



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO TECNOLÓGICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS DA AMAZÔNIA –  
PPGRNA**

**GLEICE ELEN LIMA MACHADO**

**COMPARAÇÃO ENTRE A ESTRUTURA, BIOMASSA E DINÂMICA  
DE CRESCIMENTO DE UMA FLORESTA SECUNDÁRIA DE TERRA  
FIRME E FLORESTA DE VÁRZEA NO DISTRITO DE ARAPIXUNA,  
SANTARÉM, PARÁ**

**Santarém  
2019**

**GLEICE ELEN LIMA MACHADO**

**COMPARAÇÃO ENTRE A ESTRUTURA, BIOMASSA E DINÂMICA DE  
CRESCIMENTO DE UMA FLORESTA SECUNDÁRIA DE TERRA FIRME E  
FLORESTA DE VÁRZEA NO DISTRITO DE ARAPIXUNA, SANTARÉM, PARÁ**

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Oeste Pará – UFOPA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais, junto ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Naturais da Amazônia.

Orientador: José Mauro Sousa de Moura

**Santarém  
2019**

**Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)**  
**Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/UFOPA**

---

M149c Machado, Gleice Elen Lima  
Comparação entre estrutura, biomassa e dinâmica de crescimento de uma floresta de várzea no Distrito de Arapixuna, Santarém, Pará./ Gleice Elen Lima Machado. – Santarém, 2019.  
65 p. : il.  
Inclui bibliografias.

Orientador: José Mauro Sousa de Moura  
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Pró-Reitoria de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação Tecnológica, Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Amazônia.

1. Fitossociologia. 2. Estoque de carbono. 3. Planície de inundação. I. Moura, José Mauro Sousa de, *orient.* II. Título.

CDD: 23 ed. 581.782098115

---

Bibliotecária - Documentalista: Renata Ferreira – CRB/2 1440

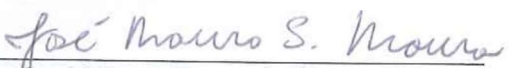
GLEICE ELEN LIMA MACHADO

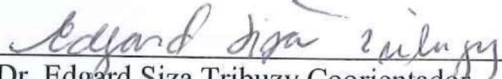
**COMPARAÇÃO ENTRE A ESTRUTURA, BIOMASSA E DINÂMICA DE  
CRESCIMENTO DE UMA FLORESTA SECUNDÁRIA DE TERRA FIRME E  
FLORESTA DE VÁRZEA NO DISTRITO DE ARAPIXUNA, SANTARÉM, PARÁ**

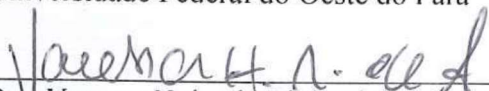
Dissertação apresentada à Universidade Federal do Oeste Pará – UFOPA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais, junto ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Naturais da Amazônia.

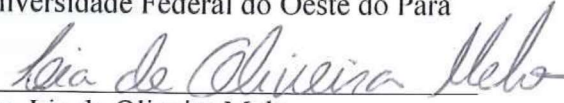
Conceito: 8,4

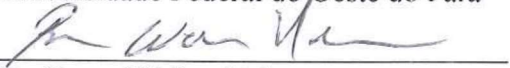
Data de Aprovação 25/02/2019

  
Dr. José Mauro Sousa de Moura Orientador  
Universidade Federal do Oeste do Pará

  
Dr. Edgard Siza Tribuzy Coorientador  
Universidade Federal do Oeste do Pará

  
Dra. Vanessa Holanda Righetti de Abreu  
Universidade Federal do Oeste do Pará

  
Dra. Lia de Oliveira Melo  
Universidade Federal do Oeste do Pará

  
Dr. Bruce Walker Nelson  
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

## AGRADECIMENTO

O presente trabalho foi realizado com o apoio da **Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES)** – Código de financiamento 001, fornecendo bolsa de mestrado para a autora.

Este trabalho é parte do projeto “*Integrating dimensions of microbial biodiversity across wetlands and land use types to understand methane greenhouse gas cycling in tropical forests*” (Financiamento no 2000007645PEER/USAID), financiado pela **United States Agency for International Development – USAID** (AID-OAA-A-11-00012). O recurso deu apoio logístico e financeiro, além de proporcionar encontro de pessoas que foram essenciais para a realização dessa dissertação.

Aos meus orientadores José Mauro e Edgard pela oportunidade, confiança, conselhos e direção.

À professora Michela pela leitura prévia desse escrito, assim como o apoio, suporte e direção que dava a todos dentro do grupo.

À Deliane pela leitura prévia desse escrito e pela contribuição nas suas correções e sugestões.

Aos mateiros, Giba, Irailson, Mapará e principalmente ao Xanã, que acompanharam toda a realização do trabalho e sempre dispostos a ajudar no que fosse preciso, proativos e detentores de um conhecimento ímpar para a realização desse trabalho.

Aos demais comunitários do Distrito de Arapixuna por todas as vezes que demonstraram interesse pela pesquisa desenvolvida, pelo respeito pelo experimento e em especial ao Seu Alípio que forneceu a área para a realização do levantamento.

Aos meus colegas de campo, em especial ao Matheus, Franciane, Daniel e Alan que não mediam esforços para me aconselhar, incentivar e ajudar e fazer o trabalho de campo mais divertido.

À minha mãe Gorete por me ensinar respeito, significado de amor e por ser a razão da minha luta.

À Sílvia e Lucivaldo por me abraçarem em sua família, tornando-se meus segundos pais, dando apoio, suporte e um lar feliz.

Aos meus sobrinhos e meus afilhados Miguel e Eloah por serem a minha luz, minha fonte de alegria, minha inspiração, minha esperança no futuro e por serem os maiores e mais verdadeiros amores da minha vida.

Aos meus queridos Camila, Luciana, Elvis, Samilly e Viviane por fazer a minha vida mais empolgante e divertida, por me aturar, aconselhar, ajudar, por entender minhas ausências e acreditar em mim e especialmente à Vitória por ser essa pessoa linda que me ensinou mais da vida e mais de mim mesma.

E a todos que de alguma forma contribuíram para meu trabalho e torceram por mim.

## RESUMO

O objetivo desse trabalho é fazer uma comparação da estrutura, biomassa e dinâmica de crescimento entre uma floresta secundária de terra firme e floresta de várzea no distrito de Arapixuna, Santarém, Pará. Foram instaladas quatro parcelas de 50 x 50 m, totalizando 1 ha em um fragmento de floresta secundária de terra firme (TF), com aproximadamente 15 anos de pousio e 1 ha em uma floresta de várzea antropizada (VZ), ambas localizadas no Distrito de Arapixuna. Nessas parcelas foi realizado inventário florestal das árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) acima de 10 cm, medindo o DAP, altura e identificando todas as árvores a nível de espécie (família, em casos que não foi possível identificar espécie ou gênero). Para avaliar a estrutura da vegetação foi calculado os valores absolutos e relativos de densidade frequência e dominância, para então calcular o índice de valor importância (IVI). Foram calculados os índices de similaridade (Jaccard), diversidade (Shannon-Wiener -H') e dominância (Simpson-S') para os ambientes. Para quantificar a biomassa acima do solo (BAS) foi usado equação alométrica baseada em dados de área basal, densidade da madeira, altura e fator de forma (F: VZ=0,60 e TF=0,55). Foram avaliadas ainda a taxa de crescimento absoluto (TCA) e relativo (TCR) para floresta de TF (303 fustes) e VZ (197 fustes), verificando sua relação com variáveis ambientais como precipitação, insolação, temperatura do ar e umidade. Na floresta de TF foram observados 379 indivíduos ha<sup>-1</sup>, divididas entre 43 espécies e 22 famílias, em que *Handroanthus albus*, *Inga* sp., *Caryocar brasiliense* e *Vismia macrophylla* representam 33% do IVI total observado, resultando em H'=3,071 e S'=0,065. A VZ apresentou 334 indivíduos ha<sup>-1</sup>, distribuídas entre 22 espécies e 17 famílias, em que *Cassia leiandra*, *Schizolobium amazonicum*, *Vitex cymosa* e *Gustavia augusta* representam 53% do IVI, resultando em H'=2,354 e S'=0,145. A similaridade entre os ambientes foi de 2%. A floresta de TF apresentou BAS=33,94 t ha<sup>-1</sup>, enquanto que a VZ apresentou BAS=71,66 t ha<sup>-1</sup>. A TCA para a floresta TF foi de 2,13 cm ano<sup>-1</sup>, enquanto que para de VZ foi de 1,08 cm.ano<sup>-1</sup>. A TCR decresceu para ambas as florestas ao longo do ano, com maior variação da TF, relação fortemente ligada às condições ambientais como precipitação, insolação, temperatura do ar e umidade relativa para ambos os ambientes, TF e VZ. Floresta de TF se apresentou melhor estruturada, com maior densidade, maior número de espécies e demais características ecológicas, como menor dominância e maior diversidade, assim como maior ritmo de crescimento. Porém a VZ apresentou maior biomassa, portanto maior estoque de carbono.

**Palavras – chave:** Fitossociologia. Estoque de carbono. Planície de inundação.

## ABSTRACT

The objective of this work is to compare the structure, biomass and growth dynamics between a secondary terra firme forest and varzea forest in Arapixuna's District, Santarém, Pará. Plots of 50 x 50 m were installed, totaling 1 ha in one (TF), with approximately 15 years of fallow and 1 ha in an anthropic lowland forest (VZ), both located in the District of Arapixuna. In these plots, a forest inventory of trees with a diameter at breast height (DBH) above 10 cm was performed, measuring the DBH, height and identifying all trees at the species level (family, in cases where it was not possible to identify species or genus). In order to evaluate the vegetation structure, the absolute and relative values of frequency, density and dominance were calculated, to calculate the importance value index (IVI). Similarity index (Jaccard), diversity (Shannon-Wiener-H') and dominance (Simpson-S') were calculated for the environments. To quantify above-ground biomass (BAS) an allometric equation was used based on basal area, wood density, height and shape factor (F: VZ = 0,60 and TF = 0,55). The absolute growth rate (TCA) and relative (TCR) for TF forest (303 stems) and VZ (197 stems) were evaluated, verifying its relation with environmental variables such as precipitation, insolation, air temperature and humidity. In the TF forest, 379 individuals ha<sup>-1</sup>, divided among 43 species and 22 families, were observed in which *Handroanthus albus*, *Inga* sp., *Caryocar brasiliense* and *Vismia macrophylla* represent 33% of the total IVI observed, resulting in H' = 3,071 and S' = 0,065. VZ presented 334 individuals ha<sup>-1</sup>, distributed among 22 species and 17 families, in which *Cassia leiandra*, *Schizolobium amazonicum*, *Vitex cymosa* and *Gustavia augusta* represent 53% of IVI, resulting in H' = 2,354 and S' = 0,145. The similarity between environments was 2%. The TF forest presented BAS = 33,94 t ha<sup>-1</sup>, while the VZ presented BAS = 71,66 t ha<sup>-1</sup>. The TCA for the TF forest was 2,13 cm year<sup>-1</sup>, while for VZ it was 1,08 cm year<sup>-1</sup>. The TCR decreased for both forests throughout the year, with higher variation of TF, a relation strongly related to environmental conditions such as precipitation, insolation, air temperature and relative humidity for both environments, TF and VZ. TF forest was better structured, with higher density, greater number of species and other ecological characteristics, such as lower dominance and greater diversity, as well as higher growth rate. However, the VZ presented higher biomass, therefore a higher carbon stock.

**Key words:** Phytosociology. Carbon stock. Floodplain.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Mapa de localização da área de estudo no distrito de Arapixuna, Santarém, PA. Floresta secundária de terra firme (círculo rosa) à Oeste da comunidade e floresta de várzea (círculo vermelho) à Leste. ----- 23
- Figura 2: Exemplos de coleta de material botânico com flores e ou frutos para identificação e preparação das exsicatas. a) *Gustavia augusta* L.; b) *Garcinia brasiliensis* Mart.; c) *Pseudobombax munguba* (Mart.) Dugand; d) *Vitex cymosa* Bertero ex Spreng. 29
- Figura 3: Modelo das bandas dendrométricas (à esquerda), com destaque (setas) para as molas que fazem a fixação das bandas (a) e os furos onde são realizadas as medidas com o paquímetro digital (b); à direita, representa a altura onde estão instaladas as bandas dendrométricas (c).----- 32



## LISTA DE GRÁFICOS

- Gráfico 1: Precipitação e vazão do rio Amazonas média mensal para o município de Óbidos, Pará. ----- 25
- Gráfico 2: Distribuição diamétrica dos indivíduos nas florestas secundária de terra firme (TF) e floresta de várzea (VZ) do Distrito de Arapixuna. ----- 39
- Gráfico 3: Biomassa acima do solo (BAS) da floresta secundária de terra firme (TF) e floresta de várzea (VZ) do Distrito de Arapixuna. ----- 45
- Gráfico 4: Taxa de Crescimento Absoluto (TCA) total (a); e por classes de diâmetro de 10 cm (b) de floresta secundária de terra firme (TF) floresta de várzea (VZ) no Distrito de Arapixuna. ----- 48
- Gráfico 5: Taxa de Crescimento Relativo (TCR) da floresta de terra firme e várzea no distrito de Arapixuna e dados hidrológicos, como precipitação anual, nível do rio Amazonas no estreito de Óbidos-PA e período de inundação (2017-2018).----- 50

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1: Composição florística das espécies arbóreas com DAP  $\geq 10$  cm de fragmentos florestais do Distrito de Arapixuna. Abundância total nos ambientes de TF= floresta secundária de terra firme e VZ= floresta de várzea. GE: grupo ecológico (PI: pioneiras; NP: não-pioneiras; NC: não-classificada); Origem (NA: Nativa da Amazônia; NB: Nativa de outras partes do Brasil; NC: não-classificada) e LV: Lista vermelha da flora brasileira, identificar espécies em risco (DD: sem dados suficientes para classificação; VU: Vulnerável).----- 35
- Tabela 2: Área basal - G ( $m^2$ ), volume - V ( $m^3$ ), estrutura horizontal (DR - Densidade Relativa; FrR: Frequência Relativa; DoR: Dominância Relativa), e índice de valor de cobertura (IVC) e índice de valor de importância total (IVI) das 10 espécies mais importantes da floresta secundária de terra firme (TF) do Distrito de Arapixuna. ----- 40
- Tabela 3: Área basal - G ( $m^2$ ), volume - V ( $m^3$ ), estrutura horizontal (DR - Densidade Relativa; FrR: Frequência Relativa; DoR: Dominância Relativa), e índice de valor de cobertura (IVC) e índice de valor de importância total (IVI) das 10 espécies mais importantes da floresta de várzea do Distrito de Arapixuna. ----- 42
- Tabela 4: Resumo geral das características quantitativas e parâmetros ecológicos da floresta de terra firme (TF) e várzea (VZ) no Distrito de Arapixuna. ----- 43
- Tabela 5: Coeficientes da análise de regressão linear (L) e quadrática (Q) entre a taxa crescimento relativo (TCR) e variáveis climáticas da floresta secundária de terra firme (TF) e floresta de várzea (VZ) e seus respectivos coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e probabilidade ( $p < 0,05$ ). ----- 50

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
1.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
1.1.1 Floresta secundária de terra firme	13
1.1.2 Florestas de várzea	15
1.1.3 Biomassa de florestas secundárias de terra firme e várzea	18
1.1.4 Crescimento em florestas secundárias de terra firme e várzea	20
1.2 Objetivos	22
1.2.1 Objetivo geral	22
1.2.2 Objetivos específicos	22
2. MATERIAL E MÉTODOS	23
2.1 Área de estudo	23
2.1.1 Clima	24
2.1.2 Solo	26
2.1.3 Caracterização áreas de estudo	26
2.2 Coleta de dados	27
2.2.1 Composição florística	27
2.2.2 Identificação botânica	28
2.2.3 Fitossociologia e índices ecológicos	29
2.2.4 Quantificação da biomassa acima do solo	30
2.2.5 Avaliação do crescimento	31
2.3 Análise de dados	33
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
3.1 Composição florística e distribuição diamétrica	34
3.2 Análise da estrutura das comunidades florestais	39
3.3 Indicadores ecológicos	42
3.4 Biomassa acima do solo	45
3.5 Análise de crescimento	47
4. CONCLUSÃO	52
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	53

## 1 INTRODUÇÃO

Na Amazônia, a grande pressão exercida pelas forças econômicas sobre a floresta primária fez com que as florestas secundárias passassem a representar parte significativa da região, com tendência a aumentar devido as características de uso do solo praticados nessa região (CORDEIRO; RANGEL-VASCONCELOS; SCHWARTZ, 2017). Essa pressão, que consiste basicamente na remoção da floresta primária para atividades como agricultura e pecuária (FEARNSIDE, 2006), pode ter seus efeitos minimizados quando é sucedida por floresta secundária, pois os benefícios dos serviços ambientais que uma floresta promove podem ser minimamente mantidos ou restaurados ao longo do tempo de sucessão ecológica (CHAZDON, 2012), tendo em vista que florestas em geral são importantes para minimizar escala, gravidade, frequência e duração de distúrbios, como incêndios e inundações, protegendo a madeira e propriedades circundantes (HORNER et al., 2012).

Os ecossistemas de várzea também têm grande representatividade em extensão territorial na Amazônia (JUNK et al., 2011) e assim como as florestas de terra firme, também estão em constante pressão através de processos naturais e antrópicos. Essa problemática é ainda mais preocupante, tendo em vista que várzea é um ecossistema frágil e de difícil recuperação quando modificado pela ação antrópica (JUNK, 1997). Devido ao baixo grau de resiliência à distúrbios drásticos, a consequência da remoção da vegetação pode implicar em uma perda significativa de habitats, o que significa um perigo para a biodiversidade local e para as comunidades que dependem desse ecossistema, considerando a importância ecológica e estrutural que as plantas desempenham para a manutenção deste (ALMEIDA; AMARAL; SILVA, 2004).

A pressão sobre os ecossistemas naturais gera consequências não apenas relacionadas à perda de biodiversidade, como também a uma série de processos dos ciclos biogeoquímicos, especialmente os relacionados à água e o carbono (FEARNSIDE, 2006), gerando mudanças no equilíbrio climático (ARTAXO et al., 2014). Isso porque as florestas apresentam estreita relação com a atmosfera, sendo responsáveis pelo controle de vários processos físico-químicos que afetam a taxa de formação de nuvens, quantidade de vapor de água, balanço de radiação e, dentre outras propriedades, a emissão de gases de efeito estufa, em especial o gás carbônico (BALBINOT et al., 2008; ARTAXO et al., 2014).

A relação da floresta com o gás carbônico é ainda mais estreita porque as árvores são responsáveis pela assimilação desse composto para a formação de biomassa, através do processo de fotossíntese, nesse sentido representando um componente importante no estoque de carbono terrestre (NOBRE; NOBRE, 2002), e também pela emissão de CO<sub>2</sub> através da respiração e decomposição da biomassa (FOODY et al., 1996; SOUZA et al., 2012). Por isso há necessidade de se conhecer a biomassa presente nas formações florestais, em especial em floresta secundária e floresta de várzea, uma vez que são ainda pouco discutidas em comparação com floresta primária de terra firme.

Segundo Higuchi et al. (2004), quantificar o estoque de carbono é essencial para estimar a quantidade de carbono emitida ou sequestrada em escala temporal e espacial, principalmente na Amazônia onde existe grande heterogeneidade de ecossistemas. Esses mesmos autores afirmam que as estimativas para encontrar o estoque de carbono envolve a quantificação da biomassa e essa variável, por sua vez, deveria ter suas estimativas especificadas para cada tipo florestal, com metodologias aperfeiçoadas para evitar subestimar ou superestimar o estoque de carbono de cada tipo de floresta. Higuchi e colaboradores afirmam ainda que, considerando o caso de mudanças climáticas, é importante priorizar áreas mais sujeitas às intervenções, como as florestas de várzea e florestas secundárias.

De acordo com Nobre e Nobre (2002), ainda são desconhecidos os mecanismos que podem ser responsáveis pelo funcionamento das florestas como sumidouro de CO<sub>2</sub> em resposta às mudanças no uso da terra da região, isso porque divergentes resultados das taxas de sequestro de carbono observados na região amazônica indicam que diferenças no microclima de cada ecossistema influenciam esses resultados. Sendo assim, estudos em diferentes ecossistemas a respeito da quantidade de biomassa presente em determinado ambiente, bem como o quanto que essa floresta cresce e a caracterização das espécies que compõem as comunidades, pode indicar os potenciais emissores e sumidouros de carbono, informação básica para estudos futuros sobre a dinâmica do carbono na região.

Segundo Higuchi et al. (2004), além das informações sobre o desmatamento e a quantidade de carbono que uma determinada área desmatada emite, é de igual importância os estudos sobre a relação entre a biomassa florestal, crescimento, composição florística e estrutura florestal, pois dessa maneira é possível ter uma visão mais completa/sistêmica/holística da realidade da dinâmica do carbono nas florestas. Assim, conhecer como as florestas secundárias de terra firme e florestas de várzea estão configuradas e ainda seu comportamento em relação

ao crescimento e ciclagem de nutrientes é de suma importância para subsidiar projetos de conservação, recuperação de áreas degradadas ou até mesmo projetos silviculturais.

Frente aos desafios para conservação de regiões tropicais, principalmente no sentido de mitigar os efeitos das mudanças climáticas, aumento populacional e altas taxas de desmatamento, encontrar caminhos para a sustentabilidade através do manejo florestal sustentável é uma das soluções mais aceitas, porém a obtenção de dados confiáveis ainda é bastante incipiente, especialmente no que diz respeito ao crescimento das árvores (SCHÖNGART, 2008; LEONI; FONSECA; SCHÖNGART, 2011), dado fundamental para encontrar o ritmo de crescimento e, conseqüentemente, o ciclo de corte para as diferentes espécies em cada área de floresta (BRAZ et al., 2012).

Uma das maneiras de sanar estas lacunas é através de inventário florestal, onde é possível obter informações referentes à análise de distribuição diamétrica, ferramenta que proporciona inferir sobre o histórico das comunidades vegetais, permitindo a caracterização do estoque de madeira da floresta (SANTANA, 2009), bem como a distribuição espacial das árvores dentro da floresta (SILVA et al., 2004). Sendo assim, inventário florestal se configura uma ferramenta essencial para fornecer informações necessárias para planejamento e tomadas de decisão sobre determinada área (ABREU et al., 2014).

Realizar a caracterização florestal, assim como avaliar a estrutura dessa floresta e a dinâmica de crescimento nos diferentes períodos sazonais ao longo do ano são de grande importância, pois esses dados servem de subsídio para manejo e conservação dos recursos naturais dos diversos tipos de florestas (NEBEL et al., 2001). De acordo com Silva et al. (2003), grande parte dos estudos referentes ao crescimento das florestas não considera o padrão de crescimento individual, fato que impede a avaliação da dinâmica das espécies. Aliado a isso, Libano e Felfili (2006), afirmam que a continuidade da obtenção desses dados em uma mesma área é importante porque pode dar um melhor panorama sobre a dinâmica da vegetação.

Segundo Silva et al. (2003), cada vez mais vem sendo aplicado na Amazônia estudos que avaliam o crescimento das espécies florestais, principalmente em parcelas permanentes de florestas primárias de terra firme, o que permite dar maior ênfase ao entendimento da biologia e ecologia das espécies. De acordo com Silva e Lopes (1984), a regularidade na coleta dessas informações básicas de inventário das florestas dá um melhor panorama de como ocorre o crescimento das plantas, acompanhando a modificação da complexidade dessas florestas, podendo inclusive observar os efeitos após perturbações naturais ou antrópicas.

Além da grande lacuna geográfica no conhecimento científico sobre a florística da Amazônia, em função do pequeno número de coleções de herbários disponíveis para estudos, que impede o mapeamento da biodiversidade e identificação de endemismos (HOPKINS, 2007), é ainda mais difícil encontrar pesquisas que possibilitem fazer a comparação entre diferentes tipos de ambientes, podendo-se citar apenas alguns trabalhos como (CAMPBELL et al., 1986; GAMA et al., 2005; HAUGAASEN; PERES, 2006), ou que façam diretamente esse tipo de comparação, especialmente entre florestas secundárias de terra firme e florestas de várzea. E considerando a escassez de informações referentes à caracterização de florestas de várzea e florestas secundárias mais precisamente no Oeste do Estado do Pará, trabalhos como este são justificados.

## **1.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **1.1.1 Floresta secundária de terra firme**

As florestas de terra firme cobrem aproximadamente 90% da Amazônia brasileira e tem paisagem uniforme fisionomicamente, apesar de não apresentar paisagem contínua, pois pode ser interrompida por vegetação não arbórea. Essas florestas usualmente apresentam grande diversidade de espécies por unidade de área e com alta dispersão, sendo subdividida em diversas categorias de acordo com a vegetação predominante, como floresta densa, matas abertas de bambu, matas de cipós, dentre outras (BRAGA, 1979).

O ecossistema de terra firme é o de maior expressividade e complexidade em composição, distribuição e densidade de espécies na Amazônia, caracterizado pela heterogeneidade florística, contendo diversidade de espécies de formações aleatórias e outras com características de agregação (ARAÚJO; JORDY FILHO; FONSECA, 1986; GAMA et al., 2005). Essas características são modificadas quando a paisagem é alterada através de perturbações antrópicas ou não.

A interferência humana é a principal causa de alteração de paisagem na floresta Amazônica, uma vez que processos políticos e econômicos na história da ocupação da região levaram ao início da cultura de grilagem de terra, o que leva a conversão de grandes áreas de floresta primária, para novas instalações de residências e infraestruturas (LUI; MOLINA, 2016), assim como para expansão agropecuária e, posteriormente, expansão da soja

(FEARNSIDE, 2006). O resultado disso é um acúmulo de mais de 428.000 km<sup>2</sup> de floresta primária removida desde o início da contabilização pelo PRODES – Programa de Cálculo de Desflorestamento da Amazônia, em 1988 (INPE, 2017).

De acordo com o site do governo federal (BRASIL, 2014), em 2012 as áreas de pastagens correspondiam 60% da área desmatada na Amazônia, a agricultura representava 6%, enquanto que pouco mais de 172.000 km<sup>2</sup> de áreas desmatadas na Amazônia estavam em algum processo de regeneração, representando 23% de área em forma de florestas secundárias (BRASIL, 2014; INPE, 2018). No estado do Pará, o desmatamento observado até 2007 atingiu um total de 233.399 Km<sup>2</sup> e desse total 51.406 Km<sup>2</sup> estão em processo de regeneração, o que significa que cerca de 22% do total de área desmatada no estado está ocupado por floresta secundária (INPE, 2009). Dados divulgados pelo TERRACLASS e INPE em 2014, mostraram que floresta secundária aumentou em mais de 70% entre os anos de 2004 e 2014 em áreas desmatadas na Amazônia (INPUT, 2017).

Brown e Lugo (1990) definem a vegetação secundária como a mata formada após distúrbios de causas antrópicas na vegetação original. Almeida et al. (2010) mais recentemente, com o intuito de quantificar essas áreas por imagem de satélite, definiram a vegetação secundária como as áreas onde houve corte raso, em que após o abandono iniciou-se o processo de regeneração da vegetação.

A forma tradicional de uso da terra, denominada agricultura itinerante, aliada ao curto espaço de tempo de uso de cada roçado, tende a aumentar a área de vegetação secundária, tendo em vista que de acordo com o tamanho da propriedade, o processo de conversão de terra pode ser influenciado e como consequência formar a vegetação secundária. Nesse caso, para terrenos mais curtos, menor é o ciclo de vida da floresta secundária, impedindo que vegetação intermediária ou avançada seja formada, mantendo a área em constante utilização agrícola (PERZ; SKOLE 2003; D'ANTONA; VANWEY; HAYASHI, 2006).

A importância da mata secundária vem crescendo cada vez mais, tanto devido seu aumento em extensão quanto pelo atual reconhecimento dos benefícios através de serviços ambientais que ela pode proporcionar (MASSOCA et al., 2012), como por exemplo, a função de estabelecer conectividade entre remanescentes florestais, o que tem tendência positiva para a manutenção da biodiversidade (STOUFFER et al., 2006; ALMEIDA et al., 2010). Também ajuda na recuperação de fertilidade do solo em agricultura itinerante (MARTINS, 2005; ALMEIDA et al., 2010), pois ajudam na ciclagem de nutrientes, permitindo a estabilidade do



rendimento agrícola (SZOTT; PALM; BURESH, 1999; ALMEIDA et al., 2010). Outras vantagens da formação de floresta secundária é que podem reduzir os impactos causados pelo desmatamento, influenciando na fertilidade e características químicas e físicas do solo, na alteração dos regimes hidrológicos locais e globais e emissão de gases de efeito estufa (FEARNSIDE, 2005).

No cenário atual, a tendência é que as taxas de desmatamento continuem em níveis constantes na Amazônia até que as reservas naturais comecem a reduzir a algum ponto crítico, conseqüentemente, a perspectiva é que cada vez mais ocorra a substituição de floresta primária por floresta secundária. Por isso a necessidade de se conhecer essas áreas em diversos aspectos, como sua composição, dinâmica de crescimento, quantificação da biomassa para entender o seu papel para a ecologia de ecossistemas, principalmente nos ciclos biogeoquímicos e fixação de carbono, gerando assim, subsídios para um melhor gerenciamento dessas terras e manejo dos recursos e serviços que as florestas em pé são capazes de produzir.

De acordo com Lima et al. (2007), existe uma necessidade de se aproveitar florestas secundárias de forma mais eficiente para alcançar maiores eficiências no uso do recurso natural, contudo, para melhor aproveitar áreas de floresta secundária é necessário primeiramente entender sua dinâmica, de acordo com os diferentes tipos de solo, intensidade e duração dessas florestas, considerando que existe na Amazônia um grande mosaico de florestas secundárias de diferentes idades, estágios sucessionais, diferentes tamanhos e de vários tipos de origem.

### **1.1.2 Florestas de várzea**

Áreas úmidas são ecossistemas peculiares de difícil delimitação e que possuem como classificação mais aceita a proposta por Cowardin et al. (1979), a qual diz que são terras de transição entre os sistemas aquáticos e terrestres, onde o nível de água se encontra recobrindo o solo ou apenas presente na superfície do solo ou mesmo próximo da superfície do solo, devendo conter pelo menos um dos atributos a seguir, (i) suportar, no mínimo periodicamente, a presença predominante de hidrófitas, (ii) ter substrato constituído predominantemente de solos hidromórficos não drenados e (iii) anualmente ter substrato saturado ou coberto por água rasa por um período de tempo durante a fase de crescimento da vegetação, excluindo os organismos não adaptados a esta condição.

Junk (1989), por sua vez definiu áreas alagáveis como sendo as áreas que são periodicamente inundadas através do transbordamento de rios ou lagos e/ou pela precipitação direta ou indiretamente pelas águas subterrâneas, o que resulta em um ambiente físico-químico peculiar que leva a biota a responder por meio de adaptações morfológicas, anatômicas, fisiológicas, fenológicas e etológicas, gerando comunidades características. E por ser uma área de transição, onde há compartilhamento de água, sedimentos, matéria e energia, é considerado ainda um espaço indivisível.

De acordo com Junk *et al.* (2011), cerca de 30% da bacia Amazônica entra na classificação de zonas úmidas reconhecidas internacionalmente. Isso ocorre porque a alta precipitação distribuída desigualmente durante o ano, a qual gera oscilações na descarga dos rios (período seco e chuvosa), aliada ao relevo plano característico da região amazônica que drena mais lentamente o excesso de água da chuva, promove o aparecimento e estabelecimento de grandes áreas inundadas sazonalmente.

A força que determina as estruturas e funções das áreas úmidas é o pulso de inundação, o qual pode variar entre as áreas em amplitude, duração, frequência e previsibilidade, fazendo com que tais áreas variem significativamente em relação a hidrologia, química da água e fertilidade do solo, cobertura vegetal, densidade de espécies de plantas e animais, assim como na produtividade primária e secundária, ocasionando o surgimento de diversas categorias de florestas inundáveis na Amazônia (JUNK *et al.*, 2011).

A terminologia dessas áreas foi inicialmente resumida por Prance (1980), que criou uma chave para identificação dos principais tipos de floresta sujeitas a inundação na Amazônia. Entretanto, mais recentemente Junk *et al.* (2011) reclassificaram as áreas alagáveis em quatro categorias: (i) as de pulso monomodal previsível de alta amplitude e longa duração, onde estão incluídos as várzeas e igapós; (ii) as de pulso monomodal previsível de baixa amplitude e longa duração, que são aquelas áreas dos interflúvios alagadas pelo excesso de chuva; (iii) as de pulso polimodal imprevisível de curta duração, sendo formadas basicamente por água da chuva ao longo de igarapés e (iv) as de pulso polimodal previsível de curta duração, que são as influenciadas pela maré.

Segundo este mesmo autor, a primeira categoria pode ainda ser subdividida da seguinte forma: em (i) planícies de inundação de alta fertilidade, as áreas inundadas por rios de água branca ou popularmente denominada de várzea, (ii) planícies de inundação de baixa fertilidade, as áreas inundadas por rios de água preta ou clara ou mais conhecido por igapó e (iii) planícies

de inundação de fertilidade intermediária, que são inundados por rios de água preta, porém sob substratos oriundos de rios de água branca há muito tempo depositados, formando as paleovárzeas.

As planícies de inundação abrangem cerca de 760.000 km<sup>2</sup> somente ao longo do rio Amazonas e seus principais afluentes. Desse total a que tem maior representatividade em termos de extensão territorial é a várzea, com aproximadamente 275.000 km<sup>2</sup> (JUNK et al., 2011; DE ASSIS et al., 2017). As áreas de várzea também apresentam os solos mais férteis dentre as florestas inundáveis, isso porque os rios que banham as áreas de várzea têm formações geológicas do período terciário/quaternário, originado dos Andes e regiões Pré-Andinas, apresentando maior quantidade de sedimentos (ASSIS et al., 2017).

Contudo, as áreas de várzea não apresentam riqueza nutricional equivalente em toda a sua extensão, apresentando na verdade um gradiente de deposição e estabelecimento das partículas sólidas presentes nos rios, em que maiores quantidades e frações mais grosseiras dos sedimentos vão se estabelecendo mais próximo aos leitos dos rios e quanto mais avança em direção ao território menores quantidades e partículas mais finas são depositados (SIOLI, 1984).

Wittmann, Anhuf e Junk (2002), também notaram um gradiente em relação à intensidade de inundação e classificaram as várzeas amazônicas de acordo com a altura e a duração da inundação, em várzea baixa e várzea alta, baseado nos parâmetros fitossociológicos. Florestas de várzea baixa são aquelas submetidas a inundações acima de 3 m de altura, o que corresponde ao período de inundação superior a 50 dias ano<sup>-1</sup>, enquanto que as florestas da várzea alta são submetidas a inundações abaixo de 3 m em um período abaixo de 50 dias ano<sup>-1</sup>.

Em florestas de várzea o principal fator natural de perturbação é a inundação, uma vez que influencia grandemente a dispersão de sementes, germinação, estabelecimento das plântulas e, conseqüentemente, interferindo na estrutura e composição do povoamento florestal (NILSSON et al., 2010; RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ et al., 2010; GEE; KING; KEIM, 2014). Por tal característica, as florestas de várzea geralmente apresentam menor diversidade florística do que florestas de terra firme, tendo em vista que esses ambientes alagados são restringidos à espécies que dispõem de mecanismos morfofisiológicos que sejam capazes de tolerar a sazonalidade de inundação (GAMA et al., 2005).

Entretanto, devido a grande deposição de sedimentos, os solos dessas áreas apresentam alta capacidade de troca catiônica, e conseqüentemente, são solos mais ricos em nutrientes quando comparados com os demais tipos de solos alagados da região amazônica (PRANCE,

1979; ASSIS; WITTMANN, 2011). Em virtude disso, essas áreas apresentam maior riqueza florística dentre as florestas alagáveis, tendo inclusive grande quantidade de espécies compartilhadas com áreas de terra firme (JUNK et al., 2011).

A riqueza de espécies arbóreas observada em florestas de várzea, que já chega a uma faixa de 1000 espécies descritas (WITTMANN; SCHÖNGART; JUNK, 2010), resultado de um processo adaptativo das plantas ao padrão previsível de inundação (JUNK, 1989). Dentre os mecanismos de adaptação, pode-se citar, raízes adventícias, aumento da porosidade nas raízes, formação de aerênquima no córtex da raiz, incorporação de suberina na exoderme da raiz, liberação de substâncias tóxicas voláteis para a atmosfera, enriquecimento da rizosfera com oxigênio, redução da fotossíntese, metabolismo anaeróbico, entre outras (FERREIRA et al., 2010; HAASE; RÄTSCH, 2010).

Taxas altas de sedimentação são observadas nas proximidades dos canais principais dos grandes rios, favorecendo a presença de espécies pioneiras de elevada capacidade de propagação vegetativa (PIEIDADE et al., 2013). Além da capacidade de tolerar o alagamento, espécies de várzea também são capazes de produzir novas camadas de raízes acima dos depósitos de sedimentos anuais (WITTMANN; PAROLIN, 2005; PIEIDADE et al., 2013) e ainda são tolerantes a alta insolação nos substratos recém-depositados e competem com espécies herbáceas semi-aquáticas de alta produção, como por exemplo as gramíneas (PIEIDADE et al. 1991).

As características das áreas de várzea a transformaram em um ambiente bastante ameaçado. Embora apresente grande extensão territorial dentro da Amazônia ainda é pouco estudado. Conhecer esse ambiente, através de estudos florísticos, avaliação de crescimento e produtividade de serapilheira, é essencial para compreender seu funcionamento e sua importância para a ecologia dos ecossistemas regionais e para os ciclos biogeoquímicos da Amazônia.

### **1.1.3 Biomassa de florestas secundárias de terra firme e várzea**

De acordo com Brown et al. (1995), a biomassa sempre foi subestimada entre os estudos sobre os ecossistemas, entretanto as preocupações com as emissões de dióxido de carbono, em consequência do uso da terra, trouxeram uma nova perspectiva para as medidas de biomassa, como meio de derivação das taxas de emissão. Segundo estes mesmos autores, estimar a

biomassa de florestas tropicais é fundamental para a compreensão da sua dinâmica, e ainda sua contribuição e papel na emissão de dióxido de carbono na atmosfera.

Considerando que as concentrações de carbono variam entre 46 e 52% nas florestas tropicais (HIGUCHI E CARVALHO Jr., 1994), a estimativa do carbono depende basicamente da obtenção da biomassa de uma floresta, esta que pode ser obtida por meio direto ou indireto (HIGUCHI et al., 2004). O meio direto de obtenção de biomassa consiste no corte raso e obtenção da massa de todas as árvores de uma unidade amostral de floresta, contudo este método é destrutivo e, conseqüentemente, altamente dispendioso e prejudicial para o ecossistema, logo não é possível ser realizado em todas as áreas, portanto, os métodos indiretos são os mais utilizados apesar das discussões sobre a efetividade dessas estimativas (HIGUCHI et al., 2004).

Os meios indiretos para obter biomassa são a partir de estimativas que utilizam principalmente dados de volumetria (HIGUCHI et al., 1998), podendo ser estimados a partir de equação alométrica presente na literatura para determinado tipo de floresta ou própria para cada área de floresta, o que implica seguir modelos de regressão, em que a variável dependente é o peso seco das árvores, medidos a partir dos meios diretos, e as variáveis independentes são os parâmetros biométricos, como diâmetro, altura e densidade da madeira (NELSON et al., 1999).

O crescente desmatamento observado na floresta amazônica é um dos componentes responsáveis pelo aumento da emissão de CO<sub>2</sub> para a atmosfera, pois libera quantidades elevadas de carbono a partir da decomposição de biomassa, em contraposição, o desenvolvimento de florestas secundárias é um grande responsável pela retirada de carbono da atmosfera, armazenando-o novamente na vegetação, em forma de biomassa e na matéria orgânica do solo, o que por sua vez contribui para conter a crescente emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera (HOUGHTON; SKOLE; LEFKOWITZ, 1991; NOBRE E NOBRE, 2002).

Em floresta de várzea, a quantidade de biomassa em cada ambiente é ligada à posição topográfica, podendo variar em função da colonização do local, idade e frequência de perturbações (WORBES et al., 1992). Isso porque é altamente influenciada pela ocorrência e distribuição das espécies, fatores afetados diretamente pelo tipo de inundação que atua sobre essa comunidade (JACKSON; COLMER, 2005; WITTMANN et al., 2008). Nesses ambientes, o comportamento da biomassa agindo como sequestro de carbono é influenciada pela maturidade da floresta, em que florestas em estágios mais recentes de regeneração tem bem

maior capacidade de sequestrar carbono do que florestas maduras (SCHÖNGART; WITTMANN; WORBES, 2010).

Conhecer a quantidade de biomassa presente em cada ecossistema, pode representar o potencial de estoque e de emissão de carbono, ajudando na compreensão do ciclo global do carbono e para prever níveis futuros de CO<sub>2</sub> na atmosfera. Tais informações são imprescindíveis para subsidiar ações de políticas públicas para frear ou reverter seu acúmulo progressivo, e aumento da camada de ozônio (HOUGHTON; SKOLE; LEFKOWITZ, 1991; VAN BREUGEL et al., 2011). Essas informações contribuem ainda para entender a suscetibilidade das florestas às mudanças (MYNENI et al., 2001; FOODY; BOYD; CUTLER, 2003).

De acordo com Schöngart et al. (2011) ainda existe grande incerteza sobre a biomassa acima do solo e a capacidade de sequestro de carbono nos diferentes ecossistemas de florestas tropicais. Isso mostra a necessidade de maior acompanhamento das diferenças de estoque de biomassa nas florestas alagadas, para obter informações sobre mortalidade e taxas de recrutamento que influenciam a composição do povoamento e conseqüentemente a biomassa e capacidade de estoque de carbono.

#### **1.1.4 Crescimento em florestas secundárias de terra firme e várzea**

Compreender a dinâmica de uma população florestal e seus mecanismos de crescimento e desenvolvimento é de extrema importância na tomada de decisões sobre as espécies a selecionar em uma exploração madeireira, na identificação das espécies arbóreas para proteção, na estimativa de ciclos de corte e ainda definição de tratamentos silviculturais para determinadas áreas (SILVA et al., 2002). Sendo informações essenciais para planejar mais adequadamente as atividades florestais, tais como produção de madeira ou mesmo aumentar a eficiência em áreas de recuperação de áreas degradadas, é essencial conhecer o crescimento individual das árvores (COSTA; SILVA; CARVALHO, 2008).

Esse crescimento é comumente mensurado através do incremento de um tecido ao longo de um determinado período de tempo. Essas medidas de incremento também podem ajudar a examinar a dinâmica de florestas naturais ou mudanças no uso da terra (CONNER; DAY JR., 1992). A comparação desses resultados com dados climáticos pode fornecer informações sobre o ritmo de crescimento, uma vez que este é induzido por condições favoráveis e/ou desfavoráveis ao crescimento resultantes das condições climáticas (WORBES, 1995).

De acordo com Ferri (1979), as taxas de crescimento em espécies arbóreas tropicais geralmente apresentam comportamento próprios em diferentes condições, assim como podem variar entre a mesma espécie em relação a idade, estação e condições microclimáticas, sendo a disponibilidade de água e umidade um dos principais fatores reguladores de crescimento. Por isso a necessidade de realização de análises de crescimento em diferentes ambientes, como florestas secundárias de terra firme e florestas de várzea.

Em áreas de floresta secundária na Amazônia existe alta variabilidade espacial nas taxas de crescimento, sendo que essa variação pode ser atribuída à ocorrência ou não de queima na área em regeneração, a viabilidade no banco de sementes, fertilidade sub-superficial dos solos e grau de inclinação do terreno (MORAN; BRONDIZIO; MAUSEL, 1994), pois a taxa de remoção de carbono pela acumulação de biomassa é influenciada por fatores como tipo, intensidade e tempo de uso da terra (FEARNSIDE, 1996).

Dependendo do fator responsável pela modificação da cobertura vegetal, as florestas secundárias podem ter diferentes estratégias de crescimento, como por exemplo, em florestas secundárias provenientes da regeneração de áreas de pastagem o dossel é mais baixo, com crescimento mais lento e espessura de copa mais densa (WILLIAMSON et al., 1998) e menor área basal (MESQUITA et al., 2001). Enquanto que em florestas secundárias provenientes da regeneração de áreas de agricultura onde se praticou o corte raso, apresenta um rápido incremento nos primeiros anos, seguido de estabilização nos primeiros dez anos de pousio (WILLIAMSON et al., 2012).

Em áreas de várzea, o incremento mensal em diâmetro é regulado pelo pulso de inundação. Na fase aquática é observada uma dormência de 2 a 3 meses como consequência das condições sem oxigênio da rizosfera, que causa a perda de água do tronco (HORNA, 2002; PIEDADE et al., 2013), o que resulta (dependendo da espécie e redução da atividade cambial) na perda parcial ou total das folhas, cessando o estado de dormência, e após o começo da descida das águas, as folhas novas são produzidas e a atividade cambial é reiniciada (PIEADADE et al., 2013).

De acordo com Piedade et al. (2013), para todas as espécies as maiores taxas de crescimento ocorrem no período seco, porém alguns ecótipos apresentam comportamento diferente da taxa de incremento em diâmetro em relação aos fatores abióticos como a flutuação no nível da água e precipitação. Espécies decíduas e semi-decíduas apresentam correlações inversas entre taxas mensais de incremento e flutuações do nível da água, entretanto não tem

correlação com precipitação, sendo essas espécies menos propensas a sensibilidade à seca. Espécies perenifólias, contudo, além da correlação negativa com o nível da água, o incremento diamétrico também tem correlação com precipitação mensal, sendo espécies mais sensíveis as secas. Para essas espécies ocorre uma segunda troca de folhas no período seco, que causa queda nas taxas de incremento em diâmetro pela segunda vez em cada ciclo anual.

Uma espécie característica de áreas de várzea, a *Pseudobombax munguba* (Mart.) Dugand (Malvaceae), que tem tronco suculento, apesar de decídua, tem correlação entre incremento em diâmetro e precipitação, porém não com o nível da água, este é um exemplo do quanto pode existir variação dentre as espécies em um mesmo ambiente (PIEIDADE et al., 2013). E dependendo das características das espécies e inundações, o crescimento das árvores pode ser aumentado ou diminuído pela inundação (GEE; KING; KEIM, 2014).

## **1.2 Objetivos**

### **1.2.1 Objetivo geral**

O objetivo deste trabalho é fazer uma comparação entre a estrutura, biomassa e dinâmica de crescimento de uma floresta secundária de terra firme e floresta de várzea no distrito de Arapixuna, Santarém, Pará.

### **1.2.2 Objetivos específicos**

Determinar/conhecer a composição florística e estrutura de floresta secundária de terra firme e floresta de várzea;

Quantificar volumetria e estimar biomassa acima do solo dos ambientes estudados;

Avaliar a dinâmica do crescimento, através da taxa de crescimento mensal, comparando entre os sítios estudados.



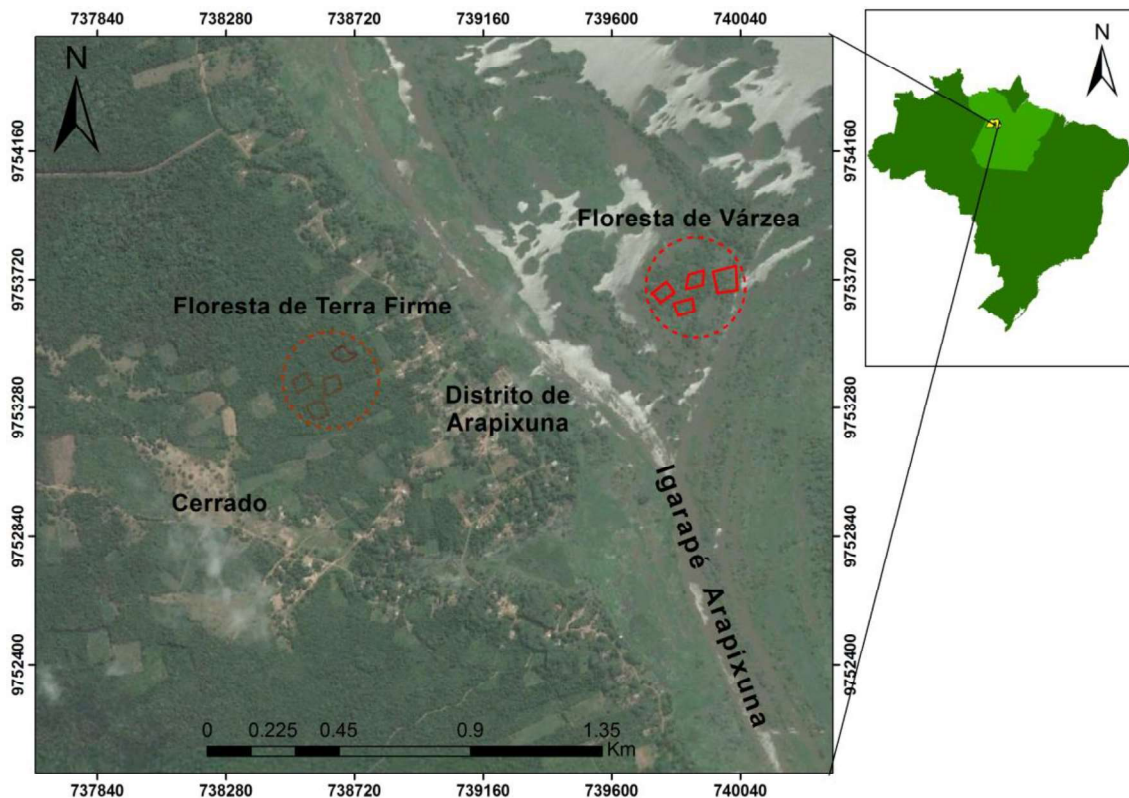
## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

Este estudo está sendo conduzido na comunidade Arapixuna, Santarém, Pará (Lat.  $02^{\circ}13'49''S$ ; Long.  $054^{\circ}50'55''O$ ), uma comunidade que fica a aproximadamente 30 km do porto da cidade de Santarém, com acesso pelo “Igarapé Arapixuna” um pequeno canal que conecta o rio Amazonas ao Rio Tapajós e que traz para este último água branca, com grande carga de material em suspensão. Este canal é a barreira que separa os dois sítios selecionados para esta pesquisa

O primeiro sítio é uma floresta de terra firme com vegetação secundária (TF), localizada em uma faixa de terra com altitude de 27 m, delimitado à Oeste pelo rio Tapajós (distância de aproximadamente 2,7 km das parcelas até o leito do rio) e à Leste pelo igarapé Arapixuna (distância de aproximadamente 0,5 km das parcelas até o leito do canal). Este sítio é distante cerca de 2,6 km do rio Amazonas (à Leste) (Figura 1).

Figura 1: Mapa de localização da área de estudo no distrito de Arapixuna, Santarém, PA. Floresta secundária de terra firme (círculo rosa) à Oeste da comunidade e floresta de várzea (círculo vermelho) à Leste.



Fonte: Daniel Jati, 2018.

O segundo sítio de pesquisa é uma floresta de várzea baixa (VZ), que seguindo a classificação proposta por Junk et al. (2011), é categorizada como área de pulso monomodal previsível de alta amplitude e longa duração. Esse sítio apresenta altitude de 9 m em relação ao nível do mar e tempo de inundação chegando até 9 meses no ano nas áreas de topografias mais baixas. Porém existem variações de topografia nessa área fazendo com que uma das parcelas tenha área mais elevada, portanto permaneça menos tempo sob inundação, podendo chegar a até 6 meses de inundação.

Esse sítio é delimitado por todos os lados por corpos d'água, sendo que à mais ou menos 1 km a Norte das parcelas, existe um lago permanentemente inundado, à Leste e Sul é delimitado por um canal que liga o rio Amazonas ao igarapé Arapixuna (distância de aproximadamente 0,08 km até as parcelas) e à Oeste pelo igarapé do Arapixuna (distância de aproximadamente 0,4 km até as parcelas). Essa área é distante 2,6 km do rio Amazonas (à Leste) (Figura 1).

### **2.1.1 Clima**

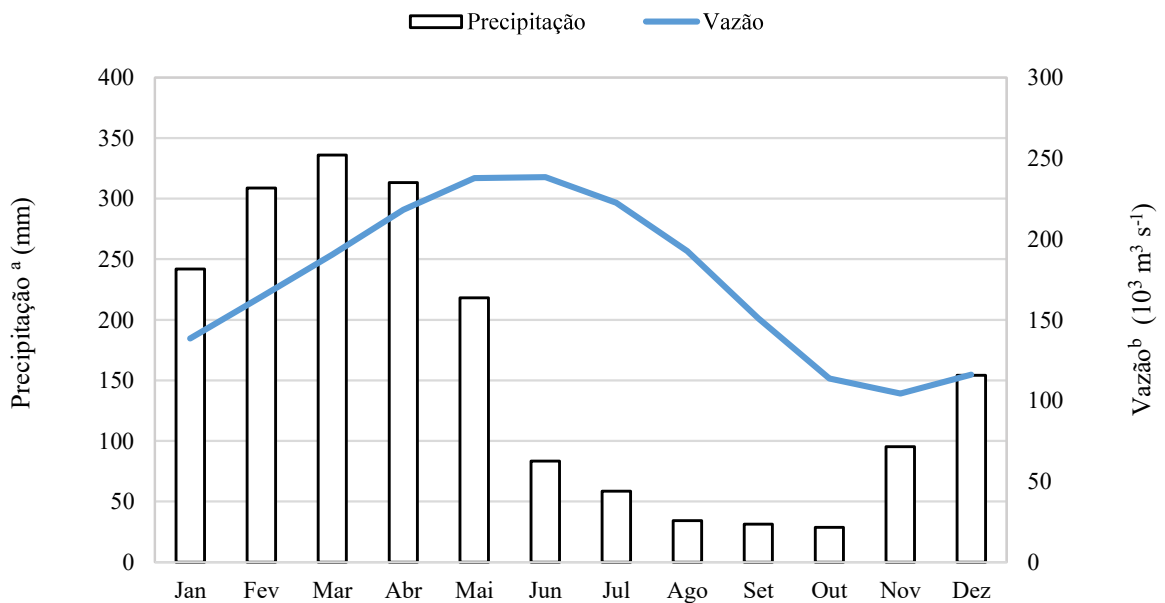
De acordo com a classificação de Köppen, o tipo climático da região é o Am (clima tropical chuvoso) com umidade relativa média de 85%, temperatura média anual de 26°C, compreendendo duas estações climatológicas distintas durante o ano, definidas basicamente pela pluviosidade mensal. A estação seca é representada pelos meses que apresentam precipitação de até 100 mm, enquanto que a estação chuvosa é composta pelos meses com precipitação acima de 100 mm (CHAMBERS et al., 2004; ALVARES et al., 2013). Nas proximidades da área de estudo, a estação seca inicia em junho e termina em novembro e o período chuvoso ocorre nos meses de dezembro a maio (Gráfico 1).

Em florestas alagáveis o regime hidrológico dos rios não é sincronizado com o regime pluviométrico, mesmo dependente da quantidade de chuvas pois existe um tempo necessário para que as águas das cabeceiras distantes drenem para a Amazônia Central (Irion et al., 1997). Com isso, mesmo com o início da época chuvosa, as florestas ainda demoram para alagar (Piedade et al., 2013).

A classificação dessa variação do nível dos rios pode ser obtida com dados de vazão, através da metodologia utilizada por Mitsuya (2014), o qual identifica-se os meses de enchente, cheia, vazante e seca a qual é calculada a diferença entre o máximo e mínimo de vazão mensal durante o ano. Com isso, o período de seca é definido pela vazão mínima mais o valor correspondente até 25% da diferença calculada anteriormente, o qual é representada pelos meses de outubro a dezembro, enquanto que o período de cheia é definido pela amplitude de vazão entre 75% da variação máx-mín até o máximo, representado pelos meses de abril a julho (Gráfico 1).

As condições de precipitação e vazão foram obtidas do município de Óbidos, pois podem refletir melhor as condições observadas na área de estudo, dados disponibilizados pelo site do INMET – Instituto Nacional de Meteorologia e ANA – Agência Nacional das Águas, respectivamente.

Gráfico 1: Precipitação e vazão do rio Amazonas mensal média no município de Óbidos, Pará.



Fonte: <sup>a</sup> INMET, 2018; <sup>b</sup> ANA, 2018

### 2.1.2 Solo

Os solos de áreas de várzea são bastante ricos por conter grande quantidade de sedimentos proveniente dos Andes, carreados no período de cheia pelos rios de água branca (JUNK et al., 2011). Em razão dessa constante influência dos corpos d'água, com regular deposição de sedimentos, os solos geralmente não apresentam desenvolvimento do perfil ou quando presente é bastante limitado, sendo representados pelas ordens dos Neossolos Flúvicos, Gleissolos, Organossolos, Vertissolos, Planossolos e Plintossolos, podendo ser distróficos ou eutróficos (FAJARDO; SOUZA; ALFAIA, 2009; SOLOS, 2013).

Apesar de não existir literatura específica sobre a pedologia do Arapixuna, segundo informações da EMBRAPA [s.d.], o qual diz respeito a um mapa com os solos de várzea na região de Santarém, PA, mais de 86% das áreas de várzea de Santarém já classificadas são Neossolos Flúvicos e cerca de 6% de Gleissolo Háptico.

Análise química do solo da floresta de TF apresentou características de ser um solo ácido (pH médio de 3,64) e extremamente pobre em nutrientes, com baixa concentração de cálcio (Ca: 0,46 cmol dm<sup>-3</sup>), potássio (K: 32,75 mg dm<sup>-3</sup>), enxofre (S<6 mg dm<sup>-3</sup>) e magnésio (Mg: 0,09 cmol dm<sup>-3</sup>) e baixo teor de matéria orgânica (22 g dm<sup>-3</sup>). Em contrapartida, tem-se como de conhecimento geral que os solos de floresta de várzea são bastante ricos em nutrientes pela constante deposição de sedimentos pelos rios (FURCH, 1997).

### 2.1.3 Caracterização das áreas de estudo quanto ao uso do solo

Na área de estudo, devido a agricultura familiar ser bastante presente, principalmente em terra firme, aliado ao sistema de cultivo predominante (corte e queima), grande parte das áreas de floresta já foram convertidas em áreas agrícolas e atualmente são observados diferentes estágios de sucessão nas diferentes propriedades. O fragmento de floresta secundária que as parcelas estão inseridas, de acordo com o proprietário do terreno, tem em torno de 15 anos de pousio e sofreu corte raso para cultivo de culturas perenes, porém foram mantidos alguns indivíduos da espécie *Caryocar brasiliense* Cambess. (Com. pess.).

Devido ao pouco tempo de regeneração, muitas espécies da família Arecaceae, com destaque para o curuá (*Attalea spectabilis* Mart.) são observadas nessas áreas, assim como a

presença de animais como a cutia, tatu e grande diversidade de pássaros (Com. pess.). A caracterização da vegetação arbórea lenhosa está descrita na (Tabela 1).

As áreas de várzea próximas aos leitos dos rios são utilizadas para o cultivo de culturas de ciclo rápido, para possibilitar a colheita antes da cheia anual, as quais pode-se citar a mandioca (*Manihot esculenta* Crantz), milho (*Zea mays* L.), arroz (*Oryza sativa* L.) e jerimum (*Cucurbita* sp. L.). Para a instalação das parcelas foram selecionadas áreas onde os comunitários afirmam não ter sofrido desmatamento por corte raso ou corte seletivo de espécies, e em que a intervenção humana se configura pelo uso da terra para passeio de gado no período da seca e pesca artesanal no período da cheia (Com. pess.).

## **2.2 Coleta de dados**

### **2.2.1 Composição florística**

Para avaliar a composição florística, foi realizado inventário florestal amostral com 8 parcelas de 50 m x 50 m, 4 para área de várzea (VZ) e 4 para floresta secundária de terra firme (TF), totalizando 1 ha para cada tipo florestal. Foram determinadas parcelas quadradas em razão da conformidade da área disponível para a realização do inventário, tendo em vista que a área de amostragem é cercada por terrenos com roçados ou com tempo de pousio insuficiente para a formação de capoeiras. E considerando que um dos objetivos deste trabalho é a possibilidade de comparação dos resultados entre as diferentes áreas, foi utilizado a mesma quantidade e dimensões das parcelas em ambos os ambientes.

A restrição de áreas disponíveis para instalação das parcelas também se deu pela oportunidade futura de comparação desses resultados com a sobreposição de uma imagem de LiDAR (Light Detection And Ranging) que o grupo de pesquisa tem disponível para estimar indiretamente a biomassa vegetal das áreas de estudo.

Essas parcelas foram inicialmente identificadas, delimitadas e então foi realizado o inventário de todas as árvores com diâmetro medido a 1,30 m do solo (DAP), igual ou superior a 10 cm ( $DAP \geq 10$  cm). As árvores foram individualmente identificadas com numeração sequencial com placas de aço e fixadas com pregos de aço inoxidável, para evitar enferrujamento.

Na ficha de campo foram registradas informações sobre nome popular das árvores, reconhecido pelos assistentes de campo (moradores da comunidade), altura total e

circunferência à altura do peito (CAP), depois convertido em DAP, através da fórmula:  $DAP = CAP/\pi$ , assim como qualquer observação pertinente ao indivíduo, como por exemplo, presença de tortuosidade excessiva ou presença de ramificação. Nos casos de árvores bifurcadas abaixo de 1,3 m do solo, foram adicionadas placas com a mesma numeração, apenas diferenciando os fustes e também nas ramificações foram tomadas as medidas de circunferência e altura total.

Para medir a circunferência das árvores foram utilizadas fitas métricas milimetradas, sempre procurando evitar nós e sulcos nos fustes. Para estimar a altura, foram confeccionadas balizas de dois metros e apoiado paralelamente ao tronco de cada árvore inventariada para se ter parâmetro de comparação. Para este estudo foram estimadas apenas altura total, pois as ramificações geralmente iniciavam logo acima de 1.3 m, em ambos os ambientes, portanto, não foi interessante estimar altura comercial.

### **2.2.2 Identificação botânica**

Para se obter a identificação mais precisa até o nível de espécie, foram coletadas amostras de material botânico, como frutos, folhas e flores (Figura 2), de acordo com a fenologia de cada espécie para produção de exsiccatas que posteriormente foram enviadas ao herbário da Universidade Federal do Oeste do Pará (HSTM – Fátima Meckedece) para identificação.

Em ambas as florestas, em alguns casos não foi possível coletar as flores ou quaisquer partes reprodutivas em tempo hábil para a identificação de algumas espécies. Contudo, a coleta botânica das folhas e características morfológicas das árvores possibilitou a classificação a nível de família de quase todas as espécies. As que não foi possível identificar a nível de família, foram separadas pelo nome popular.

As espécies identificadas até nível de espécie foram classificadas ainda de acordo com seu grupo ecológico, de acordo com sua origem, verificando se é exótica ou nativa da Amazônia ou de outras regiões do Brasil, assim como se é identificada como espécie ameaçada pelo Livro vermelho da Flora do Brasil (MARTINELLI; MORAES, 2013).

Figura 2: Exemplos de coleta de material botânico com flores e ou frutos para identificação e preparação das exsicatas. a) *Gustavia augusta* L.; b) *Garcinia brasiliensis* Mart.; c) *Pseudobombax munguba* (Mart.) Dugand; d) *Vitex cymosa* Bertero ex Spreng.



Fotos: Gleice Machado.

### 2.2.3 Fitossociologia e índices ecológicos

Após a identificação de cada espécie e suas respectivas famílias botânicas, foram calculados os valores fitossociológicos das florestas de TF e VZ, em que foram avaliados os parâmetros de estrutura horizontal, as quais podem-se citar, densidade (D), frequência (F) e dominância (Do), em seus valores absolutos (DA, FA e DoA, respectivamente) e relativos (DR, FR e DoR, respectivamente), assim como o índice de valor de importância (IVI), que representa a somatória dos valores de DR, FR e DoR e o índice de valor de cobertura (IVC), o qual é a somatória dos valores relativos de DR e DoR.

Foram calculados ainda os índices de similaridade de Jaccard, diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), assim como o índice de equabilidade, o qual demonstra a distribuição da diversidade, distribuição de espécies de Morisita, razão da variância/média e qui quadrado da

variância/média para avaliar o grau de agrupamento das espécies de ambos os tipos florestais estudados. Para realizar as análises fitossociológicas e calcular os índices ecológicos foi utilizado o software Fitopac, versão 2.1.2 (SHEPHERD, 2010), bastante utilizado em floresta diversos tipos de florestas, inclusive florestas secundárias.

#### 2.2.4 Quantificação da biomassa acima do solo

Para avaliar a biomassa acima do solo presente nos dois ambientes foi utilizada metodologia indireta para estimar esses valores, uma vez que a formulação de equação própria foi impossibilitada pela não autorização para retirada de amostras de árvores para ajuste de modelo. Portanto, foi buscado na literatura equações já utilizada tanto em floresta de várzea, quanto em floresta de terra firme, dentro do ecossistema Amazônico.

A estimativa foi realiza a partir da equação (Equação 1) proposta por Cannell (1984). Tal equação é baseada em dados de 640 tipos de florestas, 23 países diferentes, incluindo floresta tropical. O autor fez uso de dados tanto do fuste das árvores quanto dos galhos e ramificações. Tal equação é bastante utilizada para cálculo de biomassa em florestas tropicais secas e úmidas (BROWN et al., 1995; CHAVE et al., 2005; WITTMANN et al., 2008; CARIM et al., 2018) e para comparação foi utilizada a mesma equação para os dois ambientes.

$$BAS = G \times H \times \rho \times F$$

Equação 1

Em que:

G: área basal ( $m^2 ha^{-1}$ );

H: altura (m);

$\rho$ : densidade ( $g cm^{-3}$ );

F: fator de forma;

Em floresta de várzea utilizou-se o fator de forma 0.6, devido à alta incidência de ramificações nesse ambiente, enquanto para floresta TF, o F foi reduzido para 0.55, pois a porcentagem de ramificações nesse ambiente foi menor. Tendo em vista que F é definido pelo tipo florestal e pela porcentagem de ramificações da população, em que pode variar entre 0.4–



0.5, 0.5–0.6, 0.6–0.7, 0.7–0.8 para 5%, 15%, 25% e 35% de ramificações, respectivamente (CANNELL, 1984).

Para calcular a BAS, primeiramente foi preciso definir a G, a qual foi obtida através da (Equação 2) e a  $\rho$  das espécies foi obtida através de busca na literatura de dados da espécie, e para casos em que não foram encontrados da mesma espécie, foram obtidas médias do mesmo gênero ou família dentro dos ecossistemas correspondentes. Dando preferência para resultados obtidos a partir da mesma classe diamétrica ( $DAP \geq 10$  cm) e dentro da região amazônica. Em casos de indivíduos que não foram classificados nem mesmo pela família botânica, foram utilizados médias dos valores totais obtidos em TF e VZ.

$$G = (DAP^2 \times \pi) / 40000 \quad \text{Equação 2}$$

Em que:

G: área basal ( $m^2 ha^{-1}$ );

DAP: Diâmetro à altura do peito

$\pi$ : ~3,14

### 2.2.5 Avaliação do crescimento

Para avaliar a dinâmica do crescimento das espécies, foram instaladas bandas dendrométricas que são fitas de aço inoxidável de cerca de 13 mm de largura, 0,1 mm de espessura e de comprimento suficiente para circundar o tronco da árvore. Similar a uma cinta, elas são presas de uma extremidade a outra no tronco por molas de mesmo material que possibilitam a abertura da cinta, então à medida que a árvore aumenta em diâmetro a banda se abre e esse grau de abertura é medido mensalmente (Figura 3a e 3b), com o auxílio de um paquímetro digital com precisão de centésimo de milímetro (Neiko, 150 mm) indicando a dimensão do crescimento da árvore, semelhante a metodologia empregada por Silva et al. (2003).

As bandas foram instaladas à altura do peito (1.30 m), a mesma altura das medidas de circunferência (Figura 3c). Como não foi possível instalar bandas em todos os indivíduos inventariados, na área de TF acompanhou-se crescimento de um total de 303 fustes, enquanto

que na área de VZ foram acompanhados 197 fustes, em que foram instaladas bandas em todos os fustes dos indivíduos selecionados que apresentassem bifurcações abaixo de 1,30 m, sendo contemplados todas as classes diamétricas, proporcional a quantidade de fustes nas classes diamétricas.

Os indivíduos para os quais foi acompanhada a taxa de crescimento na VZ estavam presentes, em sua maioria, nas áreas mais elevadas, com inundação durando de fevereiro a julho chegando a altura máxima de 1,5 m a altura do nível da água para essas espécies, representando mais de 50% dos indivíduos inventariados. Foram retirados os dados de incremento dos três primeiros meses pois esse período é considerado para ajuste da banda no tronco.

Figura 3: Modelo das bandas dendrométricas (à esquerda), com destaque (setas) para as molas que fazem a fixação das bandas (a) e os furos onde são realizadas as medidas com o paquímetro digital (b); à direita, representa a altura onde estão instaladas as bandas dendrométricas (c).



Fotos: Gleice Machado

A partir desses dados foram calculados a taxa de crescimento absoluto (TCA), definido pela equação (3) e taxa de crescimento relativo (TCR), definido pela equação (4).

$$TCA = (Inc_f - Inc_1) / (t_f - t_1)$$

Equação 3

$$\text{TCR} = [\text{Ln} (\text{Inc}_n) - \text{Ln} (\text{Inc}_{n-1})] / (t_n - t_{n-1}) \quad \text{Equação 4}$$

Em que

Ln: Logaritmo natural

Inc<sub>1</sub>: Incremento correspondente a primeira medida

Inc<sub>f</sub>: Incremento correspondente a medida final

Inc<sub>n</sub>: Incremento correspondente a medida no mês n

Inc<sub>n-1</sub>: Incremento correspondente a medida do mês anterior ao n

t<sub>1</sub>: Data correspondente a primeira medida

t<sub>f</sub>: Data correspondente a medida final

t<sub>n</sub>: Data correspondente a medida no mês n

t<sub>n-1</sub>: Data correspondente a medida do mês anterior ao n

### 2.3 Análise de dados

Todos os dados foram compilados em planilhas do Microsoft Excel (versão 2010). Nesta plataforma está mantido um banco de dados da composição florística, do incremento das bandas dendrométricas das árvores da floresta de TF e VZ. Para fazer a comparação das análises quantitativas de BAS e TCA entre os ambientes (TF e VZ) foi aplicado análise de variância (ANOVA) e teste t a 5% de significância.

Para verificar a relação entre as variáveis climáticas e a resposta mensal de crescimento das espécies foi aplicado ainda análise de regressão linear simples e polinomial quadrática, para determinar qual modelo apresenta melhor resposta, através do coeficiente de determinação ( $R^2$ ) das análises. Assim como calculados o coeficiente de correlação de Pearson (r), com nível de significância a 5%. As análises estatísticas foram calculadas utilizando o software BioEstat 5.0.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Composição florística e distribuição diamétrica

Considerando a área total inventariada, foram observados 713 indivíduos, distribuídos em 31 famílias e 64 espécies, categorizados por nomes científicos e, nos casos em que não foi possível identificar a espécie ou gênero, foram categorizados por nomes populares (Tabela 1). Apesar da diferença de maturidade das florestas estudadas, a floresta secundária de terra firme (TF) apresentou maior densidade absoluta (DA) e quase o dobro de riqueza de espécies em comparação com a floresta de várzea (VZ). Na TF foram observados 379 indivíduos  $\text{ha}^{-1}$  dispostas em 43 espécies e 22 famílias, enquanto que na VZ, foram observados 334 indivíduos  $\text{ha}^{-1}$ , classificadas em 22 espécies e 17 famílias (Tabela 1 e Tabela 4).

A densidade absoluta da TF deste estudo foi inferior ao observado em floresta secundária intermediária, localizada no sudoeste do Pará, o qual apresentou 442 indivíduos  $\text{ha}^{-1}$  (DUARTE et al., 2018). Assim como também foi inferior ao observado em floresta secundária de 10 anos, localizado na Floresta Nacional do Tapajós (419 indivíduos  $\text{ha}^{-1}$ ) (GUALBERTO et al., 2014).

Essa redução na quantidade de indivíduos por hectare da TF pode ser em decorrência do isolamento geográfico gerado, em escala mais ampla pela barreira à Oeste pelo rio Tapajós e à Leste pelo rio Amazonas, e em menor escala é isolado por áreas de cerrado e áreas de cultivo (Figura 1), uma vez que barreiras geográficas causadas pelas distâncias de matrizes de dispersão afeta grandemente a composição de espécies de florestas tropicais (VORMISTO et al., 2004; NORMAND et al., 2006).

Outro fator que pode ter afetado o é o tipo de solo, uma vez que as idades dos povoamentos e o tipo de intervenção que essas áreas sofreram são basicamente as mesmas e estes são os principais fatores que influenciam a composição e estrutura de florestas secundárias, além disso, a intensidade do uso do solo também pode ter influenciado, considerando que este reduz a qualidade do solo e a capacidade de regeneração da área (CHAZDON, 2012).

Tabela 1: Composição florística das espécies arbóreas com DAP  $\geq 10$  cm de fragmentos florestais do Distrito de Arapixuna. Abundância total nos ambientes de TF= floresta secundária de terra firme e VZ= floresta de várzea. GE: grupo ecológico (PI: pioneiras; NP: não-pioneiras; NC: não-classificada); Origem (NA: Nativa da Amazônia; NB: Nativa de outras partes do Brasil; NC: não-classificada) e ER: espécies em risco pela Lista vermelha da flora do Brasil (DD: sem dados suficientes para classificação; VU: Vulnerável).

Família	Espécie	TF	VZ	GE	Origem	ER'	Referência <sup>2</sup>
Annonaceae	Envira*	3	-	NC	NC	DD	-
Apocynaceae	<i>Aspidosperma</i> sp. 1 Mart. & Zucc.	1	-	NC	NC	DD	-
	<i>Aspidosperma</i> sp. 2 Mart. & Zucc.	4	-	NC	NC	DD	-
	<i>Couma</i> sp. Aubl.	21	-	NC	NC	DD	-
	<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll. Arg.) Woodson	15	-	NP	NA	DD	Lorenzi, 2009
Bignoniaceae	<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	59	-	PI	NB	DD	Lorenzi, 2009; flora.ipe.org.br;
	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore	-	7	PI	NB	DD	Oliveira e Gualtiere, 2012; reflora.jbrj.gov.br;
Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	2	-	PI	NB	DD	Carvalho, 2007
	<i>Cordia</i> sp. L.	-	3	NC	NC	DD	-
Bursaceae	Molongó*	14	-	NC	NC	DD	-
	<i>Protium</i> sp.1 Burm. f.	1	-	NC	NC	DD	-
	<i>Protium</i> sp.2 Burm. f.	1	-	NC	NC	DD	-
	<i>Protium</i> sp.3 Burm. f.	-	2	NC	NC	DD	-
Capparaceae	<i>Crateva benthamii</i> Eichler	-	5	NC	NA	DD	reflora.jbrj.gov.br
Caryocaceae	<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	6	-	PI	NB	DD	Lorenzi, 2009; reflora.jbrj.gov.br
Chrysobalanaceae	<i>Couepia</i> sp. Aubl.	-	8	NC	NC	DD	-
Clusiaceae	<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	-	4	NP	NA	DD	Lorenzi, 2009; Santa-Cecília et al., 2013
Combretaceae	<i>Buchenavia</i> sp. Eichler	-	13	NC	NC	DD	-
Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i> L.	1	-	PI	NB	DD	Ferreira et al., 2013; reflora.jbrj.gov.br
Erythroxylaceae	Supetu*	-	6	NC	NC	DD	-
Euphorbiaceae	Ciganeira*	-	1	NC	NC	DD	-
	<i>Mabea nitida</i> Spruce ex Benth.	26	-	PI	NA	DD	reflora.jbrj.gov.br
	<i>Mabea</i> sp. Aubl.	1	-	NC	NC	DD	-
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	1	-	NP	NB	DD	Lorenzi, 2009; reflora.jbrj.gov.br
	<i>Maprounea</i> sp. Aubl.	2	-	NC	NC	DD	-
Fabaceae	Murucirana*	-	2	NC	NC	DD	-
	<i>Cassia leiandra</i> Benth.	-	101	PI	NA	DD	Lorenzi, 2009
	<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	5	-	NP	NB	DD	Gualberto et al., 2014; reflora.jbrj.gov.br
	<i>Exostyles</i> sp. Schott	1	-	NC	NC	DD	-

	<i>Inga</i> sp. Mill.	43	-	NC	NC	DD	-
	<i>Lonchocarpus spruceanus</i> Benth.	2	-	NC	NB	DD	reflora.jbrj.gov.br
	Murucirana*	1	-	NC	NC	DD	-
	<i>Ormosia</i> sp. Jacks.	1	-	NC	NC	DD	-
	Pau preto*	3	-	NC	NC	DD	-
	<i>Schizolobium amazonicum</i> Huber ex Ducke	2	49	PI	NA	DD	Santos Rosa, 2006
Hypericaceae	<i>Vismia macrophylla</i> Kunth	30	-	PI	NB	DD	reflora.jbrj.gov.br
Lamiaceae	<i>Vitex cymosa</i> Bertero ex Spreng.	-	28	NP	NB	DD	Fehlauer, 2012; reflora.jbrj.gov.br;
Lauraceae	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	7	-	NP	NA	VU	Lorenzi, 2009; reflora.jbrj.gov.br
Lecythidaceae	<i>Gustavia augusta</i> L.	-	40	NP	NA	DD	Lorenzi, 2009; reflora.jbrj.gov.br
	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A. Mori	2	-	NP	NB	DD	-
Malpighiaceae	<i>Byrsonima</i> sp. 1 Rich. Ex Kunth	4	-	NC	NC	DD	-
	<i>Byrsonima</i> sp. 2 Rich. Ex Kunth	9	-	NC	NC	DD	-
Malvaceae	<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart.) Dugand	-	2	PI	NA	DD	Lorenzi, 2009
	Uruá*	-	1	NC	NC	DD	-
Melastomataceae	<i>Bellucia</i> sp. Neck. Ex Raf.	3	-	NC	NC	DD	-
Meliaceae	Piririqueira*	21	-	NC	NC	DD	-
Moraceae	<i>Castilla</i> sp. 1 Cerv.	1	-	NC	NC	DD	-
	<i>Castilla</i> sp. 2 Cerv.	1	-	NC	NC	DD	-
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp. L.	-	26	NC	NC	DD	-
	<i>Myrcia</i> sp. DC.	3	-	NC	NC	DD	-
Ochnaceae	<i>Ouratea</i> sp. Aubl.	-	3	NC	NC	DD	-
Polygonaceae	<i>Triplaris brasiliana</i> Cham.	-	4	NP	NB	DD	Borghetti et al., 2004; Lorenzi, 2009
Rubiaceae	<i>Duroia sprucei</i> Rusby	2	-	NP	NB	DD	Gualberto et al., 2014; reflora.jbrj.gov.br
Salicaceae	<i>Banara</i> sp. Aubl.	-	5	NC	NC	DD	-
	<i>Casearea</i> sp. Jacq.	15	-	NC	NC	DD	-
	Meracurua*	-	18	NC	NC	DD	-
Sapotaceae	<i>Pouteria procera</i> (Mart.) k. Hammer	1	-	NP	NB	DD	Lorenzi, 2009; reflora.jbrj.gov.br
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	9	-	NP	NB	DD	Lorenzi, 2009; reflora.jbrj.gov.br
Urticaceae	<i>Cecropia</i> sp. Loefl.	23	-	NC	NC	DD	-
NI	Caruara*	9	-	NC	NC	DD	-
	Jará*	-	1	NC	NC	DD	-
	Mungazeira*	2	-	NC	NC	DD	-
	Murrão*	1	-	NC	NC	DD	-
	Piririmeira*	2	-	NC	NC	DD	-
	Desconhecida*	18	5	NC	NC	DD	-
<b>Total</b>		<b>379</b>	<b>334</b>	-	-	-	-

NI: Não identificado; \* árvores identificadas apenas pelo nome popular; 1 informações retiradas do Livro vermelho da flora do Brasil (MARTINELLI; MORAES, 2013). 2. Referências referentes à GE e Origem.

O solo da floresta de TF apresentou limitação nutricional, com baixo teor de matéria orgânica, baixa capacidade de troca catiônica e alta acidez. Outro indicador dessa limitação nutricional dos solos é a presença de áreas de savana a oeste (menos de 0,5 km de distância) da área de estudo (Figura 1). Na Amazônia, manchas de cerrado são encontradas sobrepostas às regiões de solo muito arenoso e pobre em nutrientes, características desse bioma (LIMA et al., 2010; LLOYD et al., 2015)

A floresta VZ deste estudo também apresentou resultados inferiores de DA, quando comparado com outras áreas de floresta de várzea, como por exemplo, na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, localizada no Amazonas, uma floresta de várzea em estágio avançado de sucessão ecológica e livre de pressão antrópica apresentou densidade de 434 indivíduos ha<sup>-1</sup> em várzea baixa e 469 indivíduos ha<sup>-1</sup>, considerando árvores de DAP $\geq$ 10 cm em várzea alta (WITTMANN; ANHUF; JUNK, 2002), resultados não tão discrepantes se considerado o grau de utilização e antropização da várzea em Arapixuna. Em Mamirauá, Wittmann, Anhuf e Junk (2002) contabilizaram 91 espécies de 31 famílias para várzea baixa e 172 espécies em 36 famílias para várzea alta, diferença ainda mais marcante, pois a quantidade de espécies é até 4 vezes maior, do que a observada no Arapixuna, neste estudo.

No total, 8 famílias foram observadas nos dois sítios de estudo em Arapixuna. A família com maior riqueza e abundância foi Fabaceae, com 9 espécies e 208 indivíduos, sendo a única família que apresentou espécie observada nos dois ambientes, o *Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke (Tabela 1). A importância da família Fabaceae vem sendo citada em outros inventários florestais em várzea (GAMA; BOTELHO; BENTES-GAMA, 2002; ALMEIDA; AMARAL; SILVA, 2004; ASSIS; WITTMANN, 2011; ASSIS et al., 2017) assim como em áreas de floresta secundária de terra firme (LISBOA, 1989; GUALBERTO et al., 2014; DUARTE et al., 2018), sendo destacada entre as principais famílias dos povoamentos, corroborando à literatura a qual afirma que essa família apresenta supremacia dentro dos ecossistemas neotropicais (ASSIS et al., 2017), especialmente ecossistemas amazônicos (DUARTE et al., 2018).

Nesse estudo, cerca de 69% das espécies foram exclusivas de TF, enquanto que 34% foram exclusivas da floresta de VZ e apenas 2% comuns em ambos os ambientes. Estes percentuais são semelhantes aos observados por Gama et al. (2005), que compararam florestas de terra firme com florestas de várzea e também observaram que grande parte das espécies eram

exclusivas de terra firme, porém, diferentemente do observado nesse estudo, os autores observaram maior porcentagem de indivíduos comuns às duas áreas do que espécies exclusivamente de floresta de várzea.

Esperava-se um maior compartilhamento de espécies entre os sítios de estudo, uma vez que as áreas são relativamente próximas e a maior riqueza de florestas de várzea comparada a outros ambientes alagados, como igapó e pantanal, é dada pela coexistência de espécies que ocorrem em terra firme adaptadas a inundação (WITTMANN; SCHÖNGART; JUNK, 2010). A baixa similaridade entre os sítios de estudo (Jaccard = 0,02), demonstra que talvez exista atuação do igarapé e da comunidade como barreira física limitando a dispersão e colonização de diferentes espécies nos sítios, reduzindo o compartilhamento de espécies nas duas áreas.

Outro fator que pode ter influenciado nesse resultado é o nível de inundação a qual a floresta é submetida, pois 3 das 4 parcelas avaliadas apresentam características que as definem como várzea baixa, ou seja, o nível de água durante os períodos mais cheios alcançam mais de 3 metros e o tempo de inundação dura mais que 50 dias ano<sup>-1</sup>, características que definem a classificação entre várzea alta e várzea baixa, de acordo com Wittmann, Anhuf e Junk (2002). E segundo Wittmann, Schöngart e Junk (2010), diferentemente de várzea alta, as quais apresentam alta similaridade florística com florestas de terra firme adjacentes (25% - 32%), as florestas de várzea baixa apresentam baixa similaridade entre esses ambientes (<10%).

As florestas de várzea baixa podem apresentar baixa similaridade inclusive entre áreas de várzea alta, pois o nível do estresse e a necessidade de capacidade de adaptação é maior nessas áreas (WITTMANN; ANHUF; JUNK, 2002). Por tal motivo as florestas de várzea baixa apresentam alta ocorrência de espécies endêmicas, resultado da histórica estabilidade do pulso de inundação da bacia amazônica (WITTMANN; SCHÖNGART; JUNK, 2010; PIEDADE et al., 2013).

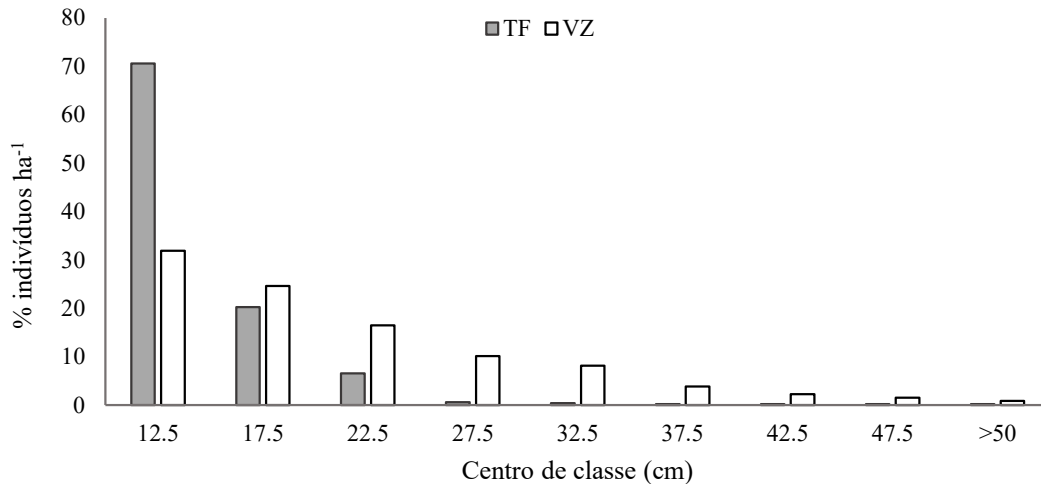
Considerando a área como floresta de várzea baixa, o resultado da riqueza para a floresta de VZ foi considerado baixo (22 espécies ha<sup>-1</sup>), pois para esse ambiente a riqueza média é de, aproximadamente, 50 espécies ha<sup>-1</sup> (WITTMANN; SCHÖNGART; JUNK, 2010).

Ambos os ambientes apresentaram maior quantidade de indivíduos nas menores classes de diâmetro. Na TF quase 80% dos indivíduos tem DAP menor que 20 cm, resultado do curto tempo de sucessão. Já na VZ aproximadamente 71% dos indivíduos tem DAP menor que 25 cm (Gráfico 2). Isso resulta em distribuição diamétrica próximo ao “J invertido”, o que é um comportamento esperado no crescimento de florestas tropicais (HIGUCHI et al., 2013). De



acordo com Brito et al. (2008) esse comportamento demonstra balanço positivo entre recrutamento e mortalidade, o que caracteriza o ambiente como auto regenerante, indicando ainda um equilíbrio nas classes de diâmetro.

Gráfico 2: Distribuição diamétrica dos indivíduos nas florestas secundária de terra firme (TF) e floresta de várzea (VZ) do Distrito de Arapixuna.



Contudo, a floresta de VZ apresenta porte de árvores muito abaixo do observado na literatura para outras florestas de várzea consideradas maduras. Tanto na visão horizontal, em que Lau e Jardim (2013), observaram pouco mais de 10% da população presente nas classes maiores de 50 cm de diâmetro, enquanto que nesse estudo esse valor não ultrapassa 1% (Gráfico 2). Quanto na visão vertical, pois VZ apresentou altura média de 8 m, com altura máxima observada de 15 m. De acordo com Wittmann, Schöngart e Junk (2010), altura de dossel estabelecido entre 8 a 12 m são observados em florestas em estágio pioneiro na sucessão, enquanto que altura de dossel estabelecido entre 15 a 20 m representam florestas em estágios iniciais secundários.

### 3.2 Análise da estrutura das comunidades florestais

Na floresta de TF, a família com maior riqueza foi Fabaceae, com 8 espécies e 58 indivíduos, seguida de Apocynaceae com 4 espécies e 41 indivíduos e Euphorbiaceae com 4 espécies e 30 indivíduos (Tabela 1 e 2). As espécies que apresentaram maior densidade foram

*Handroanthus albus* (Cham.), *Inga* sp. Mill., *Vismia macrophylla* Kunth e *Mabea nitida* Spruce ex Benth., representando quase 42% dos indivíduos observados. Nesse sítio de pesquisa, quase 49% das espécies foram frequentes em uma única parcela, enquanto apenas 19% das espécies foram frequentes em todas as parcelas (Tabela 22).

Tabela 2: Área basal - G (m<sup>2</sup>), volume - V (m<sup>3</sup>), estrutura horizontal (DR - Densidade Relativa; FrR: Frequência Relativa; DoR: Dominância Relativa), e índice de valor de cobertura (IVC) e índice de valor de importância total (IVI) das 10 espécies mais importantes da floresta secundária de terra firme (TF) do Distrito de Arapixuna.

Espécie	G	Vol	DR	FrR	DoR	IVC	IVI
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	1,54	14,32	15,57	4,6	17,44	33	37,6
<i>Inga</i> sp. Mill.	0,78	7,83	11,35	4,6	8,83	20,2	24,8
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	1,40	22,92	1,58	2,3	15,87	17,5	19,8
<i>Vismia macrophylla</i> Kunth	0,48	4,46	7,92	4,6	5,46	13,4	18,0
Piririqueira*	0,64	7,19	5,54	4,6	7,23	12,8	17,4
<i>Mabea nitida</i> Spruce ex Benth.	0,29	2,08	6,86	4,6	3,25	10,1	14,7
<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll.Arg.) Woodson	0,42	4,04	3,96	4,6	4,81	8,8	13,4
<i>Cecropia</i> sp. Loefl.	0,36	3,15	6,07	1,15	4,07	10,1	11,3
<i>Couma</i> sp. Aubl.	0,27	2,27	5,54	2,3	3,11	8,7	10,9
Outras sp. (Σ)	2,62	26,04	35,58	66,7	29,92	65,6	132,2
Total	8,80	94,30	100,0	100,0	100,0	200,0	300,0

\*Não identificado pelo nome científico, utilizando-se apenas o nome popular.

Vários inventários realizados em formações de terra firme na Amazônia, mostram a presença de espécies do gênero *Inga* sp. Mill e *Vismia* sp. Vand. (LISBOA, 1989; FRANCEZ; CARVALHO; JARDIM, 2007; DUARTE et al., 2018). O gênero *Vismia* juntamente com *Cecropia* sp. Loefl. são ainda mais importantes em formações de floresta secundária (DUARTE et al., 2018). Especificamente o gênero *Vismia* é favorecido em áreas de floresta secundária, devido à ação do fogo aplicado geralmente no momento da abertura da área de cultivo, pois espécies desse gênero são capazes de rebrotar a partir de gemas do sistema radicular protegidas abaixo do solo (MASSOCA et al., 2012).

Apesar do maior número de indivíduos para *Inga* sp., *Vismia macrophylla* Kunth e *Mabea nitida* Spruce ex Benth. as espécies que se destacaram em relação dominância foram *Handroanthus albus* (Cham.) Mattos e *Caryocar brasiliense* Cambess., que apresentaram valores acima de 1,40 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> de área basal (G), representando mais de 33% de dominância na área (Tabela 2). O alto valor de área basal da espécie *C. brasiliense* se deu pelo alto porte das árvores presentes nas parcelas, pois foi a única espécie poupada do corte raso quando a área fora aberta para plantio, demonstrando a importância da espécie para a comunidade.

Com isso, *Caryocar brasiliense*, juntamente com *Handroanthus albus*, *Inga* sp. e *Vismia macrophylla* apresentaram os maiores índices de valor de cobertura, sendo 42% do total das espécies e maior índice de valor de importância (IVI), representando 33% do total observado (Tabela 2).

Na floresta VZ as famílias com maior riqueza foram Euphorbiaceae, Fabaceae, Malvaceae e Salicaceae, com duas espécies cada. De acordo com Wittmann, Schöngart e Junk (2010), a importância da família depende da localização da floresta ao longo do gradiente de inundação, do estágio sucessional e da localização geográfica dos inventários. Segundo estes mesmos autores as espécies mais importantes especificamente para florestas de várzea baixa são Fabaceae, Malvaceae, Salicaceae, Urticaceae e Brassicaceae.

Apesar da baixa quantidade de espécies, a família Fabaceae se torna bastante significativa, se considerado a densidade relativa das espécies. *Cassia leiandra* Benth. sozinha representa 30% do total da população inventariada e, junto de *Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke, representam 45% da população de árvores observadas na várzea (Tabela 3). Do total de árvores observadas, 48% das espécies foram frequentes em uma única parcela, enquanto que 26% foram frequentes em todas (Tabela 3).

Esse número restrito de espécies altamente dominante na floresta de várzea pode ser explicado pela característica da bacia amazônica, que apesar da heterogeneidade em pequena escala, representada pela frequência alta nesse estudo, existe alta conectividade dos corredores ribeirinhos, o que leva a nichos ecológicos semelhantes através das florestas de várzea e, isso gera, conseqüentemente, a um menor número de espécies altamente dominantes (WITTMANN et al., 2006).

As espécies *Cassia leiandra* Benth., *Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke, *Vitex cymosa* Bertero ex Spreng e *Gustavia augusta* L apresentaram maiores índices de valor de importância (IVI), representando pouco mais de 53% do total observado (Tabela 3). De acordo com Wittmann et al., (2006), dentre as espécies mais importantes para florestas de várzea baixa pode-se citar *Pseudobombax munguba* (Mart.) Dugand, *Crateva benthamii* Eichler, *Vitex cymosa* Bertero ex Spreng, e *Gustavia augusta* L. que também foram classificados como de alta importância neste estudo, confirmando a caracterização da área como floresta de várzea baixa.

Tabela 3: Área basal – G (m<sup>2</sup>), volume – V (m<sup>3</sup>), estrutura horizontal (DR - Densidade Relativa; FrR: Frequência Relativa; DoR: Dominância Relativa), e índice de valor de cobertura (IVC) e índice de valor de importância total (IVI) das 10 espécies mais importantes da floresta de várzea do Distrito de Arapixuna.

Espécie	G	Vol	DR	FrR	DoR	IVC	IVI
<i>Cassia leiandra</i> Benth.	4,94	42,54	30,24	7,84	23,32	53,56	61,40
<i>Schizolobium amazonicum</i> Huber ex Ducke	3,22	39,71	14,67	7,84	15,18	29,85	37,70
<i>Vitex cymosa</i> Bertero ex Spreng.	3,73	43,36	8,38	7,84	17,61	25,99	33,84
<i>Gustavia augusta</i> L.	1,65	13,05	11,98	7,84	7,79	19,76	27,61
<i>Eugenia</i> sp. L.	1,71	19,37	7,78	5,88	8,06	15,84	21,73
Meracurua*	0,74	8,80	5,39	5,88	3,50	8,89	14,78
<i>Buchenavia</i> sp. Eichler	0,42	3,45	3,89	7,84	2,00	5,89	13,73
<i>Crateva benthamii</i> Eichler	0,39	4,38	1,50	7,84	1,84	3,34	11,19
<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart.) Dugand	1,60	21,37	0,60	1,96	7,53	8,13	10,09
Supetu*	0,16	0,98	1,80	5,88	0,74	2,53	8,41
Outras sp. (Σ)	2,64	27,63	13,80	33,32	12,44	26,18	59,52
Total	21,20	224,64	100,0	100,0	100,0	200,0	300,0

\*Não identificado pelo nome científico, utilizando-se apenas o nome popular.

### 3.3 Indicadores ecológicos

O índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) demonstrou que apesar do menor tempo de sucessão, a floresta de TF obteve maior diversidade em comparação a floresta VZ, resultado da menor quantidade de espécies observadas neste ambiente (Tabela 4). O teste de equabilidade mostra que TF também possui uma melhor distribuição dessa diversidade, do que a VZ (Tabela 4).

Esse resultado ocorre provavelmente porque, embora as florestas de várzea estejam sob solos muito férteis, são as florestas de terra firme que apresentam naturalmente riqueza muito maior (GAMA et al., 2005), consequência do processo de seletividade que ocorre em floresta de várzea, onde a saturação hídrica do solo é o principal fator atuante sobre a seleção natural nessas áreas (IVANAUSKAS; RODRIGUES; NAVE, 1997). Processo que também gera redução na diversidade, na altura do dossel, na amplitude diamétrica e estoque de fitomassa (MONTAGNINI; MUÑIZ-MIRET, 1999).

O índice de Morisita demonstra que a floresta de VZ apresenta padrão de distribuição agregada e a floresta de TF apresenta uma tendência ao agrupamento (Tabela 4). E o índice de

Simpson demonstra que ambos os sítios de pesquisa apresentaram dominância de espécies (Tabela 4).

Tabela 4: Resumo geral das características quantitativas e parâmetros ecológicos da floresta de terra firme (TF) e várzea (VZ) no Distrito de Arapixuna.

<b>Parâmetros</b>	<b>TF</b>	<b>VZ</b>
N. indivíduos	379	334
N. espécies	43	22
N. famílias	22	17
G (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	8,81	21,19
V (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	94,29	224,67
% ind. Ramificados	17,4	25,4
Índice de Morisita	1,007	1,039
Índice de Shannon-Wiener (H')	3,071	2,354
Equabilidade de Pielou (J)	0,812	0,751
Índice de Simpson (S')	0,065	0,145

O índice de diversidade para VZ foi considerado baixo, uma vez que fazendo uma comparação com os resultados obtidos por Meyer e Junk e Linck (2010), os quais alcançaram esse mesmo nível de diversidade em áreas de apenas 0,06 ha. Esses autores observaram que em três áreas de várzea de 0,06 ha cada, diferenciados pelo tempo sob inundação, o índice de diversidade variou de 2,01 a 2,35, em que o maior tempo de inundação resultou no menor H', e quando avaliadas em conjunto, a diversidade aumenta (H'=2,93).

O baixo índice de diversidade, assim como a distribuição agregada dessas espécies no campo e o alto grau de dominância de determinadas espécies observadas na floresta de VZ (Tabela 4), podem ser explicadas pelo pulso de inundação, relacionado a altura e duração das inundações a que os ambientes são submetidos, pois existe alta correlação entre esses parâmetros (TER STEEGE et al., 2006; WITTMANN; SCHÖNGART; JUNK, 2010), os quais apresentam comportamento e características específicas para florestas de várzea alta e baixa. As florestas de várzea baixa (classificação aceita para a floresta estudada em Arapixuna), são altamente similares entre si, podendo apresentar similaridade de 80% em escalas menores de 1000 km de distância, porém podendo exceder até 40% mesmo em escalas maiores que 1000 km (WITTMANN et al., 2006).

A diversidade observada na TF foi abaixo do que a observada em outras florestas secundárias, como por exemplo a floresta secundária, localizada na Floresta Nacional do

Tapajós com 10 anos de idade, apresentou  $H' = 3,36$  para indivíduos com  $DAP \geq 10$  cm (GUALBERTO et al., 2014). Outro exemplo ocorreu no sudoeste paraense, onde a floresta secundária apresentou  $H'=3,24$ , para a mesma classe de diâmetro. Essa mesma floresta, contudo, apresentou maior dominância ( $S'=0,91$ ) e menor índice de equabilidade ( $J'=0,69$ ) (DUARTE et al., 2018).

Lima et al. (2007), também observaram dominância na área de floresta secundária de 10 anos localizada em Manaus-AM, definidas a partir de grande importância de poucas espécies em relação a composição total de espécies dessa floresta.

A baixa diversidade observada na floresta de TF, possivelmente ocorre em função da distância em relação às florestas maduras, uma vez que a área de estudo é cercada por outras áreas de floresta secundária em diferentes estágios de sucessão, áreas em uso para agricultura familiar e áreas de campos naturais (Figura 1), ou seja, distante de áreas que poderiam servir de banco de sementes, uma vez que o banco original da área provavelmente foi prejudicado pelo recorrente uso do fogo.

Tendo em vista que, quando o recrutamento de sementes é limitado pela baixa capacidade de dispersão de sementes em determinada área, a diversidade e densidade de espécies que vão compor uma determinada floresta é reduzida (PUERTA, 2002). E a capacidade de dispersão de sementes é diretamente ligada à presença de floresta nos arredores, à fenologia das plantas e à presença de dispersores que possam transitar entre essas áreas (MASSOCA et al., 2012). Fato que, por conseguinte favorece a colonização de espécies de dispersão por ornitocoria (pássaros) e anemocórica (vento), o que explicaria a grande presença de *Handroanthus albus*.

De acordo com Mesquita et al. (2001), a forma de uso anterior do solo é o fator que determina as espécies mais capazes de colonizar tais ambientes no processo de regeneração, tornando-as dominantes nessas comunidades. Massoca et al. (2012), afirmam ainda que tal fato afeta a diversidade e riqueza de espécies da comunidade, assim como a dinâmica da vegetação ao longo do processo de sucessão. Partindo dessa premissa, pode-se inferir que as condições ecológicas e eficiência no processo sucessional dos ambientes estão condicionadas às espécies pioneiras que colonizaram as áreas de floresta secundária.

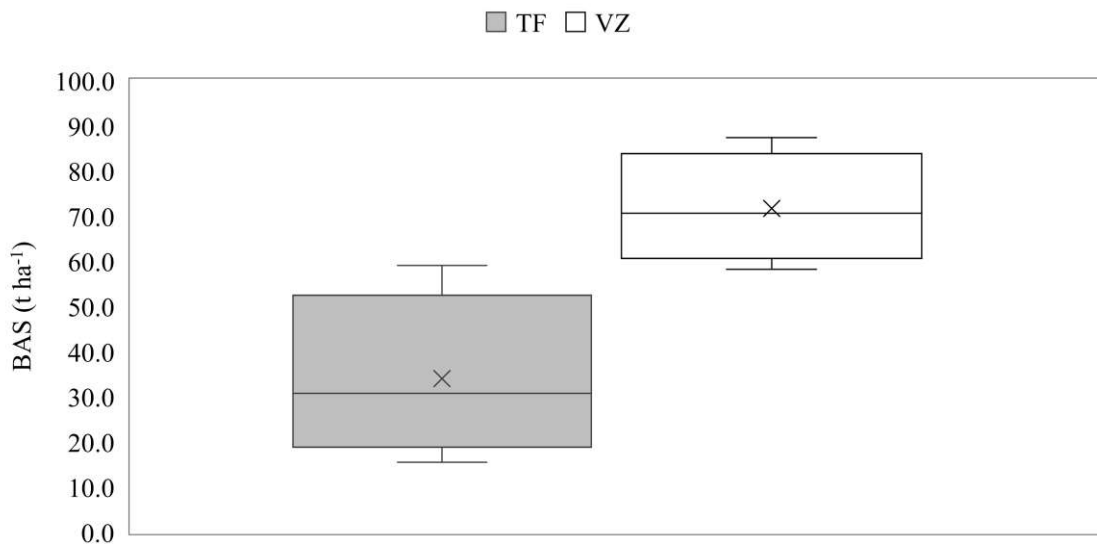
A conformação ecológica atual das florestas estudadas em Arapixuna parece ter sido influenciada por um conjunto de vários fatores e processos naturais e antrópicos, podendo-se citar as formas de uso do solo que influenciaram o processo regenerativo das espécies, as

barreiras geográficas enfrentadas para a colonização de diferentes espécies e a capacidade de dispersão das sementes e de adaptação às condições microclimáticas formadas pelas espécies pioneiras e pela sazonalidade.

### 3.4 Biomassa acima do solo

Na avaliação da biomassa acima do solo (BAS), a floresta de VZ apresentou mais biomassa ( $71,66 \text{ t ha}^{-1}$ ) do que a floresta de TF ( $33,94 \text{ t ha}^{-1}$ ) nos ambientes estudados (Gráfico 3).

Gráfico 3: Biomassa acima do solo (BAS) da floresta secundária de terra firme (TF) e floresta de várzea (VZ) do Distrito de Arapixuna.



Fonte: Estimativa com base na equação proposta por Cannell, 1984. As linhas superior e inferior indicam os pontos máximo e mínimo, respectivamente, x indica a média, as linhas centrais indicam a mediana e os box plot indicam o desvio padrão entre as parcelas.

Considerando que, de acordo com Clarck et al. (2001), cerca de 50% da biomassa de determinada floresta é composta por carbono, então pode-se inferir que a partir dos dados de biomassa, existe maior estoque de carbono para floresta de VZ ( $35,83 \text{ t C ha}^{-1}$ ) do que para TF ( $16,97 \text{ t C ha}^{-1}$ ), indicando que a floresta de VZ estudada apresenta cerca de 50% maior estoque

de carbono do que a floresta de TF, a qual retirou da atmosfera cerca de 1,13 t C ha<sup>-1</sup> por ano, valores baixos se considerados o observado por Salomão (1994), que em florestas secundárias de apenas 5 anos encontrou taxa de acúmulo de carbono de 1,75 t C ha<sup>-1</sup> e para florestas secundárias de 10 anos encontrou 2,20 t C ha<sup>-1</sup>.

A diferença entre VZ e TF observada nesse estudo, ocorre como consequência da maior G e volumetria observada para o ambiente de VZ (Tabela 4). O que é atribuído ao maior porte das árvores de várzea (Gráfico 2) pela idade do povoamento, tendo em vista que o estoque de biomassa tem relação direta com a idade do povoamento (SALOMÃO, 1994; SCHÖNGART; WITTMANN; WORBES, 2010). Além disso, o percentual de indivíduos ramificados foi maior na várzea do que em terra firme (Tabela 4), além disso a quantidade média de ramificações por indivíduo, originadas abaixo de 1.30 m também foi maior na área de VZ (2,54±0,22) do que na TF (2,42±0,20). Vale ressaltar que todas essas características são específicas para estas características dos sítios avaliados, portanto, não devem ser extrapoladas para demais relações entre florestas de várzea e florestas de terra firme.

Avaliando BAS das árvores com DAP ≥ 5 cm em floresta secundária, após 10 anos de pousio Lima et al. (2007) observaram estoque médio de 56,2 t ha<sup>-1</sup> ± 12. De acordo com estes mesmos autores, em 10 anos a floresta secundária conseguiu recuperar 16% da cobertura original, logo o tempo estimado para alcançar o estágio mais avançado é de 50,9±4,6 anos para as condições do experimento.

Massoca et al. (2012), observaram dados de biomassa ainda maiores para florestas secundárias após 20 anos de pousio, também avaliando indivíduos com DAP ≥ 5, em que florestas secundárias provenientes de áreas de pastagem apresentaram BAS= 139,2 ± 24,2 t ha<sup>-1</sup> e florestas secundárias provenientes de regeneração logo após o corte raso, onde não foram submetidas a queima, a BAS = 175,0 ± 20,8 t ha<sup>-1</sup>, o qual representa 50% da biomassa das florestas primárias adjacentes.

A BAS observada na floresta de TF deste trabalho apresentou resultados inferiores aos apresentados na literatura, porém nota-se que a estes são calculados com uma classe diamétrica a mais, tendo o critério de inclusão DAP ≥ 5, o que pode ter sido um dos fatores para a diferença entre os valores. O que também pode ter causado essa diferença entre os ambientes é o tempo entre os ciclos de utilização agrícola e pousio da área em estudo, pois pousios mais curtos, tornam solos menos produtivos (SALOMÃO, 1994). Existe claramente então a necessidade de



novas avaliações que incluam classes diamétricas menores e uso de diversificadas equações para possibilitar melhor comparação com cada literatura.

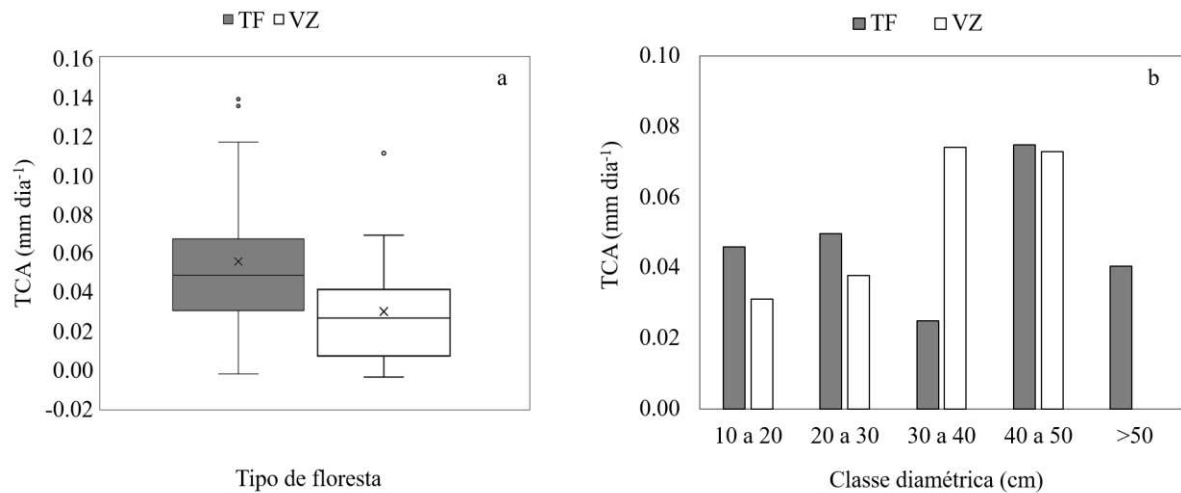
Em floresta de várzea localizada no município de Mazagão-AP, que teve critério de inclusão espécies com DAP  $\geq 10$  cm, Carim et al. (2018) observaram BAS média de  $198,56 \pm 78,29$  t ha<sup>-1</sup>, valor muito maior do que o observado neste levantamento (Gráfico 3). Essa diferença pode ser devido às condições de inundação que floresta avaliada estava submetida, pois o tempo de duração variou entre 4 a 60 dias ano<sup>-1</sup>, com altura do nível da água alcançando apenas 1 m durante o período mais cheio. Outro fator que pode ter influenciado nesse resultado é o maior porte das árvores no estudo de Carim et al. (2018), que apresentou  $G=29,92 \pm 3,41$  m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, maior do que o observado nesse levantamento (Tabela 4).

### 3.5 Análise de crescimento

A taxa de crescimento absoluto (TCA) médio observada para a floresta de TF foi de 0,056 mm dia<sup>-1</sup>, o que significa 2,044 cm ano<sup>-1</sup>, quase duas vezes maior que o observado na floresta VZ, que apresentou TCA de 0,030 mm.dia<sup>-1</sup>, o que representa 1,095 cm.ano<sup>-1</sup> ( $p < 0,01$ ) (Gráfico 4). Este último valor maior ao observado na literatura para floresta de várzea (LIEBERMAN et al., 1985; WORBES, 1997). Contudo, de acordo com Schöngart, Wittmann e Worbes (2010), florestas de várzea apresentam maiores taxas de crescimento do que florestas de terra firme por apresentarem maior taxa de acúmulo de carbono, justificados pela melhor condição nutricional do solo nesse ambiente.

Essa diferença pode ter sido pela combinação de dois fatores, o primeiro seria o tempo de estresse por saturação hídrica sofrido pela floresta de várzea em Arapixuna, pois lá a área pode passar pelo menos seis meses sob inundação. o que exerce forte impacto sobre o desenvolvimento das árvores, reduzindo as taxas de incremento diamétrico durante o período de cheia (SCHÖNGART et al., 2002), considerando que o crescimento das árvores em áreas alagáveis é restrito a estação seca, o oposto ao que ocorre em floresta de terra firme que o crescimento é favorecido pelo início da estação chuvosa e limitado na estação seca (PIEIDADE et al., 2013).

Gráfico 4: Taxa de Crescimento Absoluto (TCA) total (a); e por classes de diâmetro de 10 cm (b) de floresta secundária de terra firme (TF) floresta de várzea (VZ) no Distrito de Arapixuna.



(a) As linhas superior e inferior indicam os valores máximo e mínimo, respectivamente, x indica a média, as linhas centrais indicam a mediana, os pontos indicam os outliers e as caixas indicam o desvio padrão da média entre as espécies.

O segundo fator seria a idade das florestas, por que mesmo não se sabendo a idade da floresta de várzea, considera-se bem mais madura que a floresta de terra firme por não ter sofrido corte raso ou qualquer tipo de atividade exploratória de madeira que causasse grande modificação da paisagem por pelo menos o período da geração atual dos moradores da comunidade. E a partir dessa diferença de idade, pode-se inferir que a floresta de TF teria maior taxa de crescimento simplesmente por ser mais recente, tendo em vista que a taxa de crescimento declina progressivamente com a idade (ENCINAS; DA SILVA; PINTO, 2005).

De acordo com Chazdon (2012), os 15 primeiros anos de sucessão ecológica é caracterizada por, além de outras características germinativas, alta colonização por espécies pioneiras (longevas ou de vida curta), alta taxa de crescimento em altura e diâmetro e estabelecimento de espécies ombrófilas.

Comparando os resultados dessa pesquisa com resultados de outras florestas de terra firme na região amazônica, pode-se supor que exista uma influência da intensidade do distúrbio e idade do povoamento sobre sua taxa de crescimento, uma vez que a estimativa de crescimento obtida deste estudo foi superior a observada na literatura tanto para florestas secundárias (50 anos; 0,40 cm ano<sup>-1</sup>), quanto para florestas manejadas na Floresta Nacional do Tapajós (FLONA – Tapajós), estado do Pará, que apresentaram crescimento igual a 0,30 cm ano<sup>-1</sup> (COSTA;

SILVA; CARVALHO, 2008) e 0,30-0,40 cm ano<sup>-1</sup> (SILVA et al., 1996), mas principalmente para floresta primária não explorada, também na região da FLONA - Tapajós, que apresentou TCA 0,20 cm ano<sup>-1</sup> (SILVA et al., 1996) e 0,19 ± 0,05 (FIGUEIRA et al., 2008), com diferença ainda maior comparada a floresta preservada na região de Manaus, Amazonas, com 0,16 cm ano<sup>-1</sup> (SILVA et al., 2003).

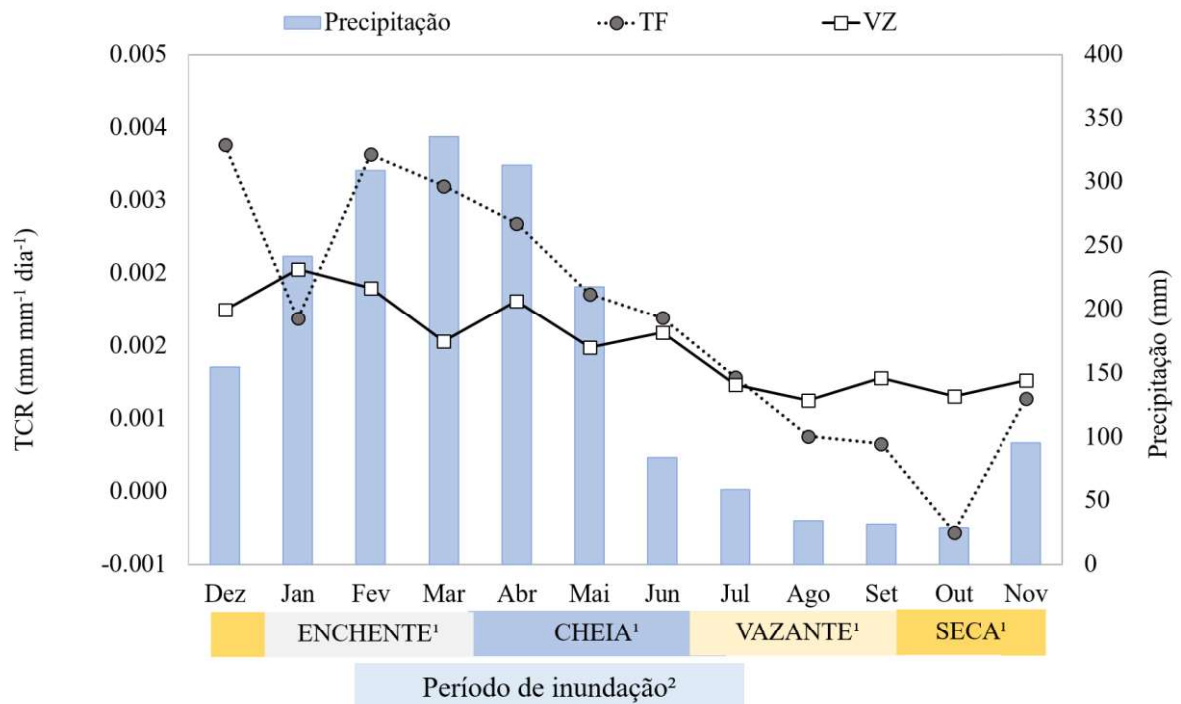
Em geral esses valores são bastante correlacionáveis com grupos ecológicos, em que espécies intolerantes a sombra apresentam taxas mais altas de crescimento do que espécies tolerantes, assim como ao grau de iluminação da copa, em que espécies que recebem apenas iluminação difusa, ou seja, espécies do sub-bosque crescem menos do que espécies com iluminação total e/ou parcial (SILVA et al., 1996; COSTA; SILVA; CARVALHO, 2008).

Neste estudo, contudo, foi observado correlação fraca entre grupos ecológicos e TCA ( $r=0,15$ ;  $p=0,54$ ), porém foi observado tendência de aumento do crescimento em relação altura das plantas ( $r=0,86$ ;  $p=0,142$ ). Árvores mais altas, apresentaram maior TCA, independentemente do grupo ecológico, resultado semelhante ao observado por Kanieski et al. (2017). Isso provavelmente ocorre por vantagem competitiva dessas espécies, considerando que por serem mais altas, recebem maior quantidade de luz, portanto, tem maior insumo para a produção fotossintética, um dos processos responsáveis pelo acúmulo de biomassa (CALDEIRA et al., 2001; KRAMER; KOSLOWSKI, 2009).

Na primeira parte do ano, as espécies de terra firme apresentaram maior taxa de crescimento relativo (TCR) em relação à floresta de VZ, porém esse resultado foi sendo invertido progressivamente ao longo do ano, levando a uma maior TCR para espécies de várzea nos meses de agosto a novembro, contudo, em geral, as espécies de ambos os ambientes sofreram redução na TCR ao longo do ano, porém com menor intensidade para floresta e VZ (Gráfico 5).

Essa variação anual pode ter ocorrido em função das variáveis climáticas da região (Tabela 5). A maior TCR da TF foi observada em dezembro, logo após no início da estação chuvosa, que normalmente ocorre em novembro e o menor valor observado em outubro, mês mais seco do ano (Gráfico 5). A relação entre essas duas variáveis foi melhor explicada pela função quadrática ( $R^2=0,72$ ) do que pela função linear ( $R^2=0,62$ ), indicando que a chuva interfere positivamente no crescimento até uma certa quantidade máxima de água (Tabela 5). Para as demais variáveis, a regressão linear foi suficiente para expressar a relação com a TCR. A temperatura do ar e insolação apresentaram relação inversamente proporcional à TCR.

Gráfico 5: Taxa de Crescimento Relativo (TCR) da floresta de terra firme e várzea no distrito de Arapixuna e dados hidrológicos, como precipitação anual, nível do rio Amazonas no estreito de Óbidos-PA e período de inundação (2017-2018).



Fonte: (1) Dados do projeto PEER, baseado na vazão do rio Amazonas, estreito de Óbidos-PA para o ano de 2017, cortesia de Alan Magalhães; (2) Observação pessoal para a área de várzea do Distrito de Arapixuna para o ano de 2018; Dados de precipitação: INMET para a estação de Óbidos-PA.

Tabela 5: Coeficientes da análise de regressão linear (L) e quadrática (Q) entre a taxa crescimento relativo (TCR) e variáveis climáticas da floresta secundária de terra firme (TF) e floresta de várzea (VZ) e seus respectivos coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>) e probabilidade (p<0,05).

Variável	Reg	TCR TF					TCR VZ				
		a	b1	b2	R <sup>2</sup>	p	a	b1	b2	R <sup>2</sup>	P
Precipitação	L <sup>1</sup>	0,0004	6 10 <sup>-6</sup>	-	0,67	0,0015	0,0011	3 10 <sup>-6</sup>	-	0,59	0,0036
	Q <sup>2</sup>	-0,0002	2 10 <sup>-5</sup>	4 10 <sup>-8</sup>	0,72	0,0035	0,0007	10 <sup>-5</sup>	-2 10 <sup>-8</sup>	0,74	0,0029
Temp do ar	L <sup>1</sup>	0,0338	-0,0012	-	0,60	0,0033	0,0126	-0,0004	-	0,56	0,0051
	Q <sup>2</sup>	-0,0663	0,0061	-0,0001	0,60	0,0155	0,0212	-0,001	4 10 <sup>-5</sup>	0,56	0,0238
Insolação	L <sup>1</sup>	0,0063	-2 10 <sup>-5</sup>	-	0,80	0,0002	0,0031	-8 10 <sup>-6</sup>	-	0,72	0,0007
	Q <sup>2</sup>	0,007	3 10 <sup>-5</sup>	2 10 <sup>-8</sup>	0,80	0,0001	0,0028	-5 10 <sup>-6</sup>	-6 10 <sup>-9</sup>	0,73	0,0034
UR	L <sup>1</sup>	-0,0165	0,0002	-	0,61	0,0031	-0,0046	0,0001	-	0,53	0,0073
	Q <sup>2</sup>	-0,0771	0,0017	9 10 <sup>-6</sup>	0,62	0,0132	-0,0149	0,0003	-9 10 <sup>-7</sup>	0,53	0,0324

<sup>1</sup> Equação para regressão linear:  $Y' = a + bX$ ;

<sup>2</sup> Equação para regressão quadrática:  $Y' = a + (b1)X + (b2)X^2$

As espécies da floresta de VZ apresentaram maiores resultados em janeiro, período que marca o fim do período seco, a partir desse período apresentou oscilações durante os meses, porém sempre reduzindo em comparação ao primeiro mês avaliado. A partir do mês de julho (início da vazante do rio Amazonas e fim da estação chuvosa) a TCR da VZ passou a apresentar oscilações dentro de uma mesma faixa de crescimento ( $0,0010-0,0012 \text{ mm mm}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) até o final do experimento (Gráfico 5).

Kanieski et al. (2017) também observaram influência das variáveis climáticas sobre o incremento diamétrico das espécies. Silva et al. (2003) observaram padrão de crescimento diamétrico mensal caracterizado pela redução do incremento nos meses mais secos para florestas de terra firme. De acordo com esses autores, a correlação desses parâmetros pode indicar que a quantidade de chuva como um parâmetro isolado e quantitativo como fator mais importante para explicar o crescimento mensal das plantas, porém a forma de distribuição da chuva ao longo do mês ou ao longo do ano, ao caracterizar as estações (seca e chuvosa).

Isso mostra que, embora as espécies de várzeas cresçam menos, considerando o incremento total (Gráfico 4), elas são mais resistentes às mudanças em seu ambiente ao longo do ano, talvez devido à capacidade adaptativa que essas espécies tiveram para desenvolver ao longo de seu ciclo de vida, pois são espécies de estágio mais avançado na sucessão ecológica, portanto, mais tolerantes às variações nas condições do meio, o que também pode ter influenciado nessa estabilidade, é o fato de que a VZ apresentou baixa riqueza de espécies e alta dominância de poucas espécies (Tabela 4), o que reduziria também a variação interespecífica existente, mais presente na TF.

De acordo com Piedade et al. (2013), em geral o crescimento observado em floresta de várzea alta, é controlado mais pela precipitação do que pelo pulso de inundação, enquanto que florestas de várzea baixa ocorre o inverso. O que pode explicar a maior correlação observada para precipitação ( $r=0,77$ ;  $p=0,003$ ), do que para o regime hidrológico ( $r=0,06$ ;  $p=0,84$ ). Tendo em vista que a maioria dos indivíduos que foram acompanhados o crescimento estavam em topografias mais elevadas, portanto com características mais próximas a floresta de várzea alta.

Além da precipitação, o crescimento da floresta de VZ também apresentou boa relação com as demais variáveis climáticas (Tabela 5). A temperatura do ar e insolação as repostas foram semelhantes às observadas para TF, com relação inversamente proporcionais à TCR.

#### 4. CONCLUSÃO

A partir do explicitado, pode-se inferir floresta de várzea, apesar de estar em estágio mais avançado de sucessão do que floresta secundária de terra firme, apresentam menor riqueza, densidade, diversidade e distribuição de espécies, apresentando em geral características de floresta de várzea baixa, representada pela grande seletividade de espécies na composição florística desse ambiente proporcionado pelo pulso de inundação.

A similaridade foi muito baixa entre os sítios de estudo, apesar da pouca distância entre eles, indicando que existem fatores que impedem o compartilhamento de espécies. Dentre esses fatores, este trabalho sugere as seguintes hipóteses que poderiam explicar essa diferença florística: (i) barreiras físicas entre os ambientes influenciando na baixa capacidade de dispersão dessas espécies nas condições em que estão submetidas; (ii) baixa capacidade de adaptação das espécies características de florestas secundárias de terra firme em ambientes alagados; (iii) baixa capacidade de adaptação morfofisiológica de espécies de florestas alagadas em áreas com baixa fertilidade do solo, como florestas secundárias de terra firme; (iv) influência do tipo e intensidade do uso do solo.

O estoque de biomassa da várzea foi mais expressivo do que na floresta secundária de terra firme, reforçando a necessidade de conservação dessa floresta pela importância do serviço ambiental que esta presta na comunidade.

Apesar da floresta de várzea ter menor ritmo de crescimento anual, esta floresta apresenta maior estabilidade quanto às mudanças na variação das condições do ambiente do que a floresta de secundária de terra firme. Duas hipóteses que poderiam explicar essa variação anual são: (i) a instabilidade anual é uma resposta da maior variabilidade interespecífica causada pela maior quantidade de espécies na floresta secundária de terra firme, portanto cada espécie teria uma resposta diferente às condições sazonais; (ii) influência da idade do povoamento na dinâmica do crescimento, com maior dinâmica natural observada em florestas secundárias mais recentes na sucessão, que estão em constante e progressivo processo de amadurecimento.

Tais hipóteses podem ser testadas em projetos futuros.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, J. C.; GUEDES, M. C.; GUEDES, A. C. L.; das MERCES BATISTA, E. Estrutura e distribuição espacial de andirobeiras (*Carapa* spp.) em floresta de várzea do estuário amazônico. **Ciencia Florestal**, v. 24, n. 4, p. 1009–1019, 2014.
- ALMEIDA, C.A.; VALERIANO, D.M.; ESCADA, M.I.S.; RENNÓ, C.D. Estimativa de área de vegetação secundária na Amazônia Legal brasileira. *Acta Amazonica*. v.40, n.2, p.289-302, 2010.
- ALMEIDA, S. S. de; AMARAL, D. D. DO; SILVA, A. S. L. da. Análise florística e estrutura de florestas de várzea no estuário amazônico. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 4, p. 513–524, 2004.
- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L. de M.; SPAROVIC, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v.22, n.6, p.711–728, 2013.
- ARAÚJO, A. P.; JORDY FILHO, S.; FONSECA, W. N. A vegetação da Amazônia brasileira. In: SIMPÓSIO DO TRÓPICO ÚMIDO, 1., 1984, Belém. Anais... Belém: EMBRAPA-CPATU, 1986. 493p. p.135-152. (EMBRAPA-CPATU. Documentos, 36).
- ARTAXO, P. et al. Perspectivas de pesquisas na relação entre clima e o funcionamento da floresta amazônica. **Ciência e Cultura**, v. 66, n. 3, p. 6, 2014.
- ASSIS, R. L.; WITTMANN, F.; LUIZE, B.G.; HAUGAASEN, T. Patterns of floristic diversity and composition in floodplain forests across four Southern Amazon river tributaries, Brazil. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 229, p. 124–140, 2017.
- ASSIS, R. L.; WITTMANN, F. Forest structure and tree species composition of the understory of two central Amazonian várzea forests of contrasting flood heights. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 206, n. 3, p. 251–260, 2011.
- BALBINOT, R. et al. O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. **Ambiencía**, v. 4, n. 1, p. 131–149, 2008.
- BORGHI, W. A.; MARTINS, S. S.; DEL QUIQUI, E. M.; NANNI, M. R. Caracterização e avaliação da mata ciliar à montante da Hidrelétrica de Rosana, na Estação Ecológica do Caiuá, Diamante do Norte, PR. *Cadernos da Biodiversidade*, v. 4, n. 2, p. 9-18, 2004.
- BRAGA, P.I.S. Subdivisão fitogeográfica, tipos de vegetação, conservação e inventário florístico da floresta amazônica. **Acta Amazonica**, v. 9, n. 4, p. 53-80, 1979.

BRASIL, Terra Class revela crescimento de áreas em regeneração na Amazônia. Site do Ministério da Agricultura, Governo Federal. Dados publicados em: <http://www.brasil.gov.br/meio-ambiente/2014/11/terra-class-revela-avanco-de-areas-em-regeneracao-sobre-pastagens-na-amazonia>. 2014. Acesso em :12/20/2018.

BRAZ, E. M.; SCHNEIDER, P. R.; MATTOS, P. P.; SELLE, G. L.; THAINES, F.; RIBAS, L. A.; VUADEN, E. Taxa de corte sustentável para manejo das florestas tropicais. **Ciencia Florestal**, v. 22, n. 1, p. 137–145, 2012.

BRITO, E. R. et al. Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de Campo Sujo, Lagoa da Confusão, Tocantins. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 3, p. 379–386, 2008.

BROWN, I. F.; MARTINELLI, L. A.; THOMAS, W. W.; MOREIRA, M. Z.; FERREIRA, C. C.; VICTORIA, R. A Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: An example from Rondônia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 75, p. 175–189, 1995.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical Secondary Forests. **Journal of Tropical Ecology**, v.6, n.1, p.1-32, 1990.

CALDEIRA, M. V. W. et al. Acúmulo de biomassa aérea em um povoamento de *Acacia mearnsii*. **Bol. Pesq. FI.**, n. 42, p. 95–104, 2001.

CAMPBELL, D. G.; DALY, D. C.; PRANCE, G. T.; MACIEL, U. N. Quantitative ecological inventory of terra firme and várzea tropical forest on the Rio Xingu, Brazilian Amazon. **Brittonia**, v. 38, n. 4, p. 369–393, 1986.

CANNELL, M. G. R. Woody biomass of forest stands. **Forest Ecology and Management**, v. 8, p. 299–312, 1984.

CARIM, M. D. J. V.; WITTMANN, F. K.; PIEDADE, M. T. F.; DA SILVA GUIMARÃES, J. R.; TOSTES, L. C. L. Estimativa de biomassa lenhosa acima do solo ao longo do gradiente inundável de várzea e igapó na Amazônia oriental, Estado do Amapá. **Biota Amazônia**, v. 8, n. 1, p. 29–33, 2018.

CARVALHO, P.E.R. Louro-Freijó - *Cordia alliodor*. EMBRAPA - Circular Técnica 136, 2007.

CHAMBERS, J. Q.; TRIBUZY, E. S.; TOLEDO, L. C.; CRISPIN, B. F.; HIGUCHI, N.; SANTOS J. DOS; ARAÚJO, A. C.; KRUIJT, B; NOBRE, A. D.; TRUMBORE, S. E.



Respiration from a tropical forest ecosystem: partitioning of sources and low carbon use efficiency. **Ecology Application**, v.14, n.4 (supl.), p.72-s88, 2004.

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M.A.; CHAMBERS, J.Q.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J.P.; NELSON, B.W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIÉRA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, n. 1, p. 87-99, 2005.

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais Tropical forest regeneration. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195–218, 2012.

CLARCK, D. A. et al. Net primary production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. **Ecological Applications**, v. 11, n. 2, p. 371–384, 2001.

CONNER, W.H., DAY JR., J.W. Diameter growth of *Rhodium distichum* (L.) Rich. and *Nyssa aquatica* L. from 1979 to 1985 in four Louisiana swamp stands. **Am. Midl. Nat.** v. 127, p. 290–299. 1992.

CORDEIRO, I. M. C. C.; RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T.; SCHWARTZ, G. O Manejo da Floresta Secundária. In: **CORDEIRO, I. M. C. C.; RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T.; SCHWARTZ, G.; OLIVEIRA, F. de A. (Org.). Nordeste Paraense: panorama geral e uso sustentável das florestas secundárias. Embrapa Amazônia Oriental-Livro.** 2017. p. 163–190.

COSTA, D. H. M.; SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P. DE. Crescimento De Árvores Em Uma Área De Terra Firme Na Floresta Nacional Do Tapajós Após a Colheita De Madeira. **Rev. ciênc. agrár**, v. 50, n. 50, p. 63–76, 2008.

COWARDIN, L.M.; CARTER, V.; GOLET, F.C.; LAROE, E.T. **Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States.** US Department of the Interior, US Fish and Wildlife Service. 1979.

D'ANTONA, A. O.; VANWEY, L. K.; HAYASHI, C. M. Property size and land cover change in the Brazilian amazon. **Population and Environment**, v.27, n5-6, p.373-396. 2006.

DUARTE, J. A. P. et al. Composição e estrutura florística de florestas degradadas e secundárias da Mesorregião sudoeste Paraense, PA, Brasil. **Biota Amazônia**, v. 8, n. 2, p. 32–43, 2018.

EMBRAPA, E. B. D. P. A. **Mapa das várzeas do município de Santarém-Pará.** [s.d.].

Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/108484/1/Solos-das-Varzeas-do-Municipio-de-Santarem.pdf>>. Acesso em: 10 dez. 2017.

EMBRAPA – **Recomendação de adubação e calagem para o Estado do Pará**. EMBRAPA Amazônia Oriental, Belém, PA. 262p. 2007.

ENCINAS, J. I.; DA SILVA, G. F.; PINTO, J. R. R. Comunicações Técnicas Florestais. **Comunicações Técnicas Florestais**, v. 7, n. 1, p. 47, 2005.

FAJARDO, J. D. V.; SOUZA, L. A. G.; ALFAIA, S. S. Características químicas de solos de várzea sob diferentes sistemas de uso de terra, nas calhas dos rios baixo Solimões e médio Amazonas. **ACTA Amazônica**, v. 39, n. 4, p. 731–740, 2009.

FEARNSIDE, P.M. Amazonian deforestation and global warming: Carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. **Forest Ecology and Management**. v.80, n.1-3, p.21-34. 1996.

FEARNSIDE, P.M. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. **Conservation Biology**. v.19, n.3, p.680-688. 2005.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 3, p. 395–400, 2006.

FEHLAUER, T. V. Avaliação da regeneração natural de mata de galeria em um trecho do córrego fundo, Aquidauana-MS. **ANAIS DO ENIC**, v. 1, n. 4, 2012.

FERREIRA, C.S.; FIGUEIRA, A.V.; GRIBEL, R.; WITTMANN, F.; PIEDADE, M.T. Genetic variability, divergence and speciation in trees of periodically flooded forests of the Amazon: a case study of *Himatanthus succuba* (SPRUCE) Woodson. In: **Amazonian Floodplain Forests**. Springer, Dordrecht, Ecological Studies, v. 210, Parte 2, p. 301-312, 2010.

FERREIRA, W.C.; OLIVEIRA, P.R.; CORRÊA, R.S.; FREITAS, D.V.; SANTOS, R.C. Análise de um fragmento de cerrado degradado no município de Jataí, GO como base do processo de recuperação. Centro Científico Conhecer. Enciclopédia Biosfera. 2013.

FERRI, M.G., 1979. **Fisiologia Vegetal**. Editora Pedagógica, Vol. 2. Segunda Edição, São Paulo, p. 401.

FIGUEIRA, A.M. E S.; MILLER, S.D.; SOUSA, C.A.D DE; MENTON, M.C.; MAIA, A.R.; ROCHA, H.R. DA; GOULDEN, M.L. Effects of selective logging on tropical forest tree growth. **Journal of Geophysical Research**, v. 113, G00B05,11p. 2008.

- FOODY, G. M.; PALUBINSKAS, G.; LUCAS, R. M.; CURRAN, P. J.; HONZAK, M. Identifying terrestrial carbon sinks: Classification of successional stages in regenerating tropical forest from Landsat TM data. **Remote Sensing of Environment**, v. 55, n. 3, p. 205–216, 1996.
- FOODY, G.M.; BOYD, D.S.; CUTLER, M.E.J. Predictive relations of tropical forest biomass from Landsat TM data and their transferability between regions. **Remote Sensing of Environment**, v.85, n.4, p. 463-474, 2003.
- FRANCEZ, L. M. DE B.; CARVALHO, J. O. P. DE; JARDIM, F. C. DA S. Mudanças ocorridas na composição florística em decorrência da exploração florestal em uma área de floresta de Terra firme na região de Paragominas, PA. **Acta Amazônica**, v. 37, n. 2, p. 219–228, 2007.
- FURCH, K. Chemistry of várzea and igapó soils and nutrient inventory of their floodplain forests. In: **The central amazon floodplain**. Springer, Berlin, Heidelberg, 1997. p. 47-67.
- GAMA, J. R. V.; SOUZA, A.L.; MARTINS, S.V.; SOUZA, D.R. Comparação entre florestas de várzea e de terra firme do Estado do Pará. **Revista Árvore**, v. 29, n. 4, p. 607–616, 2005.
- GAMA, J. R. V.; BOTELHO, S. A.; BENTES-GAMA, M. DE M. Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. **Revista Árvore**, v. 16, n. 5, p. 559–566, 2002.
- GEE, H.K.W.; KING, S.L.; KEIM, R.F. Tree growth and recruitment in a leveed floodplain forest in the Mississippi River Alluvial Valley, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 334, p.85-95, 2014.
- GUALBERTO, M. L. C. et al. Fitossociologia E Potencial De Espécies Arbóreas Em Ecosistema Sucessional Na Floresta Nacional Do Tapajós , Pará. **Agroecossistemas**, v. 6, p. 42–57, 2014.
- HAASE, K.; RÄTSCH, G. The morphology and anatomy of tree roots and their aeration strategies. In: JUNK, W. J., *et al.* **Central Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management**. Spring Verlag, Dordrecht-Heidelberg- -London New York. p. 141-162, 2010.

HAUGAASEN, T.; PERES, C.A. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Rio Purús region of central Amazonia, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 1, p. 25-35, 2006.

HIGUCHI, N.; CHAMBERS, J.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R. J.; PINTO, A. C. M.; SILVA, R. P., ...; TRIBUZY, E. S. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia Central. **Revista Árvore**, v. 36, n. 1, p. 169–179, 2004.

HIGUCHI, P. et al. Florística e estrutura do componente arbóreo e análise ambiental de um fragmento de floresta ombrófila mista alto montana no município de Paineira, SC. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 1, p. 153–164, 2013.

HIGUCHI, N.; CARVALHO Jr., J.A. Biomassa florestal e conteúdo de carbono de espécies arbóreas da Amazônia. Em: **Emissão x Sequestro de CO<sub>2</sub> - Uma Nova Oportunidade de Negócios para o Brasil**. CVRD. pp. 125-153, 1994.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J. dos; RIBEIRO, R.J.; MINETTE, L.; BIOT, Y. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia brasileira. **ACTA Amazonica**, v. 28, n.2, p.153-166, 1998.

HOPKINS, M. J. G. Modelling the known and unknown plant biodiversity of the Amazon Basin. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 8, p. 1400–1411, 2007.

HORNA, V. Carbon Release from Woody Parts of Trees from a Seasonally Floode Amazon Forest near Manaus. **Bayreuther Forum Ökologie**, v. 94, p. 1-137, 2002.

HORNER, G. J. et al. Forest structure, flooding and grazing predict understorey composition of floodplain forests in southeastern Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 286, p. 148–158, 2012.

HOUGHTON, R. A.; SKOLE, D. L.; LEFKOWITZ, D. S. Changes in the landscape of Latin America between 1850 and 1985 II. Net release of CO<sub>2</sub> to the atmosphere. **Forest ecology and management**, v. 38, n. 3-4, p. 173-199, 1991.

INPE – Instituto nacional de pesquisas espaciais. Observação da terra. Estimativa de desmatamento por corte raso no Amazônia. Dados publicados em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/noticias/INPE-estima-desmatamento-por-corte-raso-na-Amazonia-em-2017>. Acesso: 12/02/2018.

INPE. 2018. Monitoramento da floresta brasileira amazônica por satélite. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes/>. Acesso em: 14/02/18.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. CRA/INPE mapeia vegetação secundária do Pará, Mato Grosso e Amapá. Comunicação e Comunidade. Sala de imprensa, INPE. Ago, 2009. Disponível em: [http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod\\_Noticia=1934](http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=1934)

INPUT – Iniciativa para o uso da terra. Como interpretar o aumento da regeneração na Amazônia brasileira. A vegetação secundária precisa ser incorporada as políticas de desmatamento. Climate policy initiative. Juliano Assunção e Clarissa Gandour. Junho, 2017.

IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 20, n. 2, p. 139–153, 1997.

JACKSON, M. B.; COLMER, T. D. Response and adaptation by plants to flooding stress. **Annals of Botany**, v. 96, n. 4, p. 501–505, 2005.

JUNK, W. J. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. Holmnielsen. **Tropical forests; botanical dynamics, speciation, and diversity**. p. 47-64, 1989.

JUNK, W. J. The Central Amazon floodplains. Ecology of a pulsing system. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg, New York. p. 23-46, 1997.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; SCHÖNGART, J.; COHN-HAFT, M.; ADENEY, J. M.; WITTMANN, F. A classification of major naturally-occurring amazonian lowland wetlands. **Wetlands**, v. 31, n. 4, p. 623–640, 2011.

KANIESKI, M. R. et al. Parâmetros climáticos e incremento diamétrico de espécies florestais em floresta Aluvial no sul do Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 11, 2017.

KRAMER, P.J.; KOZLOWSKI, T.T. **Physiology of wood plants**. New York: Academic Press, 1979. 811p

LEONI, J. M.; FONSECA, S. F.; SCHÖNGART, J. Growth and population structure of the tree species *Malouetia tamaquarina* (Aubl.) (Apocynaceae) in the central Amazonian floodplain forests and their implication for management. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 1, p. 62–67, 2011.

LIBANO, A. M.; FELFILI, J. M. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado sensu stricto do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-

2003). **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 4, p. 927–936, 2006.

LIEBERMAN, D. et al. Growth rates and age-size relationships of tropical wet forest trees in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, v. 1, n. 2, p. 97–109, 1985.

LIMA, A. J. N. TEIXEIRA, L. M.; CARNEIRO, V. M. C.; SANTOS, J., HIGUCHI, N. Análise da estrutura e do estoque de fitomassa de uma floresta secundária da região de Manaus AM, dez anos após corte raso seguido de fogo. **Acta Amazonica**, v. 37, n. 1, p. 49–54, 2007.

LIMA, C. G. D. R., CARVALHO, M. D. P., NARIMATSU, K. C. P., SILVA, M. G. D., QUEIROZ, H. A. D. Atributos físico-químicos de um Latossolo do cerrado brasileiro e sua relação com características dendrométricas do eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, p. 163-173, 2010.

LISBOA, P. L. B. Estudo florístico da vegetação arbórea de uma floresta secundária, em Rondônia. **Museu Paraense Emílio Goeldi**, v. 5, n. 2, p. 10, 1989.

LLOYD, J., DOMINGUES, T. F., SCHRODT, F., ISHIDA, F. Y., FELDPAUSCH, T. R., SAIZ, G., ... ; MARIMON, B. S. Edaphic, structural and physiological contrasts across Amazon Basin forest–savanna ecotones suggest a role for potassium as a key modulator of tropical woody vegetation structure and function. **Biogeosciences**, v. 12, n. 22, p. 6529–6571, 2015.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2009.

LUI, G. H.; MOLINA, S. M. G. Ocupação humana e transformação das paisagens na Amazônia brasileira. **Amazônica-Revista de antropologia**, v. 1, n. 1, 2016.

MARTINELLI, G.; MORAES, M. A. Livro vermelho da flora do Brasil. 2013.

MARTINS, P.S. Dinâmica evolutiva na amazônica "Roça de caboclo". **Estudos Avançados**, v.19, n.53, p.209 -220. 2005.

MASSOCA, P.H.S.; JAKOVAC, A.C.C.; MESQUITA, R.C.G. Dinâmica e trajetória da sucessão secundária na Amazônia Central. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 235–250, 2012.

MESQUITA, R. C. G.; ICKES, K.; GANADE, G.; WILLIAMSON, G. B. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, v. 89, p. 528–537, 2001.

MEYER, U.; JUNK, W. J.; LINCK, C. Fine root system and mycorrhizal associations in two Central Amazonian inundation forests: igapó and várzea. In: **Amazonian Floodplain Forests:**

**Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management.** Junk, W. J ed. Dordrecht: Springer Science, 2010. v. 210p. 163–178.

MITSUYA, M. Variação sazonal na composição química da água no leito principal do rio Amazonas em frente à cidade de Óbidos – Pará. 2014. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais da Amazônia). **Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Amazônia – Universidade Federal do Oeste do Pará**, Santarém-PA.

MONTAGNINI, F.; MUÑIZ-MIRET, N. Vegetation and soils of tidal floodplains of the Amazon estuary: A comparison of várzea and terra firme forests in Pará, Brazil. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 11, n. 2, p. 420–437, 1999.

MORAN, E.F.; BRONDIZIO, E.; MAUSEL, P.; Wu, Y. Integrating Amazonian Vegetation, Land-Use, and Satellite Data. **Bioscience**, v.44, n.5, p.329-338. 1994.

MYNENI, R.B.; DONG, J.; TUCKER, C.J.; KAUFMANN, R.K.; KAUPPI, P.E.; LISKI, J.; ZHOU, L.; ALEXEYEV, V.; HUGHES, M.K. A large carbon sink in the woody biomass of Northern forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences-PNAS**, v.98, n.26, p. 14784- 14789, 2001.

NEBEL, G.; KVIST, L. P.; VANCLAY, J. K.; CHRISTENSEN, H.; FREITAS, L.; RUÍZ, J. Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 150, n. 1, p. 27–57, 2001.

NELSON, B. W., MESQUITA, R., PEREIRA, J. L., De SOUZA, S. G. A., BATISTA, G. T.; COUTO, L. B. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. **Forest ecology and management**, v. 117, n. 1-3, p. 149-167, 1999.

NILSSON, C., BROWN, R.L., JANSSON, R., MERRITT, D.M., The role of hydrochory in structuring riparian and wetland vegetation. **Biol. Rev.** v.85, p.837–858, 2010.

NOBRE, C. A.; NOBRE, A. D. O balanço de carbono na Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, v. 16, n. 45, p. 81–90, 2002.

NORMAND, S., VORMISTO, J., SVENNING, J. C., GRANDEZ, C., BALSLEV, H. Geographical and environmental controls of palm beta diversity in paleo-riverine terrace forests in Amazonian Peru. **Plant Ecology**, v. 186, n. 2, p. 161-176, 2006.

OLIVEIRA, A. K. M.; GUALTIERI, S. C. J. Crescimento inicial de *Tabebuia aurea* sob três intensidades luminosas em solo arenoso. **Floresta**, v. 42, n. 3, p. 475-484, 2012.

- PERZ, S.G.; SKOLE, D.L. Social determinants of secondary forests in the Brazilian Amazon. **Social Science Research**, v.32, n.1, p.25-60. 2003.
- PIEIDADE, M. T. F.; JUNK, W. J.; LONG, S. P. The productivity of the C4 grass *Echinochloa polystachia* on the Amazon Floodplain. *Ecology*, v. 72, n. 4, p. 1456-1463, 1991.
- PIEIDADE, M. T. F.; SCHÖNGART, J.; WITTMANN, F.; PAROLIN, P.; JUNK, W.J. Impactos ecológicos da inundação e seca na vegetação de áreas alagáveis amazônicas. **Eventos climáticos extremos na Amazônia: causas e conseqüências. Oficina de Textos, São Paulo, São Paulo, Brazil**, p. 268–304, 2013.
- PRANCE, G. T. A terminologia dos tipos de florestas amazônicas sujeitas a inundação. **Acta Amazonica**, v. 10, n. 3, p. 495–504, 1980.
- PRANCE, G.T. Notes on the vegetation of Amazonia III. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation. *Brittonia*, v.31, p.26–38, 1979.
- PUERTA, R. Regeneração arbórea em pastagens abandonadas na região de Manaus em função da distância da floresta contínua. **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, n. 62, p. 32–39, 2002.
- RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, P.M., STELLA, J.C., CAMPELO, F., FERREIRA, M.T., ALBUQUERQUE, A. Subsidy or stress: tree structure and growth in wetland forests along a hydrological gradient in Southern Europe. **Forest Ecology and Management**, v.259, p. 2015–2025, 2010.
- SANTOS ROSA, L. Características botânicas, anatômicas e tecnológicas do paricá (*Schizolobium amazonicum* Huberr ex Ducke). **Revista de Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 46, n. 1, p. 63-80, 2006.
- SALOMÃO, R. DE P. **Estimativas de biomassa e avaliação do estoque de carbono da vegetação de florestas primárias e secundárias de diversas idades (capoeiras) na Amazônia Oriental, município de Peixe-boi, Pará.** UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ. MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI, 1994.
- SANTA-CECÍLIA, F. V.; ABREU, F. A.; SILVA, M. A.; CASTRO, E. M.; DOS SANTOS, M. H. Estudo farmacobotânico das folhas de *Garcinia brasiliensis* Mart.(Clusiaceae). **Rev. Bras. Pl. Med**, v. 15, n. 3, p. 397-404, 2013
- SANTANA, J. A. DA S. Padrão de distribuição e estrutura diamétrica de *Cróton sonderianus*



Muell. Arg. (marmeleiro) na caatinga da estação ecológica do Seridó. **Revista Verde**, v. 4, n. 3, p. 85–90, 2009.

SCHÖNGART, J. et al. Phenology and stem-growth periodicity of tree species in Amazonian floodplain forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 4, p. 581–597, 2002.

SCHÖNGART, J. Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian várzea floodplains. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 1–2, p. 46–58, 2008.

SCHÖNGART, J.; ARIEIRA, J.; FELFILI FORTES, C.; CEZARINE de ARRUDA, E.; NUNES da CUNHA, C. Age-related and stand-wise estimates of carbon stocks and sequestration in the aboveground coarse wood biomass of wetland forests in the northern Pantanal, Brazil. **Biogeosciences**, v. 8, n. 11, p. 3407–3421, 2011.

SCHÖNGART, J.; WITTMANN, F.; WORBES, M. Biomass and Net Primary Production of Central Amazonian Floodplain Forests. In: **Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management**. Junk, W.J. ed. Dordrecht: Springer, 2010. v. 210p. 347–388.

SHEPHERD, G. J. **Fitopac**, 2010. Disponível em: <<http://pedroisenlohr.webnode.com.br/fitopac/>>

SILVA, R. P.; DOS SANTOS, J.; TRIBUZY, E. S.; CHAMBERS, J. Q.; NAKAMURA, S.; HIGUCHI, N. Diameter increment and growth patterns for individual tree growing in Central Amazon, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 166, n.1-3, p. 295-301, 2002.

SILVA, R. P. CHAMBERS, J. Q., ROCHA, R. M., HIGUCHI, N., PINTO, A. C. M., de AZEVEDO, C. P.; ... ; NAKAMURA, S. Uso de banda dendrométrica na definição de padrões de crescimento individual em diâmetro de árvores da bacia do rio Cuieiras. **Acta Amazonica**, v. 33, n. 1, p. 67–84, 2003.

SILVA, J. N. M. et al. Growth and yield studies in the Tapajós region , Central Brazilian Amazon. **The Commonwealth Forestry Review**, v. 75, n. 4, p. 325–329, 1996.

SILVA, J. A.; LEITE, E. J.; NASCIMENTO, A. R. T.; REZENDE, J. Padrão de distribuição espacial e diamétrica de indivíduos de Aspidospermas pp na Reserva Genética Florestal Tamanduá, DF. **EMBRAPA Comunicado Técnico 119**, p. 21, 2004.

SILVA, J. N. M.; LOPES, J. DO C. A. **Inventário florestal contínuo em florestas tropicais:**

**a metodologia utilizada pela Embrapa-CPATU na Amazônia Brasileira.** EMBRAPA-CPATU, 1984.

SIOLI, H. The Amazon and its main affluents: hydrography, morphology of the river courses, and river types. In **The Amazon** (pp. 127-165). Springer, Dordrecht. 1984.

SOLOS, Embrapa. Sistema brasileiro de classificação de solos. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos:** Rio de Janeiro, 2013.

SOUZA, A. L.; BOINA, A.; BOECHAT SOARES, C. P.; ROCHA VITAL, B.; DE OLIVEIRA GASPAR, R.; MOREIRA DE LANA, J. Estrutura fitossociológica, estoques de volume, biomassa, carbono e dióxido de carbono em floresta estacional semidecidual. **Revista Árvore**, v. 36, n. 1, p. 12, 2012.

STOUFFER, P.C.; BIERREGAARD R. O.; STRONG, C.; LOVEJOY, T. E. Longterm landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. **Conservation Biology**, v.20 n.4, p. 1212- 1223. 2006.

SZOTT, L.T.; PALM, C. A.; BURESH, R. J. Ecosystem fertility and fallow function in the humid and subhumid tropics. **Agroforestry Systems**, v.47, n.1-3, p.163-196. 1999.

TER STEEGE, H. et al. Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. **Nature**, v. 443, p. 444, 28 set. 2006.

VAN BREUGEL, M.; RANSIJN, J.; CRAVEN, D.; BONGERS, F.; HALL, J. S. Estimating carbon stock in secondary forests: decisions and uncertainties associated with allometric biomass models. **Forest ecology and management**, v. 262, n. 8, p. 1648-1657, 2011.

VORMISTO, J., SVENNING, J. C., HALL, P.; BALSLEV, H. Diversity and dominance in palm (Arecaceae) communities in terra firme forests in the western Amazon basin. **Journal of Ecology**, v. 92, n. 4, p. 577-588, 2004.

WILLIAMSON, G. B., MESQUITA, R. C. G.; ICKES, K.; GANADE, G. Estratégias de árvores pioneiras nos Neotrópicos. In: **Floresta amazônica: dinâmica regeneração e manejo:** 131-144. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. 1998.

WILLIAMSON, G. B.; BENTOS, T. V.; LONGWORTH, B.; MESQUITA, R. C. G. Convergence and divergence in alternative successional pathways in Central Amazonia. **Plant Ecology & Diversity** iFirst: 1-8, 2012.

WITTMANN, F.; PAROLIN, P. Aboveground roots in Amazonian white-water forests. **Biotropica**, v. 37, p. 609-619, 2005.

WITTMANN, F. et al. Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 8, p. 1334–1347, 2006.

WITTMANN, F.; ZORZI, B. T.; TIZIANEL, F. A. T.; URQUIZA, M. V. S.; FARIA, R. R.; SOUSA, N. M., ... ; ROSA, A. L. M. Tree species composition, structure, and aboveground wood biomass of a riparian forest of the lower miranda river, Southern Pantanal, Brazil. **Folia Geobotanica**, v. 43, n. 4, p. 397–411, 2008.

WITTMANN, F.; ANHUF, D.; JUNK, W. J. Tree species distribution and community structure of central Amazonian várzea forests by remote-sensing techniques. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 6, p. 805–820, 2002.

WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; JUNK, W. J. Phytogeography, species diversity, community structure and dynamics of central Amazonian floodplain forests. In: **Phytogeography, Species Diversity, Community Structure and Dynamics of Central Amazonian Floodplain Forests. In: Amazonian Floodplain Forests. Springer, Dordrecht**, Junk, W.J. ed. Dordrech: Springer, 2010. v. 210p. 61–102.

WORBES, M.; KLINGE, H.; REVILLA, J. D.; MARTIUS, C. On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in Central Amazonia. **Journal of Vegetation Science**, v. 3, n. 4, p. 553–564, 1992.

WORBES, M. How to measure growth dynamics in tropical trees a review. **IAWA journal**, v.16, n.4, p.337-351, 1995.

WORBES, M. The Forest Ecosystem of the Floodplains. In: **The central Amazon floodplain**. Springer ed. Berlin: Heidelberg, 1997. v. 126p. 223–265.