRIGHT, J. P., CADOTTE, M. W., CARROLL, I. T., HECTOR, A., SRIVASTAVA, D. S., ... WEIS, J. J. (2007). Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 104(46), 18123–18128. doi:10.1073/pnas.0709069104

CARDINALE, B., DUFFY, J., GONZALEZ, A. et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature** 486, 59–67 (2012). <https://doi.org/10.1038/nature11148>

- CARDOSO, D., SÄRKINEN, T., ALEXANDER, S., AMORIM, A. M., BITTRICH, V., CELIS, M., ... FORZZA, R. C. (2017). Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 114(40), 10695–10700. doi:10.1073/pnas.1706756114
- CIANCIARUSO MV, SILVA IA, BATALHA MA. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotrop** [Internet]. 2009Jul;9. : <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008>
- CHAMBERS, J. Q., HIGUCHI, N., & SCHIMMEL, J. P. (1998). Ancient trees in Amazonia. **Nature**, 391(6663), 135–136. doi:10.1038/34325
- CHAMBERS, J. Q., SANTOS, J. DOS, RIBEIRO, R. J., & HIGUCHI, N. (2001). Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest. **Forest Ecology and Management**, 152(1-3), 73–84. doi:10.1016/s0378-1127(00)00591-0
- CHAVE, J., RÉJOU-MÉCHAIN, M., BÚRQUEZ, A., CHIDUMAYO, E., COLGAN, M. S., DELITTI, W. B. C., ... VIEILLEDENT, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, 20(10), 3177–3190. doi:10.1111/gcb.12629
- CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. **Cienc. Nat.**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, set.-dez. 2012
- CHEN, X., TAYLOR, A.R., REICH, P.B. et al. Tree diversity increases decadal forest soil carbon and nitrogen accrual. **Nature** (2023). <https://doi.org/10.1038/s41586-023-05941-9>
- CHIANG, J.-M., SPASOJEVIC, M. J., MULLER-LANDAU, H. C., SUN, I.-F., LIN, Y., SU, S.-H., ... MCEWAN, R. W. (2016). Functional composition drives ecosystem function through multiple mechanisms in a broadleaved subtropical forest. **Oecologia**, 182(3), 829–840. doi:10.1007/s00442-016-3717-z
- COE, M. T., MACEDO, M. N., BRANDO, P. M., LEFEBVRE, P., PANDAY, P., & SILVÉRIO, D. (2016). **The Hydrology and Energy Balance of the Amazon Basin**. Interactions Between Biosphere, Atmosphere and Human Land Use in the Amazon Basin, 35–53. doi:10.1007/978-3-662-49902-3\_3
- COPERTINO, Margareth; PIEDADE, Maria Teresa Fernandez; VIEIRA, Ima Célia Guimarães and BUSTAMANTE, Mercedes. Desmatamento, fogo e clima estão intimamente conectados na Amazônia. **Cienc. Cult.** [online]. 2019, vol.71, n.4 pp.04-05. SSN 2317-6660. <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602019000400002>.
- DAVIDSON, E., DE ARAÚJO, A., ARTAXO, P. et al. The Amazon basin in transition. **Nature** 481, 321–328 (2012). <https://doi.org/10.1038/nature10717>
- DAY, M., BALDAUF, C., RUTISHAUSER, E., & SUNDERLAND, T. (2014). Relationships between tree species diversity and above-ground biomass in Central African rainforests: Implications for REDD. **Environmental Conservation**, 41(1), 64-72. doi:10.1017/S0376892913000295

DE AVILA, A. L., SCHWARTZ, G., RUSCHEL, A. R., DO CARMO LOPES, J., SILVA, J. N. M., DE CARVALHO, J. O. P., ... & BAUHUS, J. (2017). Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, 385, 225-235.

EMBRAPA SOLOS. **Mapa de solos do Brasil**. 2020. Acessado em 10/11/2021. URL: [http://geoinfo.cnps.embrapa.br/layers/geonode%3ABrasil\\_solos\\_5m\\_20201104](http://geoinfo.cnps.embrapa.br/layers/geonode%3ABrasil_solos_5m_20201104)

FAUSET, S., JOHNSON, M. O., GLOOR, M., BAKER, T. R., MONTEAGUDO M., A., BRIENEN, R. J. W., ... TER STEEGE, H. (2015). Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. **Nature Communications**, 6(1). doi:10.1038/ncomms7857

FEARNSIDE, Philip M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica** [online]. 2006, v. 36, n. 3 [Acessado 9 Agosto 2021] , pp. 395-400. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672006000300018>.

FEARNSIDE, P.M. 2008. Quantificação do serviço ambiental do carbono nas florestas amazônicas brasileiras. **Oecologia Brasiliensis** 12(4): 743-756. doi:10.4257/oeco.2008.1204.

FELDPAUSCH, T. R., JIRKA, S., PASSOS, C. A. M., JASPER, F., & RIHA, S. J. (2005). When big trees fall: Damage and carbon export by reduced impact logging in southern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, 219(2-3), 199–215. doi:10.1016/j.foreco.2005.09.003

FERREIRA, J., LENNOX, G. D., GARDNER, T. A., THOMSON, J. R., BERENQUER, E., LEES, A. C., ... BARLOW, J. (2018). Carbon-focused conservation may fail to protect the most biodiverse tropical forests. **Nature Climate Change**, 8(8), 744–749. doi:10.1038/s41558-018-0225-7

FICK, S.E. AND R.J. HIJMANS, 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology** 37 (12): 4302-4315.

FINEGAN, B., PEÑA-CLAROS, M., DE OLIVEIRA, A., ASCARRUNZ, N., BRET-HARTE, M. S., CARREÑO-ROCADADO, G., ... POORTER, L. (2014). Does functional trait diversity predict above-ground biomass and productivity of tropical forests? Testing three alternative hypotheses. **Journal of Ecology**, 103(1), 191–201. doi:10.1111/1365-2745.12346

FRANCEZ, L. D. B., BATISTA, F. J., TAKEHANA, C. L. I., BARROS, P. L. C., SOUZA, D. V., CORUMBÁ, W. C., & RAMOS, E. M. L. S. (2017). **Manual para análise de inventário florestal e equação de volume em projetos de manejo florestal sustentável-PMFS**. Belém: Edufra, 2017.

FRIEDLINGSTEIN , PIERRE, MATTHEW W. JONES, MICHAEL O'SULLIVAN, ROBBIE M. ANDREW, ... JIYE ZENG. Global Carbon Budget 2021. **Earth Syst. Sci. Data Discuss**. 2021 <https://doi.org/10.5194/essd-2021-386>

GATTI, L. V., BASSO, L. S., MILLER, J. B., GLOOR, M., GATTI DOMINGUES, L., CASSOL, H. L. G., ... NEVES, R. A. L. (2021). Amazonia as a carbon source linked to

deforestation and climate change. **Nature**, 595(7867), 388–393. doi:10.1038/s41586-021-03629-6

GAMFELDT, L., SNÄLL, T., BAGCHI, R. et al. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. **Nat Commun** 4, 1340 (2013). <https://doi.org/10.1038/ncomms2328>

GOODMAN, R. C., PHILLIPS, O. L., & BAKER, T. R. (2014). The importance of crown dimensions to improve tropical tree biomass estimates. **Ecological Applications**, 24(4), 680–698. <http://www.jstor.org/stable/24432182>

GORA, E. M., & ESQUIVEL-MUELBERT, A. (2021). Implications of size-dependent tree mortality for tropical forest carbon dynamics. **Nature Plants**, 7(4), 384–391. doi:10.1038/s41477-021-00879-0

GORGENS, EB, NUNES, MH, JACKSON, T, et al. Resource availability and disturbance shape maximum tree height across the Amazon. **Glob Change Biol**. 2020; 27: 177– 189. <https://doi.org/10.1111/gcb.15423>

GUREVITCH, Jessica; SCHEINER, Samuel M.; FOX, Gordon A. **Ecologia Vegetal-2**. Artmed Editora, 2009.

HARRISON, P. A., BERRY, P. M., SIMPSON, G., HASLETT, J. R., Blicharska, M., BUCUR, M., ... TURKELBOOM, F. (2014). Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. **Ecosystem Services**, 9, 191–203. doi:10.1016/j.ecoser.2014.05.006

HECTOR, A. (1998). The Effect of Diversity on Productivity: Detecting the Role of Species Complementarity. **Oikos**, 82(3), 597. doi:10.2307/3546380

HEINSDIJK, D.; BASTOS, A. M. **Inventários florestais na Amazônia**. Boletim do Serviço Florestal, 6: p. 1-100, 1963.

HIGUCHI, Niro et al. Biomassa da parte aérea da vegetação da Floresta Tropical úmida de terra-firme da Amazônia Brasileira. **Acta Amazonica** [online]. 1998, v. 28, n. 2, pp. 153. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1809-43921998282166>

HIGUCHI, Niro et al. DINÂMICA E BALANÇO DO CARBONO DA VEGETAÇÃO PRIMÁRIA DA AMAZÔNIA CENTRAL. **FLORESTA**, [S.l.], dez. 2004. ISSN 1982-4688.

HIGUCHI, F. G. ; LIMA, A. J. N. ; Ribeiro, M. P. H. G. ; SANTOS, J. ; HIGUCHI, N. . Equações Alométricas Específicas: Estimativas de Biomassa para Diferentes Sítios da Amazônia Brasileira. In: ADRIANO J. N. LIMA; FLÁVIA DURGANTE; MOACIR CAMPOS; JOAQUIM DOS SANTOS; MORIYOSHI IZHIZUKA; NIRO HIGUCHI. (Org.). **Dinâmica do Carbono das Florestas da Amazônia**. 1ed. Manaus: INPA, 2014, v. , p. 21-25.

HIRAI, E. H.; CARVALHO, C. J. R.; SILVA, J. N.; CARVALHO, J. O. P.; QUEIROZ, W. T. Efeito da exploração florestal de impacto reduzido sobre a regeneração natural em uma floresta densa de terra firme no município de Paragominas na Amazônia brasileira. **Scientia Forestalis**, Piracicaba , v. 40, n. 95, p. 306-315. 2012.

HOUGHTON, R.A., LAWRENCE, K.T., HACKLER, J.L. AND BROWN, S. (2001), The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. **Global Change Biology**, 7: 731-746. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2001.00426.x>

HUBBELL, S. P.; HE, F.; CONDIT, R.; BORDA DE-ÁGUA, L.; KELLNER, J.; TER STEEGE, H. 2008. How Many Tree Species Are There in the Amazon and How Many of Them Will Go Extinct? **Proceedings of National Academy of Sciences**, 105: 11498-11504.

JOHNSON, M. O., GALBRAITH, D., GLOOR, M., DE DEURWAERDER, H., GUIMBERTEAU, M., RAMMIG, A., ... MONTEAGUDO, A. (2016). Variation in stem mortality rates determines patterns of above-ground biomass in Amazonian forests: implications for dynamic global vegetation models. **Global Change Biology**, 22(12), 3996–4013. doi:10.1111/gcb.13315

LAPOLA, D., P. PINHO, J. BARLOW, L.E.O.C. ARAGÃO, E. BERENGUER, R. CARMENTA, H.M. LIDDY, H. SEIXAS, C.V.J. SILVA, C.H.L. SILVA-JUNIOR, A.A.C. ALENCAR, L.O. ANDERSON, D. ARMENTERAS, V. BROVKIN, K. CALDERS, J. CHAMBERS, L. CHINI, M.H. COSTA, B.L. DE FARIA, P.M. FEARNSIDE, J. FERREIRA, L. GATTI, V.H. GUTIERREZ-VELEZ, Z. HAN, K. HIBBARD, C.D. KOVEN, P. LAWRENCE, J. PONGRATZ, B.T.T. PORTELA, M. ROUNSEVELL, A.C. RUANE, R. SCHALDACH, S.S. DA SILVA, C. VON RANDOW, AND W.S. WALKER, 2023: The drivers and impacts of Amazon forest degradation. **Science**, 379, no. 6630, eabp8622, doi:10.1126/science.abp8622.

LEAL FILHO, N., SENA, J. DOS S., & SANTOS, G. R. DOS .. (2013). Variações espaço-temporais no estoque de sementes do solo na floresta amazônica. **Acta Amazonica**, 43. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000300006>

LENTINI, M.; SOBRAL, L.; VIEIRA, R. Como o mercado dos produtos madeireiros da Amazônia evoluiu nas últimas duas décadas (1998-2018)? **Boletim Timberflow** n. 2, IMAFLORA. 2020.

LI, Y., SCHMID, B., SCHULDT, A. et al. Multitrophic arthropod diversity mediates tree diversity effects on primary productivity. **Nat Ecol Evol** (2023). <https://doi.org/10.1038/s41559-023-02049-1>

LIMA, R.B.; GÖRGENS, E.B.; BATISTA, A.P.B.; DA SILVA, D.A.S.; DE OLIVEIRA, C.P.; DE SOUSA, C.S.C. Diversity and Big Trees Patterns in the Brazilian Amazon. **Diversity** 2022,14, 503. <https://doi.org/10.3390/d14070503>

LIMA, R., SOTTA, E., RAMOS, M. B., SILVA, B., APARÍCIO, P., & SANTOS, Y. K. (2019). Equações para estimativa de volume, biomassa e carbono para três espécies nativas da Amazônia, Cupiúba (*Goupia glabra* Aubl), angelim vermelho (*Dinizia excelsa* Ducke) e mandioqueira escamosa (*Qualea paraensis* Ducke). **Revista Arquivos Científicos (IMMES)**, 2(2), 74-82. <https://doi.org/https://doi.org/10.5935/2595-4407/rac.immes.v2n2p74-82>

LOREAU, M. (2001). Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. **Science**, 294(5543), 804–808. doi:10.1126/science.1064088

- MALHI, Y., WOOD, D., BAKER, T. R., WRIGHT, J., PHILLIPS, O. L., COCHRANE, T., ... VINCETI, B. (2006). The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. **Global Change Biology**, 12(7), 1107–1138. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01120.x
- MARCA-ZEVALLOS, M. J., MOULATLET, G. M., SOUSA, T. R., SCHIETTI, J., DE SOUZA COELHO, L., RAMOS, J. F., DE ANDRADE LIMA FILHO, D., AMARAL, I. L., DE ALMEIDA MATOS, F. D., RINCÓN, L. M., REVILLA, J. D. C., PANSONATO, M. P., GRIBEL, R., BARBOSA, E. M., DE ANDRADE MIRANDA, I. P., DE MATOS BONATES, L. C., GUEVARA, J. E., SALOMÃO, R. P., FERREIRA, L. V., ... COSTA, F. R. C. (2022). Local hydrological conditions influence tree diversity and composition across the Amazon basin. **Ecography**, 2022(11), e06125. <https://doi.org/10.1111/ecog.06125>
- MARRA, D. M., HIGUCHI, N., TRUMBORE, S. E., RIBEIRO, G. H. P. M., DOS SANTOS, J., CARNEIRO, V. M. C., ... WIRTH, C. (2016). Predicting biomass of hyperdiverse and structurally complex central Amazonian forests &ndash; a virtual approach using extensive field data. **Biogeosciences**, 13(5), 1553–1570. doi:10.5194/bg-13-1553-2016
- MATRICARDI, E. A. T., SKOLE, D. L., COSTA, O. B., PEDLOWSKI, M. A., SAMEK, J. H., & MIGUEL, E. P. (2020). Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, 369(6509), 1378-1382.
- NASCIMENTO, H. E. M. E LAURANCE, W. F.. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazonica** [online]. 2006, v. 36, n. 2, pp. 183-192. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672006000200008>
- NEVES, R. L. P., SCHWARTZ, G., LOPES, J. DO C. A., & LEÃO, F. M. (2019). Post-harvesting silvicultural treatments in canopy logging gaps: Medium-term responses of commercial tree species under tending and enrichment planting. **Forest Ecology and Management**, 451, 117521. doi:10.1016/j.foreco.2019.117521
- NOBRE, Carlos A.; SELLERS, Piers J.; SHUKLA, Jagadish. Amazonian deforestation and regional climate change. **Journal of climate**, v. 4, n. 10, p. 957-988, 1991. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(1991\)004%3C0957:ADARCC%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(1991)004%3C0957:ADARCC%3E2.0.CO;2)
- NOBRE, C. A., & NOBRE, A. D.. (2002). O balanço de carbono da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, 16(45), 81–90. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142002000200006>
- NOBRE, C. A.; OBREGÓN, G. O.; MARENGO, J. A.; FU, R.; POVEDA, G. Características do Clima Amazônico: Aspectos Principais. In: Amazonia and Global Change, Geophysical Monograph Series, **American Geophysical Union**, p49-162. 2009.
- NOGUEIRA, E. M., FEARNside, P. M., NELSON, B. W., BARBOSA, R. I., & KEIZER, E. W. H. (2008). Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: new allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**, 256, 1853-1867. doi: 10.1016/j.foreco.2008.07.022
- NUMATA, I., SILVA, S. S., COCHRANE, M. A., & D' OLIVEIRA, M. V. N. (2017). Fire and edge effects in a fragmented tropical forest landscape in the southwestern

Amazon. **Forest Ecology and Management**, 401, 135–146.  
doi:10.1016/j.foreco.2017.07.010

PAN, Y., BIRDSEY, R. A., FANG, J., HOUGHTON, R., KAUPPI, P. E., KURZ, W. A., ... HAYES, D. (2011). A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, 333(6045), 988–993. doi:10.1126/science.1201609

PETCHEY, O. L., & GASTON, K. J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, 9(6), 741–758. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x

PINHO, B.X., PERES, C.A., LEAL, I.R., TABARELLI, M., 2020. Critical role and collapse of tropical mega-trees: a key global resource, first ed, **Advances in Ecological Research**. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.01.009>.

PIPONIOT, C., DERROIRE, G., DESCROIX, L., MAZZEI, L., RUTISHAUSER, E., SIST, P., & HÉRAULT, B. (2018). Assessing timber volume recovery after disturbance in tropical forests – A new modelling framework. **Ecological Modelling**, 384, 353–369. doi:10.1016/j.ecolmodel.2018.05.023

PIPONIOT, Camille; RÖDIG, Edna; PUTZ, Francis E; et al. Can timber provision from Amazonian production forests be sustainable? *Environmental Research Letters*, Bristol, v. 14, n. 6, p. 1-11, 2019.

PHILLIPS, O. L., & BRIENEN, R. J. W. (2017). Carbon uptake by mature Amazon forests has mitigated Amazon nations' carbon emissions. **Carbon Balance and Management**, 12(1). doi:10.1186/s13021-016-0069-2

POORTER, L., VAN DER SANDE, M. T., THOMPSON, J., ARETS, E. J. M. M., ALARCÓN, A., ÁLVAREZ-SÁNCHEZ, J., ... BOIT, A. (2015). Diversity enhances carbon storage in tropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, 24(11), 1314–1328. doi:10.1111/geb.12364

PUTZ, F. E., ZUIDEMA, P. A., SYNNOTT, T., PEÑA-CLAROS, M., PINARD, M. A., SHEIL, D., ... ZAGT, R. (2012). Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. **Conservation Letters**, 5(4), 296–303. doi:10.1111/j.1755-263x.2012.00242.x

QUEIROZ, W. T. **Amostragem em inventário florestal**. Belém: UFRA, 2012.

R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.

REIS, C.R.; JACKSON, T.D.; GORGENS, E.B.; DALAGNOL, R.; JUCKER, T.; NUNES, M.H.; OMETTO, J.P.; ARAGÃO, L.E.O.C.; RODRIGUEZ, L.C.E.; COOMES, D.A. Forest disturbance and growth processes are reflected in the geographical distribution of large canopy gaps across the Brazilian Amazon. **J. Ecol.** 2022, 110, 2971–2983.

RÉJOU-MÉCHAIN, M., TANGUY, A., PIPONIOT, C., CHAVE, J., & HÉRAULT, B. (2017). biomass : an r package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in

tropical forests. **Methods in Ecology and Evolution**, 8(9), 1163–1167. doi:10.1111/2041-210x.12753

RUTISHAUSER, E., HÉRAULT, B., BARALOTO, C., BLANC, L., DESCROIX, L., SOTTA, E. D., ... SIST, P. (2015). Rapid tree carbon stock recovery in managed Amazonian forests. **Current Biology**, 25(18), R787–R788. doi:10.1016/j.cub.2015.07.034

SALAZAR, L. F., NOBRE, C. A., AND OYAMA, M. D. (2007), Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America, **Geophys. Res. Lett.**, 34, L09708, doi:10.1029/2007GL029695.

SCHWARTZ, N. B., URIARTE, M., DEFRIES, R., BEDKA, K. M., FERNANDES, K., GUTIÉRREZ-VÉLEZ, V., & PINEDO-VASQUEZ, M. A. (2020). Fragmentation increases wind disturbance impacts on forest structure and carbon stocks in a western Amazonian landscape. **Ecological Applications**, 31(1). doi:10.1002/eap.1576

SLIK, J.W.F., PAOLI, G., MCGUIRE, K., AMARAL, I., BARROSO, J., BASTIAN, M., BLANC, L., BONGERS, F., BOUNDJA, P., CLARK, C., COLLINS, M., DAUBY, G., DING, Y., DOUCET, J.-L., ELER, E., FERREIRA, L., FORSHED, O., FREDRIKSSON, G., GILLET, J.-F., HARRIS, D., LEAL, M., LAUMONIER, Y., MALHI, Y., MANSOR, A., MARTIN, E., MIYAMOTO, K., ARAUJO-MURAKAMI, A., NAGAMASU, H., NILUS, R., NURTJAHYA, E., OLIVEIRA, Á., ONRIZAL, O., PARADA-GUTIERREZ, A., PERMANA, A., POORTER, L., POULSEN, J., RAMIREZ-ANGULO, H., REITSMA, J., ROVERO, F., ROZAK, A., SHEIL, D., SILVA-ESPEJO, J., SILVEIRA, M., SPIRONELO, W., TER STEEGE, H., STEVART, T., NAVARRO-AGUILAR, G.E., SUNDERLAND, T., SUZUKI, E., TANG, J., THEILADE, I., VAN DER HEIJDEN, G., VAN VALKENBURG, J., VAN DO, T., VILANOVA, E., VOS, V., WICH, S., WÖLL, H., YONEDA, T., ZANG, R., ZHANG, M.-G. AND ZWEIFEL, N. (2013), Large trees and tropical forest biomass. **Global Ecology and Biogeography**, 22: 1261-1271. <https://doi.org/10.1111/geb.12092>

SAATCHI, S. S., HOUGHTON, R. A., DOS SANTOS ALVALÁ, R. C., SOARES, J. V., & YU, Y. (2007). Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. **Global Change Biology**, 13(4), 816–837. doi:10.1111/j.1365-2486.2007.01323.x

SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P.; LOPES, J. C. A. INVENTÁRIO FLORESTAL DE UMA ÁREA EXPERIMENTAL NA FLORESTA NACIONAL DO TAPAJÓS. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n. 10/11, p. 38-110, Jun./Dez. 1985.

SOARES, C. P. B.; PAULA NETO, F.; SOUZA, A. L. **Dendrometria e inventário florestal**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 2006. 276p.

SOUZA, A. L.; SOARES, C. P. B. **Florestas Nativas: estrutura, dinâmica e manejo**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2013.

SOUZA, D. V., CARVALHO, J. O. P. DE., MENDES, f. Da s., melo, l. De o., silva, j. N. M., & jardim, f. C. Da s.. (2015). Crescimento de espécies arbóreas em uma floresta natural de terra firme após a colheita de madeira e tratamentos silviculturais, no município de Paragominas, Pará, brasil. **Ciência Florestal**, 25(Ciênc. Florest., 2015 25(4)). <https://doi.org/10.5902/1980509820585>

SOUZA, M. S. DE, AZEVEDO, C. P. DE, SOUZA, C. R. DE, FRANÇA, M., & NETO, E. L. V. (2017). Dinâmica e produção de uma floresta sob regime de manejo sustentável na amazônia central. **Floresta**, 47(1), 55. doi:10.5380/ufv.v47i1.43312

SILVÉRIO, DV, BRANDO, PM, BUSTAMANTE, MMC, et al. Fire, fragmentation, and windstorms: A recipe for tropical forest degradation. **J Ecol.** 2019; 107: 656– 667. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13076>

SILVÉRIO, D. V., et al. Intensification of fire regimes and forest loss in the Território Indígena do Xingu, **Environmental Research Letters**, vol. 17, no. 4, 2022. doi:10.1088/1748-9326/ac5713.

SIST, P., MAZZEI, L., BLANC, L., & RUTISHAUSER, E. (2014). Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, 318, 103–109. doi:10.1016/j.foreco.2014.01.005

SIST, P., PIPONIOT, C., KANASHIRO, M., PENNA-CLAROS, M., PUTZ, F. E., SCHULZE, M., ... & VIDAL, E. (2021). Sustainability of Brazilian forest concessions. **Forest Ecology and Management**, 496, 119440.

TER STEEGE, H., VAESSEN, R. W., CÁRDENAS-LÓPEZ, D., SABATIER, D., ANTONELLI, A., DE OLIVEIRA, S. M., ... SALOMÃO, R. P. (2016). The discovery of the Amazonian tree flora with an updated checklist of all known tree taxa. **Scientific Reports**, 6(1). doi:10.1038/srep29549

TILMAN, D. (1997). The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. **Science**, 277(5330), 1300–1302. doi:10.1126/science.277.5330.1300

TILMAN, D. (1999). The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. **Ecology**, 80(5), 1455–1474. doi:10.1890/0012-9658(1999)080[1455:tecoci]2.0.co;2

TILMAN, D. (2001). Functional Diversity. **Encyclopedia of Biodiversity**, 109–120. doi:10.1016/b0-12-226865-2/00132-2

TILMAN, D., CASSMAN, K. G., MATSON, P. A., NAYLOR, R., & POLASKY, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**, 418(6898), 671–677. doi:10.1038/nature01014

TILMAN, D., ISBELL, F., & COWLES, J. M. (2014). Biodiversity and Ecosystem Functioning. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 45(1), 471–493. doi:10.1146/annurev-ecolsys-120213-091917

VILLA, P. M., ALI, A., MARTINS, S. V., DE OLIVEIRA NETO, S. N., RODRIGUES, A. C., TESHOME, M., ... & GASTAUER, M. (2020). Stand structural attributes and functional trait composition overrule the effects of functional divergence on aboveground biomass during Amazon forest succession. **Forest Ecology and Management**, 477, 118481.

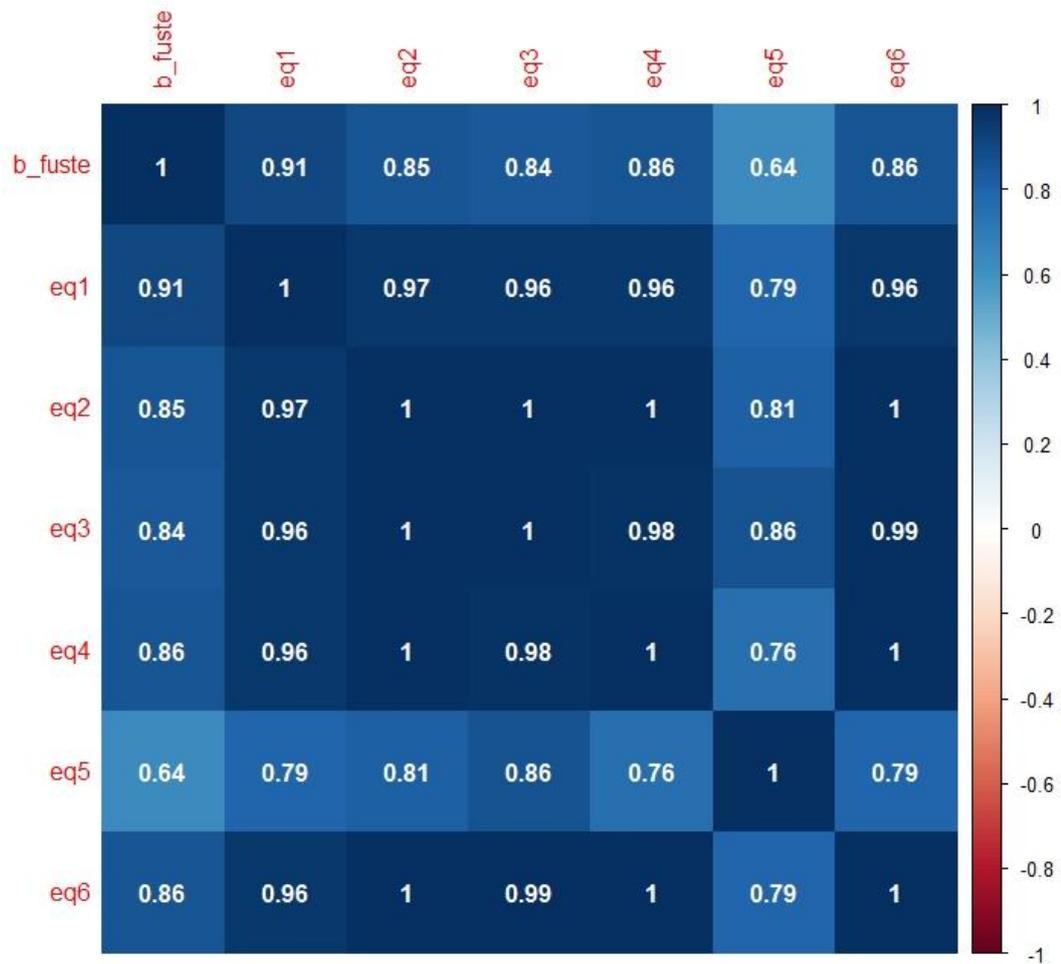
WOODS, C. L., CARDELÚS, C. L., & DEWALT, S. J. (2015). Microhabitat associations of vascular epiphytes in a wet tropical forest canopy. **Journal of Ecology**, 103(2), 421–430. doi:10.1111/1365-2745.12357

XU, LIANG, SASSAN S. SAATCHI, YAN YANG, YIFAN YU, JULIA PONGRATZ, A. ANTHONY BLOOM, KEVIN BOWMAN, JOHN WORDEN, JUNJIE LIU, YI YIN, GRANT DOMKE, RONALD E. MCROBERTS, CHRISTOPHER WOODALL, GERT-JAN NABUURS, SERGIO DE-MIGUEL, MICHAEL KELLER, NANCY HARRIS, SEAN MAXWELL, DAVID SCHIMEL. Changes in global terrestrial live biomass over the 21st century. **Science Advances** 02 Jul 2021 : <https://doi.org/10.1126/sciadv.abe9829>

ZHANG, Y., CHEN, H. Y. H., & REICH, P. B. (2012). Forest productivity increases with evenness, species richness and trait variation: a global meta-analysis. **Journal of Ecology**, 100(3), 742–749. doi:10.1111/j.1365-2745.2011.01944.x

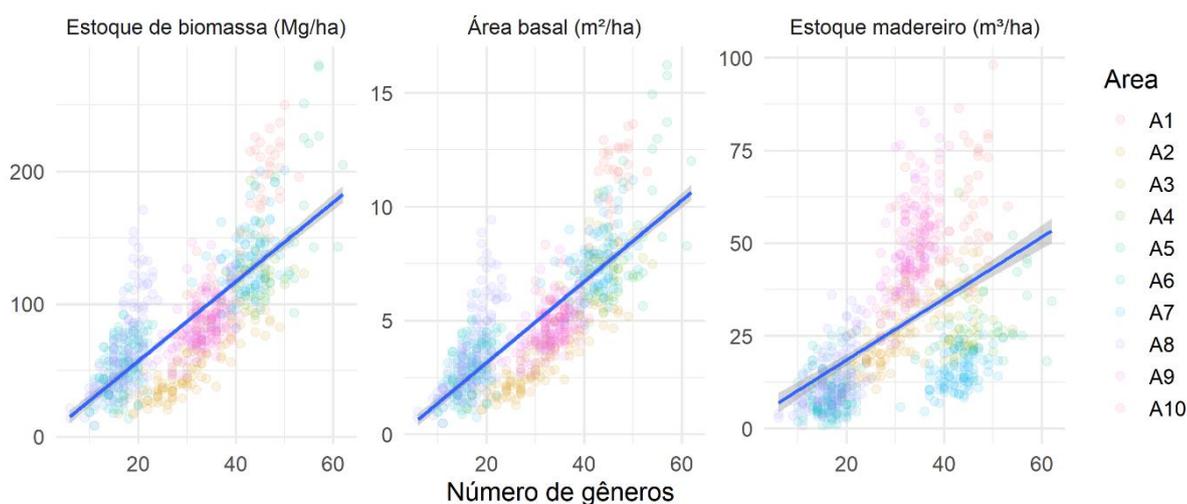
## APÊNDICE

Apêndice A – Gráfico de correlação entre a biomassa do fuste principal e a biomassa estimada para toda a árvore com base em 6 equações alométricas.



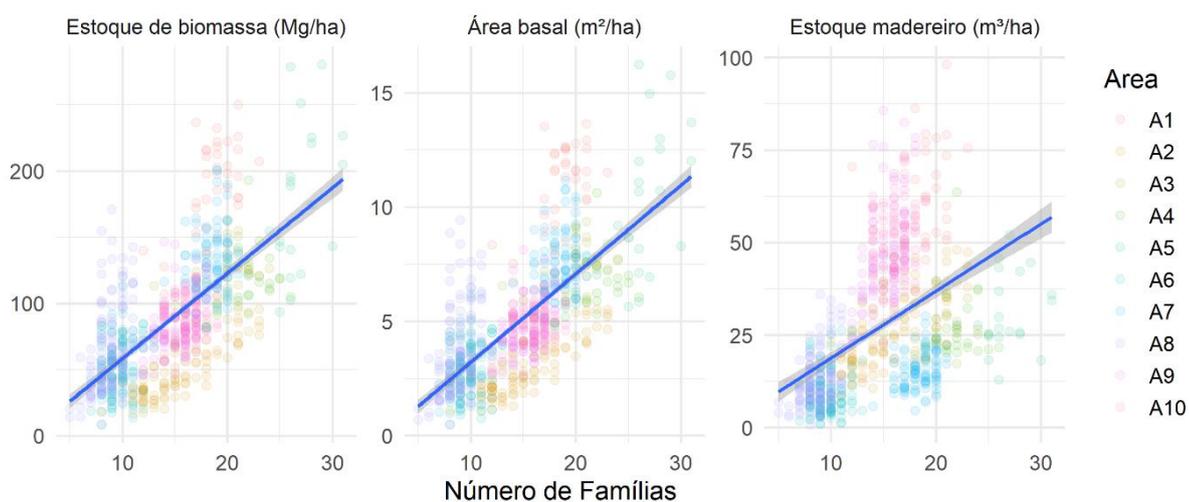
Fonte: O autor

Apêndice B – Tendência positiva estoques (biomassa e madeireiro) e área basal por hectare em função do número de gêneros arbóreos.



Fonte: O autor

Apêndice C – Tendência positiva estoques (biomassa e madeireiro) e área basal por hectare em função do número de famílias arbóreas.



Fonte: O autor

**Apêndice D** - Tabela resumindo a seleção de modelos para avaliar riqueza de **gêneros** como preditora do estoque de biomassa, da área basal, e do estoque madeireiro. O modelo que inclui a variável resposta (modelo 1) é comparado ao modelo nulo que não inclui a variável resposta (modelo 2) utilizando o Critério de Informação de Akaike Corrigido (AICc). Todos os modelos incluem o número de indivíduos e a área amostral de cada parcela como fatores aleatórios. Beta = *slope* da variável preditora no modelo; df = número de parâmetros calculados no modelo; delta = diferença entre o AICc do modelo que inclui a variável preditora e o modelo nulo; peso = proporção de vezes que o modelo foi selecionado.

#	Intercepto	Beta	df	logLik	AICc	delta	Peso
<b>Estoque de biomassa (Mg/ha)</b>							

2	-4.536	3.124	6	-3341.656	6695.4	0	1
1	103.200		5	-3452.20	6914.5	2019.06	0
<b>Área Basal (m<sup>2</sup>/ha)</b>							
2	-0.2486	0.1792	6	-1198.075	2408.3	0	1
1	3.8030		5	-1296.964	2604.0	195.75	0
<b>Estoque madeireiro (m<sup>3</sup>/ha)</b>							
2	-1.035	0.8846	6	-2636.359	5280.8	0	1
1	30.310		5	-2702.276	5414.6	133.8	0

Fonte: O autor

**Apêndice E** - Tabela resumindo a seleção de modelos para avaliar riqueza de espécies (FAMÍLIA) como preditora do estoque de biomassa, da área basal, e do estoque madeireiro. O modelo que inclui a variável resposta (modelo 1) é comparado ao modelo nulo que não inclui a variável resposta (modelo 2) utilizando o Critério de Informação de Akaike Corrigido (AICc). Todos os modelos incluem o número de indivíduos e a área amostral de cada parcela como fatores aleatórios. Beta = *slope* da variável preditora no modelo; df = número de parâmetros calculados no modelo; delta = diferença entre o AICc do modelo que inclui a variável preditora e o modelo nulo; peso = proporção de vezes que o modelo foi selecionado.

#	Intercepto	Beta	df	logLik	AICc	delta	Peso
<b>Estoque de biomassa (Mg/ha)</b>							
2	17.46	5.23	6	-3398.454	6809.0	0	1
1	103.20		5	-3452.203	6914.5	105.47	0
<b>Área Basal (m<sup>2</sup>/ha)</b>							
2	1.042	0.2982	6	-1260.020	2532.2	0	1
1	5.803		5	-1296.964	2604.0	71.86	0
<b>Estoque madeireiro (m<sup>3</sup>/ha)</b>							
2	-0.4065	1.812	6	-2647.922	5308.0	0	1
1	30.3100		5	-2702.276	5414.6	106.68	0

Fonte: O autor

**Apêndice F** – Sumário dos modelos lineares mistos (LMM) utilizados para avaliar riqueza de espécies (GÊNEROS) como preditora do estoque de biomassa, da área basal, e do estoque madeireiro. Os modelos incluem o número de indivíduos e a área amostral de cada parcela como fatores aleatórios. Estimativa = intercepto ou *slope* da variável preditora no modelo; R<sup>2</sup>m = coeficiente de determinação marginal; R<sup>2</sup>c = coeficiente de determinação condicional.

Variáveis	Estimativa	Erro padrão	Valor de “t”
<b>Estoque de biomassa (Mg/ha); R<sup>2</sup>m =0.56; R<sup>2</sup>c= 0.87</b>			
Intercepto	-4.5359	10.0417	-0.452
Número de gêneros	3.1237	0.1807	17.288
<b>Área Basal (m<sup>2</sup>/ha); R<sup>2</sup>m =0.57; R<sup>2</sup>c= 0.88</b>			
Intercepto	-0.248564	0.567850	-0.438
Número de gêneros	0.179161	0.009926	18.050
<b>Estoque madeireiro (m<sup>3</sup>/ha); R<sup>2</sup>m =0.26; R<sup>2</sup>c= 0.89</b>			
Intercepto	-1.03450	5.53282	-0.187
Número de gêneros	0.88456	0.07039	12.567

Fonte: O autor

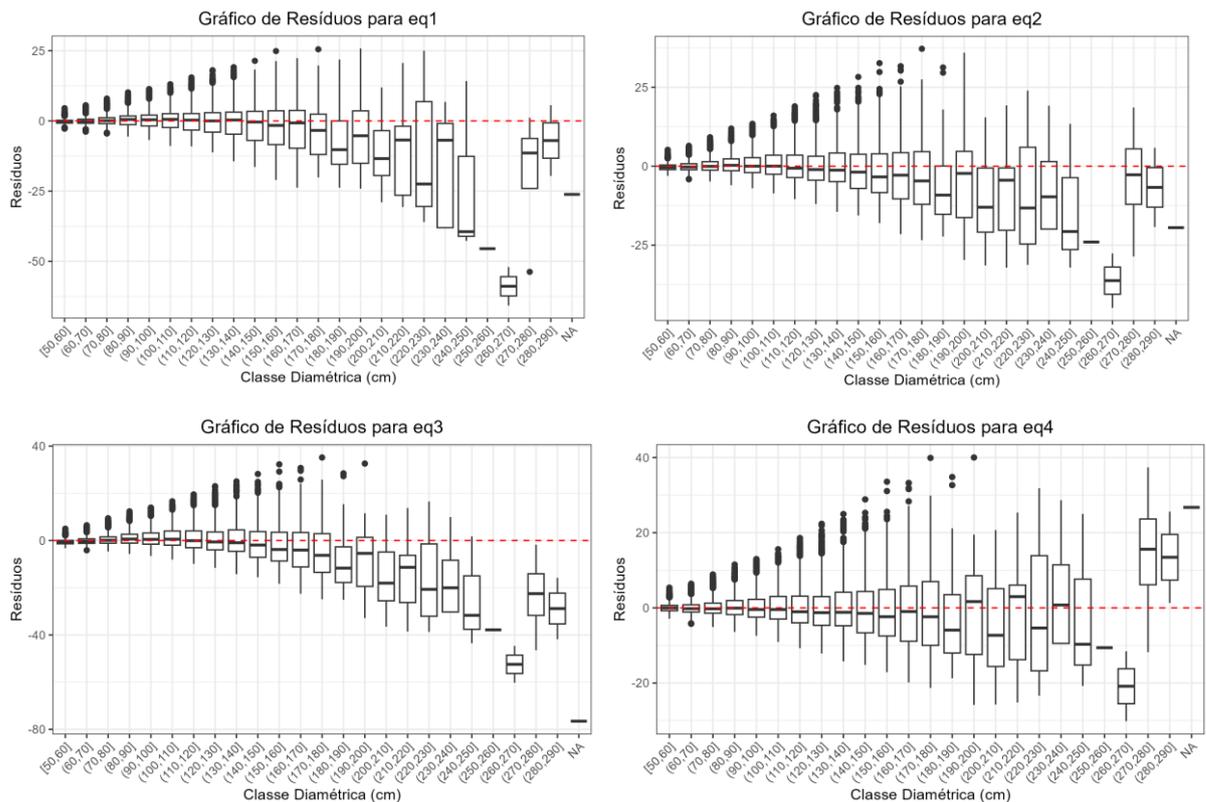
**Apêndice G** – Sumário dos modelos lineares mistos (LMM) utilizados para avaliar riqueza de espécies (FAMÍLIA) como preditora do estoque de biomassa, da área basal, e do estoque

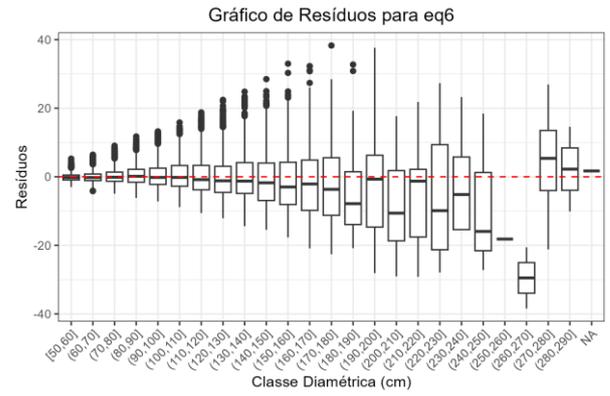
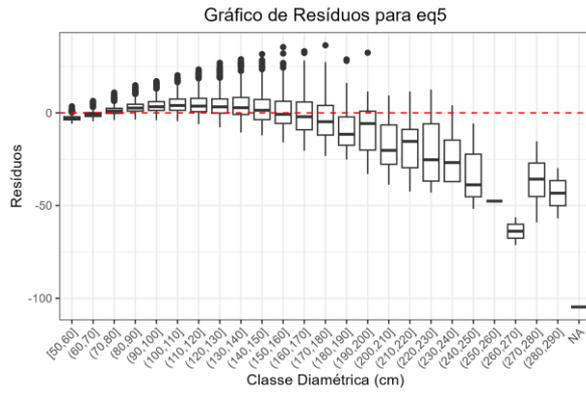
madeireiro. Os modelos incluem o número de indivíduos e a área amostral de cada parcela como fatores aleatórios. Estimativa = intercepto ou *slope* da variável preditora no modelo;  $R^2m$  = coeficiente de determinação marginal;  $R^2c$  = coeficiente de determinação condicional.

Variáveis	Estimativa	Erro padrão	Valor de “t”
<b>Estoque de biomassa (Mg/ha); <math>R^2m = 0.31</math>; <math>R^2c = 0.84</math></b>			
Intercepto	17.461	12.267	1.423
Número de famílias	5.230	0.444	11.778
<b>Área Basal (m<sup>2</sup>/ha); <math>R^2m = 0.31</math>; <math>R^2c = 0.86</math></b>			
Intercepto	1.04244	0.70304	1.483
Número de famílias	0.29824	0.02456	12.144
<b>Estoque madeireiro (m<sup>3</sup>/ha); <math>R^2m = 0.18</math>; <math>R^2c = 0.88</math></b>			
Intercepto	-0.4065	5.9784	-0.068
Número de famílias	1.8119	0.1618	11.196

Fonte: O autor

**Apêndice H** - Gráfico de distribuição de resíduos entre a biomassa do fuste (ampliada para 100% da AGB) e a biomassa estimada com base em 6 equações alométricas, por classe diamétrica de 10cm de amplitude.





Fonte: O autor