

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZONIA – INPA**  
**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO AMAZONAS – UEA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CLIMA E AMBIENTE –**  
**PPG CLIAMB**

**VARIAÇÃO DA FITOFISIONOMIA E DINÂMICA EM FLORESTAS**  
**ALAGÁVEIS DE IGAPÓ NA AMAZÔNIA CENTRAL RELACIONADA AOS**  
**DISTÚRBIOS**

**JULIANA ROCHA DUARTE NEVES**

**Manaus, Amazonas**

**Março, 2018**

**JULIANA ROCHA DUARTE NEVES**

**VARIAÇÃO DA FITOFISIONOMIA E DINÂMICA EM FLORESTAS  
ALAGÁVEIS DE IGAPÓ NA AMAZÔNIA CENTRAL RELACIONADA AOS  
DISTÚRBIOS**

**Orientador: Dr. Jochen Schöngart**

**Coorientadora: Dra. Maria Teresa Fernandez Piedade**

**Dissertação apresentada ao Instituto  
Nacional de Pesquisas da Amazônia  
como parte do requisito para obtenção  
do título de Mestre em Clima e  
Ambiente**

**Manaus, Amazonas**

**Março, 2018**

Banca Examinadora

A Neves, Juliana Rocha Duarte

Varição da fitofisionomia e dinâmica em florestas alagáveis de igapó na Amazônia central relacionada aos distúrbios / Juliana Rocha Duarte Neves. --- Manaus: [s.n.], 2018.

Dissertação (Mestrado) --- INPA, Manaus, 2018.

Orientador: Jochen Schöngart

Coorientadora: Maria Teresa Fernandez Piedade

Área de concentração: Clima e Ambiente

1. Balbina. 2. Modelos alométricos. 3. Anéis de crescimento. 4. Rio Abacate. 4. Rio Uatumã

CDD

**Sinopse:** Esta dissertação de mestrado avalia se a usina hidrelétrica de Balbina na Amazônia Central altera a fitofisionomia (estrutura e riqueza de espécies), quantidade (estoque de carbono) e a produtividade (taxa de sequestro) de biomassa lenhosa acima do solo em florestas alagáveis de igapó, combinando modelos alométricos e anéis de crescimento das árvores. Para isso foi realizado um estudo em um rio perturbado (Rio Uatumã) e um rio não perturbado (Rio Abacate), ambos na mesma sub-bacia a jusante da barragem.

Palavras chave: Balbina, Modelos alométricos, Anéis de crescimento, Rio Abacate, Rio Uatumã

À você, Elvia Rocha Duarte Neves, que me ensinou tanto sobre a vida, nos momentos em que quase você perdeu ela. Eu te amo incondicionalmente.

## **Agradecimentos**

Em primeiro lugar à Deus, se não por Ele não teria chegado até o fim desta importante etapa na minha vida.

Em segundo lugar e não menos importante os meus pais: Jurimar e Romilda. Obrigada por me ensinarem a felicidade com o pouco, a humildade, a gratidão e o respeito. Em meus projetos de vida, sempre me apoiaram e me incentivaram a não desistir. Tudo faz muito mais sentido quando me espelho em vocês.

Aos meus irmãos, João Markus e Elvia, que são minha luz, o maior amor fraterno que posso sentir e que me inspiram a ser alguém melhor sempre. Vivemos nossas alegrias e dores, um pelo outro. Cada passo carregado de sorrisos e lágrimas foi vivido juntos.

Ao meu orientador Dr. Jochen Schöngart, pela oportunidade incrível de aprender tanto e trabalhar com algo novo e mágico. Levarei seu nome em meu currículo e pela vida como uma grande inspiração em conhecimento. Da mesma forma a minha co-orientadora Dra. Maria Teresa Fernandez Piedade, obrigada pelo presente de um dia poder ter trabalhado com ambos, é realmente uma honra.

A um amigo muito especial, no qual eu jamais esquecerei e que minha admiração não consegue ser expressa aqui pela sua humildade e sabedoria, das plantas e do mundo. ‘Seu Zé Ramos’ em que tive o privilégio de participar de inventários ao seu lado e foram experiências inesquecíveis de conhecimento da mata e respeito pela floresta.

Aos amigos da Casa 20, sem eles esse trabalho jamais seria concluído. Angélica Resende, Yuri Feitosa, Boris Villa, Jaylane Correia, Victor Hugo Andrade, Máira Macedo, Victor Lery, Tayane Carvalho, Karina Bentes, Débora Conrado, Fernanda Almeida, Alberto Peixoto, Jekiston Andrade, Guilherme Silva. Cada passo em que vocês estiveram ao meu lado, seja para um café, uma palavra amiga, uma análise estatística ou

conhecimento da engenharia florestal do qual eu nunca tinha visto na vida. O mestrado foi lindo e muito mais leve devido à presença de vocês. Foi aqui que fiz amigos para a vida toda.

A todos os amigos do grupo de pesquisa MAUA e Max Planck, que mostraram para mim o amor em fazer ciência nas áreas alagáveis. Troca de conhecimento e experiências, muitas vezes em meio as dificuldades, mas superando elas no trabalho em conjunto. Celso, Val, Mário, e os colaboradores que moram nas comunidades, sem vocês esse trabalho não existiria. Eu realmente sou muito grata por tudo. Os demais participantes do grupo Elizabeth Rebouças, Adriano Quaresma, Layon Oreste, Bianca Weiss, Viviane Klein, Aline Lopes, Guilherme Lobo, Maíra da Rocha, Luciana Crema, Socorro, e todos que fizeram desse tempo no grupo MAUA um período muito bom e construtivo.

Aos amigos que fiz em Manaus e que me acalentaram em momentos difíceis e que também compartilharam momentos felizes comigo: Filippo Bassi, Maíra da Rocha, Israel Sampaio, Paulo Zanin, Ana Paula, Isaac Reis, Nega, Pedro, Joyce e tantos outros que não caberia aqui.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento da bolsa de estudo, ao projeto LBA “Distúrbios hidrológicos sobre a vegetação de florestas alagáveis por rio de água-preta (igapó) na Amazônia Central: diferenciado anomalias climáticas de impactos antropogênicos (Chamada MCTI/CNPq/FNDCT – Ação transversal – nº 68/2013; processo 4578932013-3), ao INPA e Instituto Max-Planck de Química (MPIC), pelo apoio logístico, financeiro e estrutural para realização desse projeto. Ao PPG CLIAMB, composto por professores queridos, aos amigos da turma de mestrado e a Gisele, que com toda paciência do mundo me ajudou em momentos de sufoco e atrasos, meu agradecimento especial.



## Resumo

Florestas de igapó de água preta são classificadas como ecossistemas oligotróficos, banhadas por rios de pH ácido, baixa carga de sedimentos e pobre em nutrientes, e com uma fitofisionomia condicionada por fatores hidro-edáficos. Nesse estudo, estimamos o estoque e sequestro de carbono na biomassa lenhosa na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã. A fim de analisar no gradiente topográfico os impactos que a Usina Hidrelétrica (UHE) de Balbina causou, três parcelas de um hectare do Rio Abacate foram selecionadas como sistema não-perturbado e três parcelas de um hectare no Rio Uatumã como sistema perturbado. Todas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) acima de 10 cm foram inventariadas e a altura foi estimada por meio de modelos específicos de regressão não linear a partir da relação DAP e altura. A densidade das espécies foi estimada a partir de trabalhos realizados em outros igapós de água-preta ao longo de toda a Bacia Amazônica. As espécies mais abundantes foram coletadas para análise de anéis de crescimento e a partir disto foram estimadas as idade e taxas anuais de incremento diamétrico. Parâmetros de DAP, altura e densidade da madeira de todas as árvores foram utilizados para estimar a biomassa lenhosa acima do solo e o estoque de carbono (47% da biomassa seca) por meio de um modelo alométrico pantropical. A idade média foi estimada por modelo de regressão não-linear através do DAP e taxas de incremento. Com isso a estrutura etária da floresta foi estimada para cada nível topográfico. Foi detectado nesse estudo uma baixa diversidade de espécie nas cotas mais baixas no sistema impactado pela UHE, em comparação ao não perturbado e a outros igapós da Amazônia, da mesma forma a cota mais alta mostrou riqueza de espécies similar à terra-firme. As estimativas de biomassa e estoque de carbono apresentaram uma tendência de aumento à medida que o gradiente topográfico diminui. A idade média da floresta apresentou correlação significativa com a densidade de árvores, área basal, densidade média da madeira, taxas médias de incremento em diâmetro e tempo médio de residência do carbono (estoque de C/sequestro de C na biomassa lenhosa), enquanto que a duração da inundação só apresentou correlação com a densidade das árvores e riqueza de espécies. A maior produtividade no igapó do Rio Uatumã resultante de uma taxa de sequestro e tempo médio de residência do carbono menor em comparação ao igapó do Rio Abacate, é resultado da alta abundância de espécies pioneiras com longevidade curta, altas taxas de incremento diamétrico e baixa densidade da madeira. A partir dos resultados obtidos não foi possível de associar os distúrbios ocorridos no sistema perturbado às mudanças do regime hidrológico causados pela UHE de Balbina, mas que os igapós da bacia do Rio Uatumã apresentam vários estágios de sucessão secundária possivelmente resultando de distúrbios de condições hidro-climáticas extremas no passado. Baseado nisso, sugerimos mais investigações quanto aos impactos naturais e antropogênicos induzindo mudanças no ciclo hidrológico afetando este ecossistema oligotrófico vulnerável.

**PALAVRAS-CHAVE:** Balbina, Modelos Alométricos, Anéis de crescimento, Rio Abacate, Rio Uatumã.

## Abstract

Black water *igapó* forests are classified as oligotrophic ecosystems, influenced by rivers of acid pH, low sediment load, poor in nutrients with a phytophysionomy triggered by hydro-edaphic factors. In this study, we estimated the carbon storage and sequestration in aboveground wood biomass in the Uatumã Sustainable Development Reserve. In order to analyze along the topographic gradient the impacts that the Balbina Hydroelectric Power Plant (HPP) caused, three plots of one hectare were installed in the *igapó* floodplains of the Abacate River (undisturbed system) and three plots of one hectare in the *igapó* of the Uatumã River as a disturbed system. All trees with diameter at breast height (DBH) above 10 cm were inventoried and tree heights were estimated by specific non-linear regression model between DBH and tree height. The density of the species was estimated from studies performed in other Central Amazonian black-water *igapós*. The most abundant species were sampled for tree-ring analysis to estimate tree ages and annual diameter increments. Parameters of DBH, height and wood density of all the trees were used to estimate the aboveground wood biomass and the carbon stock (47% of dry biomass) using a pantropical allometric model. The mean age was estimated by a non-linear regression model through DBH and increment rates, with the age structure of the forest being estimated for each topographic level. A low species richness was detected at the lower topography in the *igapó* impacted by the HPP, in comparison to the undisturbed system and other Central Amazonian *igapós*, in the same way, the higher elevation of the disturbed system presented species richness similar to the non-flooded *terra firme*. The estimates of biomass and carbon stock showed a tendency to increase with decreasing topography. The mean age of the forest showed a significant correlation with tree density, basal area, average wood density, mean diameter increment rates and average residence time of the carbon (carbon stock/carbon sequestration of wood biomass), while the flood duration only showed significant correlations with tree density and species richness. The high biomass production and low residence time of the *igapó* at the intermediate topography of the Uatumã River, compared to the same elevation at the Abacate River, resulted from the high abundance of pioneer species with short longevity, high diameter increment rates and low wood densities. The obtained results suggest that it is not possible to associate the disturbances caused by the hydrological changes with stand's structure and dynamic, but that the *igapós* of the Uatumã River basin present several stages of secondary succession, possibly as a consequence of past disturbances associated by extreme hydro-climatic conditions. Based on this we suggest further studies to give more insights on the impact of natural and anthropogenic associated with changes of the hydrological cycle in this vulnerable oligotrophic ecosystem.

**KEYWORDS:** Balbina, Allometric models, Growth rings, Abacate River, Uatumã River

## Sumário

Lista de Figuras .....	12
1. INTRODUÇÃO .....	13
2. OBJETIVOS .....	14
2.1. Objetivo Geral .....	14
2.2. Objetivos Específicos.....	14
Capítulo 1 .....	15
RESUMO .....	17
ABSTRACT .....	18
INTRODUÇÃO .....	19
MATERIAL E MÉTODOS .....	22
Região de estudo .....	22
Inventário florestal.....	24
Estimativas de estoque de carbono na biomassa lenhosa acima do solo .....	25
Análise dos anéis de crescimento .....	26
Estimativa do sequestro e tempo médio de residência do carbono.....	27
Análises Estatísticas .....	28
RESULTADOS .....	29
Fitofisionomia da floresta .....	29
Biomassa acima do solo.....	30
Idade das árvores e taxas de incremento.....	32
Produtividade da biomassa lenhosa e tempo médio de residência do carbono.....	33
Relação entre a duração da inundação e da idade da floresta com parâmetros estruturais e dinâmicos no igapó.....	34
CONCLUSÕES .....	42
AGRADECIMENTOS.....	42
BIBLIOGRAFIA CITADA.....	43
APÊNDICE.....	55

## Lista de Figuras

- Figura 1.** Localização da área de estudo na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Uatumã na Amazônia Central. Os sítios de estudo estão localizados à jusante da barragem Balbina, ao longo do Rio Uatumã (área 1), e em um dos seus afluentes principais, o Rio Abacate (área 2). As parcelas do Rio Uatumã sofreram impactos de mudanças do ciclo hidrológico, enquanto as parcelas do Rio Abacate são inundadas por um regime hidrológico natural.....24
- Figura 2.** Perfuração das árvores para obtenção das amostras (A), armazenamento para transporte ao Laboratório de Dendroecologia no INPA (B), colagem das amostras em bandeja (C), polimento das amostras em diferentes granulometrias de 60 a 600 (D), identificação e marcação dos anéis de crescimento (E) e medida dos anéis de crescimento (F).....28
- Figura 3.** Relação entre DAP e altura das árvores para o nível topográfico alto, médio e baixo dos igapós do Rio Abacate e Rio Uatumã.....32
- Figura 4.** Distribuição da biomassa lenhosa acima do solo e quantidade de indivíduos (escala logarítmica) por classe diamétrica, em percentual.....33
- Figura 5.** Relação idade (anos) e diâmetro (cm) para o igapó Alto (IA - verde), Igapó Médio (IM - azul) e Igapó Baixo (IB - laranja) do Rio Abacate e Rio Uatumã.....34
- Figura 6.** Relação da densidade da madeira e incremento médio em diâmetro para o Igapó Alto (IA – verde), Igapó Médio (IM – azul) e Igapó Baixo (IB- laranja) do Rio Abacate (A) e Rio Uatumã (B).....35
- Figura 7.** Relações entre a duração da inundação (esquerda) e idade média da floresta (direita) com parâmetros estruturais de densidade de indivíduos, riqueza de espécies, área basal, estoque de biomassa nos igapós estudados no Rio Abacate (quadrados preenchidos) e Rio Uatumã (quadrados em branco). Correlações significativas ( $p < 0,05$ ) são indicadas pelo  $R^2$ .....37
- Figura 8.** Relações entre a duração da inundação (esquerda) e idade média da floresta (direita) com parâmetros de produtividade (densidade da madeira, taxas anuais de incremento médio em diâmetro, produtividade de biomassa e tempo médio da residência de carbono nos igapós estudados no Rio Abacate (quadrados preenchidos) e Rio Uatumã (quadrados em branco). Correlações significativas ( $p < 0,05$ ) são indicadas pelo  $R^2$ .....38

## 1. INTRODUÇÃO

Os igapós de água preta ocupam aproximadamente 300.000 km<sup>2</sup> na Bacia Amazônica (Wittmann and Junk 2016). Os rios de água preta possuem o pH ácido, com baixa carga de sedimentos e são conhecidos pela pobreza nutricional (Prance 1979, Junk et al. 2011, Targhetta et al. 2015). Por serem áreas localizadas à margem dos grandes rios, estão sujeitas ao pulso de inundação previsível e de longa duração, que determinam a fase aquática e a fase terrestre (Junk et al. 1989). As florestas de igapó são consideradas pouco produtivas, uma vez que crescem sobre solos com baixos estoques de nutrientes e de baixa fertilidade (Klinge et al. 1983, Junk et al. 1989, Furch 1997). Análises de anéis de crescimento indicam taxas de incremento em diâmetro inferiores para as espécies arbóreas em florestas de igapó, em comparação com as espécies arbóreas em florestas alagáveis de várzea, rico em nutrientes (Worbes 1997, Schöngart et al. 2005, 2010, Da Fonseca Júnior et al. 2009, Scabin et al. 2012, Rosa et al. 2017).

As mudanças no pulso de inundação acarretam em prolongamento da fase aquática e fase terrestre, seja pela intensificação de eventos extremos hidro-climáticos (Schöngart and Junk 2007, Gloor et al. 2013, 2015, Nobre et al. 2016) ou pela construção de grandes empreendimentos hidrelétricos, no qual os rios são represados e a vazão é determinada pela demanda de energia (Fearnside 1990, Lees et al. 2016, Assahira et al. 2017a, Forsberg et al. 2017). Dados mais recentes na Bacia Amazônica mostram que mais de 246 barragens estão em fase de construção ou planejamento e existe um total de 191 já instaladas (Lees et al. 2016). Os impactos sócio-econômicos e ambientais que a construção e operação de usinas hidrelétricas (UHE) podem causar já foram relatados em muitos estudos (Fearnside 1990, 1995, 2014, 2015, Kemenes et al. 2011, Abril et al. 2013), mas ainda existem lacunas sobre os impactos que são causados a jusante das barragens (Forsberg et al. 2017). Assahira et al. (2017) mostraram que a jusante da barragem da UHE de Balbina houve grande mortalidade das espécies arbórea *Macrolobium acaciifolium* (Fabaceae) em consequência das alterações hidrológicas causadas pela operação da UHE.

Este estudo teve a finalidade de comparar a fitofisionomia (riqueza de espécies, estrutura da floresta) e o estoque e sequestro de carbono na biomassa lenhosa acima do solo em florestas alagáveis de igapó na bacia do Rio Uatumã, comparando um sistema natural (Rio Abacate) e um sistema influenciado pela alteração do ciclo hidrológico à jusante da UHE de Balbina (Rio Uatumã). Para isso inventários florestais em diferentes

topografias ao longo do gradiente de inundação foram utilizados para obter estimativas de biomassa lenhosa aplicando modelos alométricos que consideram o diâmetro, altura total da árvore e a densidade da madeira dos indivíduos como parâmetros independentes. Os estoques e sequestro de carbono e sua distribuição por classes diamétricas foram comparados entre as topografias em cada sítio de estudo, e para as mesmas topografias entre o sistema impactado e natural.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo Geral**

O estudo tem por objetivo geral comparar a fitofisionomia (riqueza de espécies, estrutura da floresta) e o estoque e sequestro de carbono na biomassa lenhosa acima do solo em florestas alagáveis de igapó na bacia do Rio Uatumã, comparando um sistema natural (Rio Abacate) e um sistema influenciado pela alteração do ciclo hidrológico à jusante da UHE de Balbina (Rio Uatumã).

### **2.2. Objetivos Específicos**

- i) Caracterizar a fitofisionomia de cada sistema afim de compreender as relações entre a duração da inundação e idade média com parâmetros dinâmicos e estruturais;
- ii) Estimar os estoques de biomassa lenhosa e carbono acima do solo nas florestas de igapó e sua distribuição por classes diamétricas para diferentes topografias aplicando modelos alométricos e comparar os estoques de biomassa lenhosa entre as topografias e sítios de estudo considerando as alterações de regime hidrológico.
- iii) Estimar a idade e taxas de incremento em diâmetro das espécies arbóreas mais abundantes em cada topografia e comparar os resultados entre as topografias e sítios de estudo considerando as alterações do regime hidrológico.
- iv) Estimar a produtividade em biomassa lenhosa acima do solo (sequestro de carbono) nas diferentes topografias das florestas alagáveis de igapó na área impactada e compará-los com a área não-impactada.

**Varição da fitofisionomia e dinâmica em florestas alagáveis de igapó na Amazônia central relacionada aos distúrbios**

Neves, J.R.D., Piedade, M.T.F., Schöngart, J.

**Varição da fitofisionomia e dinâmica em florestas alagáveis de igapó na Amazônia central relacionada aos distúrbios**

Juliana Rocha Duarte NEVES<sup>1,2\*</sup>, Maria Teresa Fernandez PIEDADE<sup>2</sup>, Jochen SCHÖNGART<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-graduação em Clima e Ambiente, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)/Universidade do Estado do Amazonas (UEA), Av. André Araújo 2936, 69067-375, Manaus-AM, Brasil.

<sup>2</sup> Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas (Grupo MAUA) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Av. André Araújo 2936, 69067-375, Manaus-AM, Brasil.

\*Autor correspondente: [duartenevesjuliana@gmail.com](mailto:duartenevesjuliana@gmail.com)



## RESUMO

Florestas de igapó de água preta são classificadas como ecossistemas oligotróficos, banhadas por rios de pH ácido, baixa carga de sedimentos e pobre em nutrientes, e com uma fitofisionomia condicionada por fatores hidro-edáficos. Nesse estudo, estimamos o estoque e sequestro de carbono na biomassa lenhosa na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã. A fim de analisar no gradiente topográfico os impactos que a Usina Hidrelétrica (UHE) de Balbina causou, três parcelas de um hectare do Rio Abacate foram selecionadas como sistema não-perturbado e três parcelas de um hectare no Rio Uatumã como sistema perturbado. Todas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) acima de 10 cm foram inventariadas e a altura foi estimada por meio de modelos específicos de regressão não linear a partir da relação DAP e altura. A densidade das espécies foi estimada a partir de trabalhos realizados em outros igapós de água-preta ao longo de toda a Bacia Amazônica. As espécies mais abundantes foram coletadas para análise de anéis de crescimento e a partir disto foram estimadas as idade e taxas anuais de incremento diamétrico. Parâmetros de DAP, altura e densidade da madeira de todas as árvores forma utilizados para estimar a biomassa lenhosa acima do solo e o estoque de carbono (47% da biomassa seca) por meio de um modelo alométrico pantropical. A idade média foi estimada por modelo de regressão não-linear através do DAP e taxas de incremento. Com isso a estrutura etária da floresta foi estimada para cada nível topográfico. Foi detectado nesse estudo uma baixa diversidade de espécie nas cotas mais baixas no sistema impactado pela UHE, em comparação ao não perturbado e a outros igapós da Amazônia, da mesma forma a cota mais alta mostrou riqueza de espécies similar à terra-firme. As estimativas de biomassa e estoque de carbono apresentaram uma tendência de aumento à medida que o gradiente topográfico diminui. A idade média da floresta apresentou correlação significativa com a densidade de árvores, área basal, densidade média da madeira, taxas médias de incremento em diâmetro e tempo médio de residência do carbono (estoque de C/sequestro de C na biomassa lenhosa), enquanto que a duração da inundação só apresentou correlação com a densidade das árvores e riqueza de espécies. A maior produtividade no igapó do Rio Uatumã resultante de uma taxa de sequestro e tempo médio de residência do carbono menor em comparação ao igapó do Rio Abacate, é resultado da alta abundância de espécies pioneiras com longevidade curta, altas taxas de incremento diamétrico e baixa densidade da madeira. A partir dos resultados obtidos observamos que os igapós da bacia do Rio Uatumã apresentam vários estágios de sucessão secundária possivelmente resultando de distúrbios de condições hidro-climáticas extremas no passado. Baseado nisso, sugerimos mais investigações quanto aos impactos naturais e antropogênicos induzindo mudanças no ciclo hidrológico afetando este ecossistema oligotrófico vulnerável.

**PALAVRAS-CHAVE:** Balbina, Modelos Alométricos, Anéis de crescimento, Rio Abacate, Rio Uatumã.

## ABSTRACT

Black water *igapó* forests are classified as oligotrophic ecosystems, influenced by rivers of acid pH, low sediment load, poor in nutrients with a phytophysionomy triggered by hydro-edaphic factors. In this study, we estimated the carbon storage and sequestration in aboveground wood biomass in the Uatumã Sustainable Development Reserve. In order to analyze along the topographic gradient the impacts that the Balbina Hydroelectric Power Plant (HPP) caused, three plots of one hectare were installed in the *igapó* floodplains of the Abacate River (undisturbed system) and three plots of one hectare in the *igapó* of the Uatumã River as a disturbed system. All trees with diameter at breast height (DBH) above 10 cm were inventoried and tree heights were estimated by specific non-linear regression model between DBH and tree height. The density of the species was estimated from studies performed in other Central Amazonian black-water *igapós*. The most abundant species were sampled for tree-ring analysis to estimate tree ages and annual diameter increments. Parameters of DBH, height and wood density of all the trees were used to estimate the aboveground wood biomass and the carbon stock (47% of dry biomass) using a pantropical allometric model. The mean age was estimated by a non-linear regression model through DBH and increment rates, with the age structure of the forest being estimated for each topographic level. A low species richness was detected at the lower topography in the *igapó* impacted by the HPP, in comparison to the undisturbed system and other Central Amazonian *igapós*, in the same way, the higher elevation of the disturbed system presented species richness similar to the non-flooded *terra firme*. The estimates of biomass and carbon stock showed a tendency to increase with decreasing topography. The mean age of the forest showed a significant correlation with tree density, basal area, average wood density, mean diameter increment rates and average residence time of the carbon (carbon stock/carbon sequestration of wood biomass), while the flood duration only showed significant correlations with tree density and species richness. The high biomass production and low residence time of the *igapó* at the intermediate topography of the Uatumã River, compared to the same elevation at the Abacate River, resulted from the high abundance of pioneer species with short longevity, high diameter increment rates and low wood densities. The obtained results suggest that it is not possible to associate the disturbances caused by the hydrological changes with stand's structure and dynamic, but that the *igapós* of the Uatumã River basin present several stages of secondary succession, possibly as a consequence of past disturbances associated by extreme hydro-climatic conditions. Based on this we suggest further studies to give more insights on the impact of natural and anthropogenic associated with changes of the hydrological cycle in this vulnerable oligotrophic ecosystem.

**KEYWORDS:** Balbina, Allometric models, Growth rings, Abacate River, Uatumã River

## INTRODUÇÃO

A bacia amazônica abrange a maior floresta tropical e hidrobacia do mundo com papel importante no ciclo de carbono global devido a sua capacidade em armazenar, absorver e emitir carbono para a atmosfera. Áreas úmidas ocupam 30% da bacia amazônica (Wittmann and Junk 2016) e ainda há poucos estudos sobre a biomassa lenhosa acima do solo dessas áreas e sua relação com fatores ambientais. Uma tipologia das áreas úmidas na Amazônia são as áreas alagáveis que ocorrem ao longo dos grandes rios e abrangem aproximadamente 12% da bacia amazônica e se destacam por um distinto sistema edáfico associado aos tipos de águas que as inundam (Junk et al. 2011). Os igapós, com uma cobertura de aproximadamente 300.000 km<sup>2</sup>, são alagados por rios de águas pretas (por exemplo, Rio Negro, Rio Uatumã) ou claras (por exemplo, Rio Tapajós, Rio Xingú) (Wittmann and Junk 2016). Igapós de água-preta, foco neste estudo, têm as suas cabeceiras nas antigas formações geológicas Pré-cambrianas do Escudo de Guianas e possuem altos valores de material orgânico resultando num pH ácido, uma baixa carga de sedimentos e são nutricionalmente pobres (Prance 1979, Furch 1997, Junk et al. 2011, 2015, Targhetta et al. 2015). As extensas áreas destes ecossistemas são, na sua maioria, cobertas por florestas que regulam o clima local e são fontes e sumidouros de carbono (Schöngart et al. 2010, Piedade et al. 2012).

Nos sistemas de áreas alagáveis, o pulso de inundação é a força motriz que mantém o funcionamento dos processos e serviços ambientais (Junk et al. 1989). O pulso de inundação neste ecossistema é classificado como monomodal, previsível com uma alta amplitude, resultando em duas fases distintas durante o ano, uma fase aquática e outra terrestre. As espécies arbóreas nas áreas alagáveis apresentam adaptações morfológicas, anatômicas, bioquímicas e fisiológicas que permitem sua sobrevivência aos períodos de inundação (Junk 1989, Wittmann and Parolin 1999, De Simone et al. 2002, Parolin et al. 2004, Ferreira et al. 2010, Piedade 2010). No início da fase aquática ocorrem condições anóxicas na rizosfera e, em consequência disso, muitas árvores perdem as folhas (Schöngart et al. 2002, Parolin et al. 2010) e a maioria reduz a produção do lenho devido à dormência cambial, resultando na formação anual de anéis de crescimento (Worbes 1989, 2010, Schöngart et al. 2002). Sendo assim, as árvores restringem o crescimento da madeira principalmente à fase terrestre (Worbes 1985, Schöngart et al. 2002, Dezzio et al. 2003), cuja duração se reflete na largura do anel formado (Worbes 1989, Schöngart et al. 2004a, 2005).

Mudanças no pulso de inundação causados por impactos ambientais influenciam diretamente nos balanços de carbono do ecossistema, pois modificam a fotossíntese, respiração e transpiração das plantas (Piedade et al. 2012). Dentre esses impactos ambientais são aqueles associados aos eventos hidro-climáticos extremos, principalmente causados por anomalias de temperatura da superfície do mar do Pacífico Equatorial (El Niño e La Niña) e do Atlântico Tropical (Richey et al. 2002, Schöngart and Junk 2007, Marengo et al. 2008, 2011, Tomasella et al. 2013, Marengo and Espinoza 2016). Variações interanuais de chuva na porção norte, leste e central da bacia são geralmente influenciadas pela El Niño-Oscilação Sul do (ENOS). Eventos de La Niña (fase fria da ENOS) apresentam a tendência de aumentar as chuvas (Foley et al. 2002, Marengo and Espinoza 2016), enquanto o fenômeno El Niño (fase quente da ENOS) diminui as chuvas nestas regiões, reduzindo as inundações e prolongando a fase terrestre nas planícies aluviais da Amazônia Central (Schöngart et al. 2004a, Schöngart and Junk 2007). Na porção Sul da Bacia variações interanuais da precipitação e da duração da estação seca são afetadas por uma mudança na posição da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) associadas ao gradiente meridional de anomalias de TSM sobre o Atlântico Tropical (Hastenrath 1984, Nobre and Srukla 1996, Marengo 2004, Yoon and Zeng 2010). O aquecimento de TSMs no Atlântico Tropical Norte (ATN) nas últimas décadas também tem sido apontado como uma das causas de um aumento na duração da estação seca ao sul da bacia (Marengo et al. 2011) e de eventos severos de secas, como nos anos de 2005 e 2010 (Marengo et al. 2008, 2011, Lewis et al. 2011). As cheias extremas dos anos de 2009, 2012-2015 e 2017, e as secas severas de 2005, 2010 e 2015/16 afetaram centenas de milhares de pessoas nas regiões urbanas e rurais da Bacia Amazônica que em sua maioria vive ao longo de grandes rios, resultando em grandes problemas sociais, prejuízos econômicos e impactos nos ecossistemas da região (Marengo and Espinoza 2016, Marengo et al. 2016). O aumento da frequência e magnitude destes eventos hidro-climáticos são resultado de uma intensificação do ciclo hidrológico na Bacia Amazônica associado com um aumento de anomalias de TSMs do ATN resultando numa maior entrada de vapor de água na bacia através dos ventos alísios principalmente durante a época chuvosa (Gloor et al. 2013, 2015). Eventos hidro-climáticos extremos afetam a vegetação arbórea e arbustiva em florestas alagáveis, como, por exemplo, os níveis mínimos da água extremamente altos durante anos consecutivos no período 1971-1975 que resultou em inundações permanentes das baixas topografias nos igapós durante quase cinco anos consecutivos ultrapassando a capacidade das árvores de tolerar inundação (Piedade et al. 2012).

Distúrbios causados por fogo, seja ele de fonte antropogênica ou natural, associados aos anos extremos de seca, principalmente quando associados com eventos de El Niño (Flores et al. 2014a), são outras ameaças para os igapós, já que estes ecossistemas são mais suscetíveis ao fogo em comparação com a várzea e terra firme (Nelson 2001, Schöngart et al. 2017a). Solos predominantemente arenosos, o microclima mais seco no sub-bosque, a maior quantidade de material de combustível fino e a presença de um tapete de raízes expostas ao fogo contribuem para essa suscetibilidade (Dos Santos and Nelson 2013a, Resende et al. 2014, de Almeida et al. 2016). Após os incêndios, comunidades de herbáceas e arbóreas se estabelecem, limitando a disponibilidade de recursos devido a competição e retardando a regeneração florestal desse ecossistema (Flores et al. 2016, 2017).

Além da fragilidade dos igapós devido à pobreza nutricional de seus solos e susceptibilidade a incêndios, a construção e planejamento de futuros empreendimentos hidrelétricos nesses ecossistemas é um risco adicional para sua vegetação arbórea. A modificação do pulso de inundação monomodal do Rio Uatumã pela usina hidrelétrica (UHE) de Balbina e a supressão da fase terrestre, levou à mortalidade de populações de árvores até 20 anos após sua implementação (Assahira et al. 2017a). De fato, diversos estudos indicam os impactos severos de construções de hidrelétricas devido aos danos ambientais e sociais que elas podem causar (Fearnside 1990), porém, a maioria dos estudos avalia os impactos ambientais causados por UHEs na área do reservatório e nos arredores da barragem poucos estudos consideram impactos destes empreendimentos a jusante dos rios.

Nesse estudo, esperamos que a fitofisionomia e estimativas de biomassa e produtividade da floresta permitam quantificar e entender a dinâmica natural e/ou a dimensão de impactos ambientais que acontecem nos igapós, seja diferenciando as fontes antropogênicas e natural. A partir da análise dos anéis de crescimento das árvores, o incremento diamétrico anual obtido disponibiliza dados sobre todo o período de vida de uma árvore. Os parâmetros de diâmetro à altura do peito (DAP), densidade da madeira ( $\rho$ ) e altura (H) obtidos através dos inventários florestais em diferentes níveis topográficos foram transformados em estoques de biomassa lenhosa acima do solo por meio de um modelo alométrico pantropical, e assim foram comparados os igapós impactados pela UHE de Balbina no Rio Uatumã com um sistema natural (Rio Abacate).

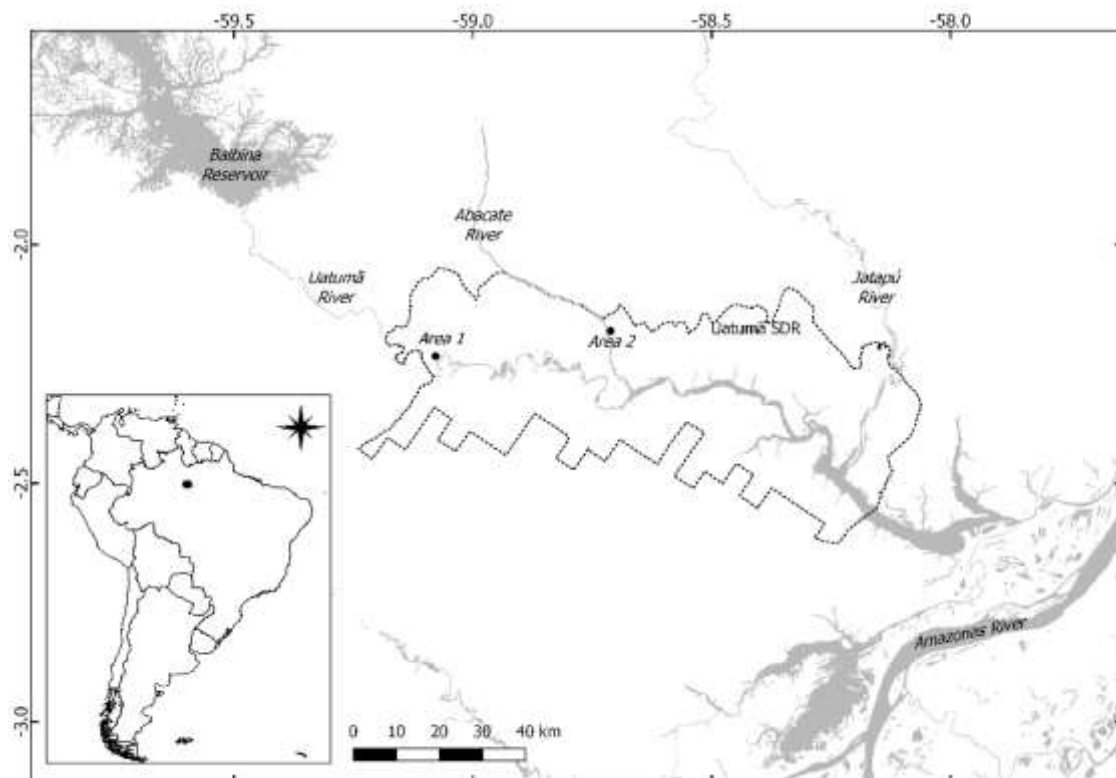
## MATERIAL E MÉTODOS

### Região de estudo

A Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) do Uatumã está localizada a 150 km ao nordeste da cidade de Manaus, nos municípios de São Sebastião do Uatumã e Itapiranga, na região Nordeste do estado do Amazonas, sob as coordenadas Area 1: -59.08° W, -2.23° S, Area 2: -58.71° W, -2,15° S (Fig. 1). Os sítios de estudos são as florestas alagáveis dos rios Uatumã e Abacate e fazem parte do Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq) do grupo de pesquisa MAUA (Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas) do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) (<https://peld-maua.inpa.gov.br/>).

O clima da região é tropical úmido (Af), (Alvares et al. 2013), com valores máximos de precipitação em março e mínimos em agosto e setembro, caracterizando um ciclo sazonal pronunciado, de alta variabilidade interanual, mas principalmente na transição para a estação chuvosa (Andreae et al. 2015). Na região de estudo, a temperatura mínima e máxima é observada no topo do dossel, com temperatura mínima de 22,5°C em ambas as estações, e máxima de 28°C, podendo atingir até 30°C, na estação úmida (Andreae et al. 2015). Devido à alta radiação solar incidente nessa região ao longo do ano, a temperatura média do ar não apresenta grandes variações (Nobre et al. 2013), e de modo geral os meses entre fevereiro e maio são considerados os mais úmidos, condição climática típica da Amazônia Central.

As planícies de inundação do Rio Uatumã e nos rios tributários são predominantemente classificadas por acrisolos e ferrasolos (Quesada et al. 2011). Os solos do igapó do Uatumã apresentaram-se com pH ácido ( $4,05 \pm 0,2$ ) e pobres em nutrientes, caracterizados por maior predominância de silte e argila, com maior percentual de C, N, Al e Fe, em relação a outras variáveis edáficas (Targhetta et al. 2015).



**Figura 1.** Localização da área de estudo na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Uatumã na Amazônia Central. Os sítios de estudo estão localizados à jusante da barragem Balbina, ao longo do Rio Uatumã (área 1), e em um dos seus afluentes principais, o Rio Abacate (área 2). As parcelas do Rio Uatumã sofreram impactos de mudanças do ciclo hidrológico, enquanto as parcelas do Rio Abacate são inundadas por um regime hidrológico natural.

O Rio Uatumã e o seu regime hidrológico são parcialmente impactado pela usina hidrelétrica (UHE) de Balbina (Assahira et al. 2017a). De acordo com a (ELETRONORTE/IBAMA 1997) a média de vazão mensal sob condições naturais é de 572 m<sup>3</sup>/s em uma série longa de dados de 1935 a 1995, com média mensal máxima de 2.690 m<sup>3</sup>/s em maio de 1945 e média mínima mensal de 4,9 m<sup>3</sup>/s em março de 1983 (Fearnside 1990). Assahira et al. (2017) em seu estudo constataram que para o período pós-barragem (1991-2012) o cenário mudou drasticamente, devido ao aumento dos níveis da água nos meses de outubro (98 cm), novembro (104 cm) e dezembro (100 cm) causando uma extinção da fase terrestre nas baixas topografias dos igapós na década de 2000.

A RDS Uatumã apresenta diferentes tipologias vegetais: florestas de terra firme, florestas de igapós, campina e campinarana. Dentre elas destacam-se as florestas de igapós que estão sob influência de águas pobres de nutrientes (Prance 1980, Pires and Prance 1985, Targhetta et al. 2015). Em comparação com as florestas de terra firme, os igapós da RDS Uatumã possuem uma menor riqueza de espécies arbóreas ( $35 \pm 12$  spp.

ha<sup>-1</sup>), uma área basal menor ( $27,6 \pm 2,4 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ) e estoques de biomassa em torno de  $74 \pm 12 \text{ Mg ha}^{-1}$ , com uma correlação negativa entre a duração de inundação e os estoques de carbono na biomassa lenhosa acima do solo (Andreae et al. 2015, Targhetta et al. 2015).

### **Inventário florestal**

No âmbito do projeto PELD/MAUA foram instaladas no período entre outubro de 2015 e fevereiro de 2016 três parcelas (P1 a P3) de 50 x 200 m (1 ha) na floresta de igapó da RDS Uatumã, e quatro parcelas de 0,5 ha e uma parcela de 1 ha nos igapós no Rio Abacate ao longo de um gradiente hidro-edáfico que abrange três classes topográficas de inundação (baixa, média e alta). Estas parcelas foram divididas em subparcelas de 25 m x 25 m e dentro de cada subparcela a altura de inundação, visível por meio de uma marca distinta no tronco, foi medida a partir de cinco indivíduos. O valor médio da altura de inundação que foi encontrado impresso no tronco das árvores foi subtraído da cota máxima da última cheia, a partir disso estimamos a duração média anual da inundação em cada parcela. Para isso, foram obtidos dados hidrológicos do Sistema de Informações Hidrológicas (HidroWeb) da Agencia Nacional de Águas (ANA). Para caracterizar o regime de inundação dos dois sítios de estudo foram utilizados dados de nível da água das estações mais próximas que é a estação Cachoeira da Morena (ID: 16100000) no Rio Uatumã e a estação do Rio Jatapú (ID: 16210000) correspondente ao Rio Abacate, considerando o mesmo período de monitoramento (1991-2017). Para cada parcela foram calculados a média e o desvio padrão de inundação.

Todas as árvores incluindo palmeiras com diâmetro à altura do peito  $\geq 10$  cm (DAP = 1,30 m acima do solo) foram consideradas nos levantamentos florísticos e as espécies arbóreas foram identificadas por um parobotânico do INPA. Para a identificação até o nível de espécie, quando não possível em campo, o material foi coletado e levado para o herbário do INPA para identificação final. De cada indivíduo dentro destas parcelas foi medido o DAP (em caso de sapopemas o DAP foi medido na parte regular do tronco acima das sapopemas para evitar erros), a altura da árvore com auxílio de um hipsômetro e a altura de inundação impressa no tronco após a última cheia. A medida de altura das árvores e da marca d'água impressa no tronco foi realizada em uma quantidade de árvores que represente aproximadamente 20% da área total da parcela.

As espécies arbóreas para as análises de anéis de crescimento para estimar taxas de incremento em diâmetro, idade e produtividade de biomassa lenhosa foram selecionadas de acordo com a sua abundância relativa nas diferentes topografias. Neste



estudo, dentre as 20 espécies mais abundantes em cada parcela, foram coletados cinco indivíduos de cada espécie com DAPs variados. A tabela para cada parcela com as espécies selecionadas, número de árvores analisadas, densidade da madeira, DAP, idade estimada e taxas de incremento médio e seus respectivos valores médios, desvio padrão, máximos e mínimos é apresentada nos apêndices A e B.

### Estimativas de estoque de carbono na biomassa lenhosa acima do solo

Neste estudo, um modelo alométrico pantropical foram aplicados para estimar biomassa lenhosa acima do solo nas três topografias diferentes. Modelos alométricos específicos que contemplam áreas alagáveis ainda não foram desenvolvidos, todavia, aqueles que levam em consideração DAP, a densidade da madeira da espécie ( $\rho$ ) e a altura total da árvore ( $H$ ) como parâmetros independentes tornam as estimativas mais precisas (Schöngart et al. 2010), no qual a utilização destes três parâmetros reduz significativamente erros de estimativa, como já observado em diversos estudos (Chave et al. 2004, 2005, 2014, Feldpausch et al. 2012).

Estão disponíveis medidas de  $\rho$  para mais de 350 espécies de igapó e várzea na Amazônia (Martius 1992, Worbes et al. 1992a, 1995, 2001, Worbes 1996, 1997, 1994, Parolin et al. 1998, Parolin and Worbes 2000, Parolin 2002, Schöngart 2003, Schöngart et al. 2005, Wittmann et al. 2006, Wittmann and de Oliveira Wittmann 2010, Batista 2011). O valor de  $\rho$  foi estimado a partir de dados coletados em vários igapós e prioritariamente utilizando os dados disponíveis no banco de dados do grupo MAUA para igapós mais semelhantes à nossa área de estudo (Parolin and Worbes 2000, Batista 2015).

**Tabela 1.** Modelos alométricos utilizados nas estimativas de biomassa lenhosa acima do solo de árvores do nível topográfico alto, médio e baixo, no igapó de água preta do Rio Abacate e Rio Uatumã. BIO = biomassa;  $\rho$  = densidade; H = altura; DAP = diâmetro à altura do peito.

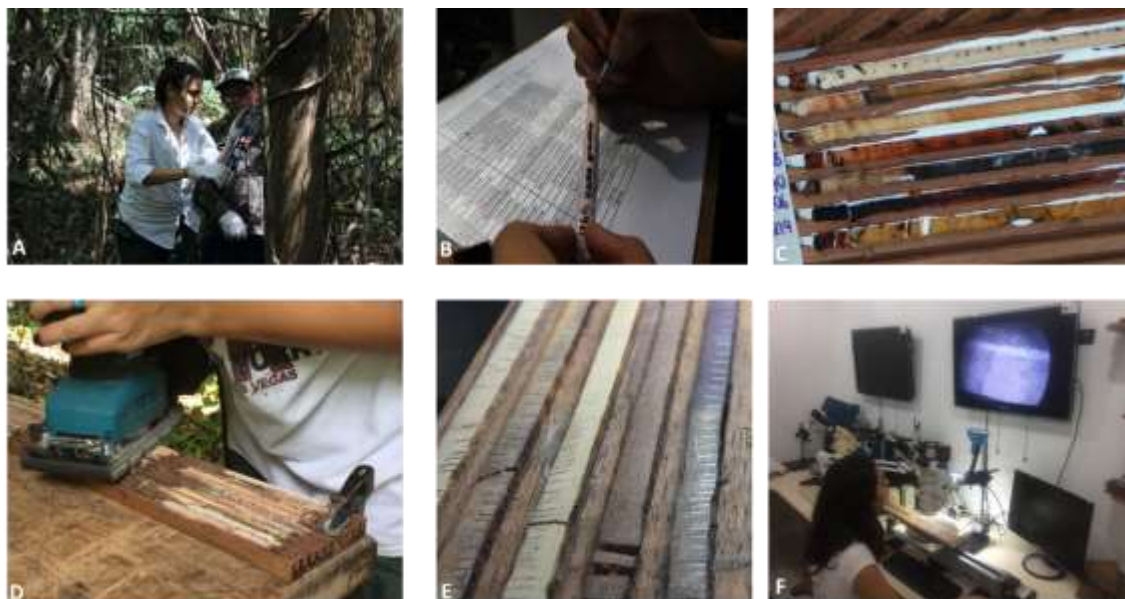
Modelo Alométrico	Fonte
(1) $BIO = 0,0673 (\rho * DAP^2 * H)^{0,976}$	Chave et al. (2014)
(2) $\ln(BIO) = -3,3488 + 2,7483 * \ln(DAP)$	Goodman et al. (2013)

O modelo (1) utilizado é de Chave *et al.* (2014), que calibrou o modelo utilizando 4004 árvores (>5 cm DAP) de 58 sítios pantropicais em florestas primárias e secundárias, excluindo estudos em plantações e sistemas agroflorestais que minimizam a variabilidade natural de alometria das árvores. Para as estimativas de biomassa de palmeiras, foi utilizado o modelo alométrico (2) de Goodman *et al.* (2013). A equação geral no nível de família Arecaceae foi desenvolvida a partir da medida de biomassa por método direto

em 136 palmeiras em florestas maduras no Oeste da Amazônia. De maneira geral, Clark et al. (2001), Roy and Saugier (2001) e Malhi et al. (2004), assumem um valor de 50% de C na madeira, enquanto Kirby and Potvin (2007) assumem que o percentual do teor de carbono na biomassa acima do solo da madeira é de 47% que foi assumido para este estudo.

### **Análise dos anéis de crescimento**

A coleta e preparo das amostras segue a sequência exposta na Figura 2. A perfuração das árvores para retirar amostras de madeira foi realizada com auxílio de uma broca de 5,15 mm de diâmetro (Haglöf, Suécia), conduzidas ao Laboratório de Dendroecologia do INPA/MAUA (Fig. 2a) e posteriormente coladas em uma bandeja de madeira para análise (Fig. 2b, c). A superfície transversal das amostras foi lixada progressivamente em diferentes granulometrias de 60 a 600 (Fig. 2d), com objetivo de permitir a visualização dos anéis de crescimento e suas estruturas (lenho inicial e tardio, parênquima marginal e variações intra-anuais da densidade da madeira). Esta análise macroscópica da anatomia da madeira tem como finalidade de associar os anéis anuais de crescimento aos tipos básicos da sua anatomia macroscópica descritos por Coster (1927) e adotados por Worbes (1989, 2002). Os anéis foram marcados através das imagens de alta definição (Fig. 2e), com auxílio de lupa acoplada numa tela de 32 polegadas. Por fim, os anéis foram então medidos com precisão de 0,01 mm (Fig. 2f) através do dispositivo digital LINTAB (Rinntech, Alemanha) acoplado a um computador e software específico para análise de cronosequências TSAP-Win (*Time Series Analyses and Presentation* – Versão 4.64, Rinntech, Alemanha), que fornece curvas de incremento radial individuais (Schöngart et al. 2005).



**Figura 2.** Perfuração das árvores para obtenção das amostras (A), armazenamento para transporte ao Laboratório de Dendroecologia no INPA (B), colagem das amostras em bandeja (C), polimento das amostras em diferentes granulometrias de 60 a 600 (D), identificação e marcação dos anéis de crescimento (E) e medida dos anéis de crescimento (F).

### **Estimativa do sequestro e tempo médio de residência do carbono**

As taxas médias de incremento anual foram calculadas para cada indivíduo, espécie e parcela. A idade dos indivíduos foi estimada relacionando o DAP medido em campo pelas taxas médias de incremento anual em diâmetro obtidas (Worbes et al. 2003, Schöngart et al. 2005). A estimativa da idade a nível de parcela foi obtida a partir da média das idades de todas as espécies nas quais foi possível relacionado DAP medido em campo e as taxas média de incremento anual. Com isso foram criados modelos de regressão não-linear (sigmoideal) relacionando o DAP com a idade estimada da árvore em cada parcela (Schöngart 2008):

$$DAP = a / (1 + (b * idade)^c)$$

Baseado nesses modelos foi obtido o incremento diamétrico corrente anual (IDA) das árvores pela diferença do diâmetro (DAP) de um ano (t) para outro:

$$IDA = DAP_t - DAP_{t-1}$$

A partir da relação idade-diâmetro foi estimado o crescimento em altura das espécies arbóreas, por um modelo de regressão não linear de diâmetro-altura em cada parcela (Junk et al. 2010, Cintra et al. 2013).

$$H = \frac{DAP * a}{(DAP + b)}$$

Substituindo o parâmetro independente (DAP) na relação idade-diâmetro pela altura, obtida por meio do modelo de regressão entre diâmetro e altura estima para cada idade da árvore, podemos estimar ao longo da vida das árvores, o diâmetro e a altura e obter as curvas de crescimento para cada topografia.

A idade das árvores estimadas por anéis de crescimento foi relacionada com os valores de biomassa lenhosa acumulada estimada por modelos alométricos, em mais um modelo de regressão sigmoidal:

$$\text{Biomassa} = a / (1 + (b * \text{idade})^c)$$

Para estimar a produção em biomassa foi calculando a diferença entre a biomassa obtido pelos dados do inventário florestal e a biomassa estimada que o indivíduo teve cinco anos atrás (Cintra et al. 2013):

$$\text{Produtividade} = \sum(\text{AGWB}_t - \text{AGWB}_{t-5})/5$$

Para isso foi levando em consideração o aumento do DAP (estimado pelos anéis anuais) e o aumento da altura (estimada pela relação entre DAP e altura), assumindo um valor constante da densidade da madeira (Schöngart et al. 2010, 2011). Para estimar os estoques e a produtividade de carbono foram consideradas 47% dos valores de estoques e produtividade em biomassa lenhosa acima do solo, respectivamente. O tempo médio de residência (*TR*) do carbono (*turnover*) é dado pela divisão do estoque pelo sequestro da floresta no nível da parcela (Malhi et al. 2004):

$$\text{TR} = \text{Estoque C} / \text{Sequestro C}$$

### **Análises Estatísticas**

O software R (R Core Team 2017) foi utilizado para o teste de hipóteses U de Mann-Whitney (nível de significância de 5%) para verificar quando os sistemas florestais do Rio Abacate e Uatumã são distintos ou iguais em relação as variáveis de área basal, biomassa, densidade, estoque, incremento diamétrico anual, idade, produtividade, sequestro e tempo de residência do carbono.

O Software Xact Versão 7.22b (SCILAB, Alemanha) foi utilizado para os modelos

de regressão sigmoidal. O Software Microsoft Excel foi utilizado para o cálculo do desvio padrão, média, máximos e mínimos de todas as variáveis estudadas (DAP, altura das árvores, altura de inundação, densidade da madeira, incremento radial anual, idade, estoque e sequestro de C na biomassa lenhosa, produtividade e tempo de residência do C a nível de espécie, de parcela e as variáveis entre si).

Os modelos de regressão gerados (idade-diâmetro, idade-biomassa, diâmetro-altura) foram relacionados também com os dias de inundação, para cada parcela, a fim de encontrar alguma influência no crescimento das árvores, estoque e sequestro de C e produtividade da floresta.

## RESULTADOS

### Fitofisionomia da floresta

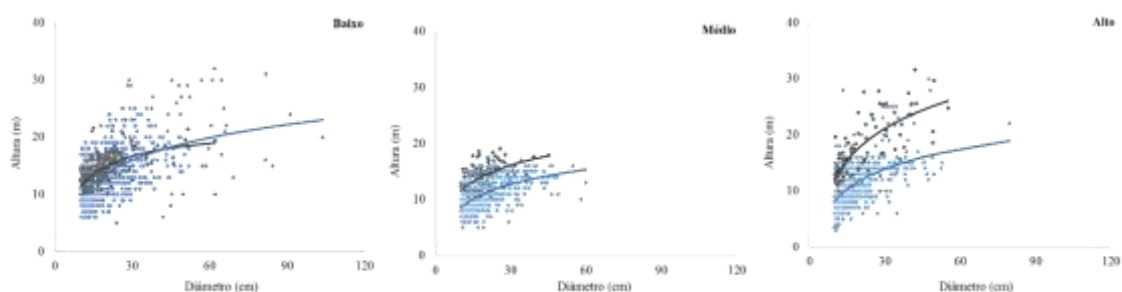
Em ambos os sistemas de igapós (Tabela 2), o maior número de espécies (104-127 spp. ha<sup>-1</sup>) está concentrado nas altas topografias declinando com aumento da duração de inundação. A maior densidade (750-997 ind. ha<sup>-1</sup>) e a maior área basal (28,7-33,6 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) foram encontradas nas baixas topografias dos dois sistemas estudados.

**Tabela 2.** Descrição de cada nível topográfico nas florestas alagáveis de igapó do Rio Abacate e Rio Uatumã em relação ao número de espécies, árvores em cada parcela e amostras coletadas por parcela; média e desvio padrão do diâmetro à altura do peito (DAP), área basal, altura das árvores, dias de inundação, densidade da madeira, incremento diamétrico anual (IDA) e idade; e valores estimados para biomassa, estoque e sequestro de carbono, produtividade da floresta e tempo médio de residência do carbono (*turnover*).

Variáveis	Abacate			Uatumã		
	Alto	Médio	Baixo	Alto	Médio	Baixo
Topografia						
Dias de inundação	42 ± 33	57 ± 40	110 ± 55	25 ± 53	84 ± 87	142 ± 106
Nº de espécies ha <sup>-1</sup>	104	89	62	127	28	29
Nº de árvores ha <sup>-1</sup>	632	689	750	459	547	997
Nº de ind. coletados por ha <sup>-1</sup>	143	105	71	67	73	51
DAP (cm)	19,0 ± 9,4	18,9 ± 8,7	21,6 ± 12,1	19,4 ± 10,3	19,0 ± 7,0	18,0 ± 6,9
Altura (m)	11,1 ± 3,6	10,6 ± 2,5	13,5 ± 4,7	16,7 ± 4,0	13,8 ± 1,7	14,0 ± 1,8
Área Basal (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	22,1	23,0	36,6	17,4	17,3	28,7
Densidade da madeira (g cm <sup>-3</sup> )	0,72 ± 0,14	0,71 ± 0,15	0,71 ± 0,12	0,63 ± 0,13	0,56 ± 0,12	0,76 ± 0,07
IDA (mm)	2,07 ± 0,83	1,89 ± 0,61	1,84 ± 0,61	3,04 ± 1,62	4,58 ± 2,13	2,01 ± 0,59
Média de idade (anos)	78 ± 12	77 ± 13	89 ± 11	63 ± 16	46 ± 9	99 ± 22
Biomassa (Mg ha <sup>-1</sup> )	139	136	271	153	144	233
Estoque C (Mg C ha <sup>-1</sup> )	65	64	127	72	68	109
Produtividade (Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	2,7	2,0	3,4	3,8	4,1	3,7
Sequestro C (Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	1,3	1,0	1,6	1,8	1,9	1,7
Tempo de residência (anos)	51	67	80	40	35	63

Uma importante observação é a presença de indivíduos da família Areaceae e mais especificamente da espécie *Astrocaryum jauari* (Arecaceae) no nível médio do Uatumã com 106 palmeiras (19,4% da abundância) em uma parcela de 547 indivíduos. Os valores médios de altura são maiores no nível topográfico mais alto do Rio Uatumã, enquanto no Rio Abacate no nível topográfico mais baixo, o mesmo comportamento pode ser observado para o DAP médio.

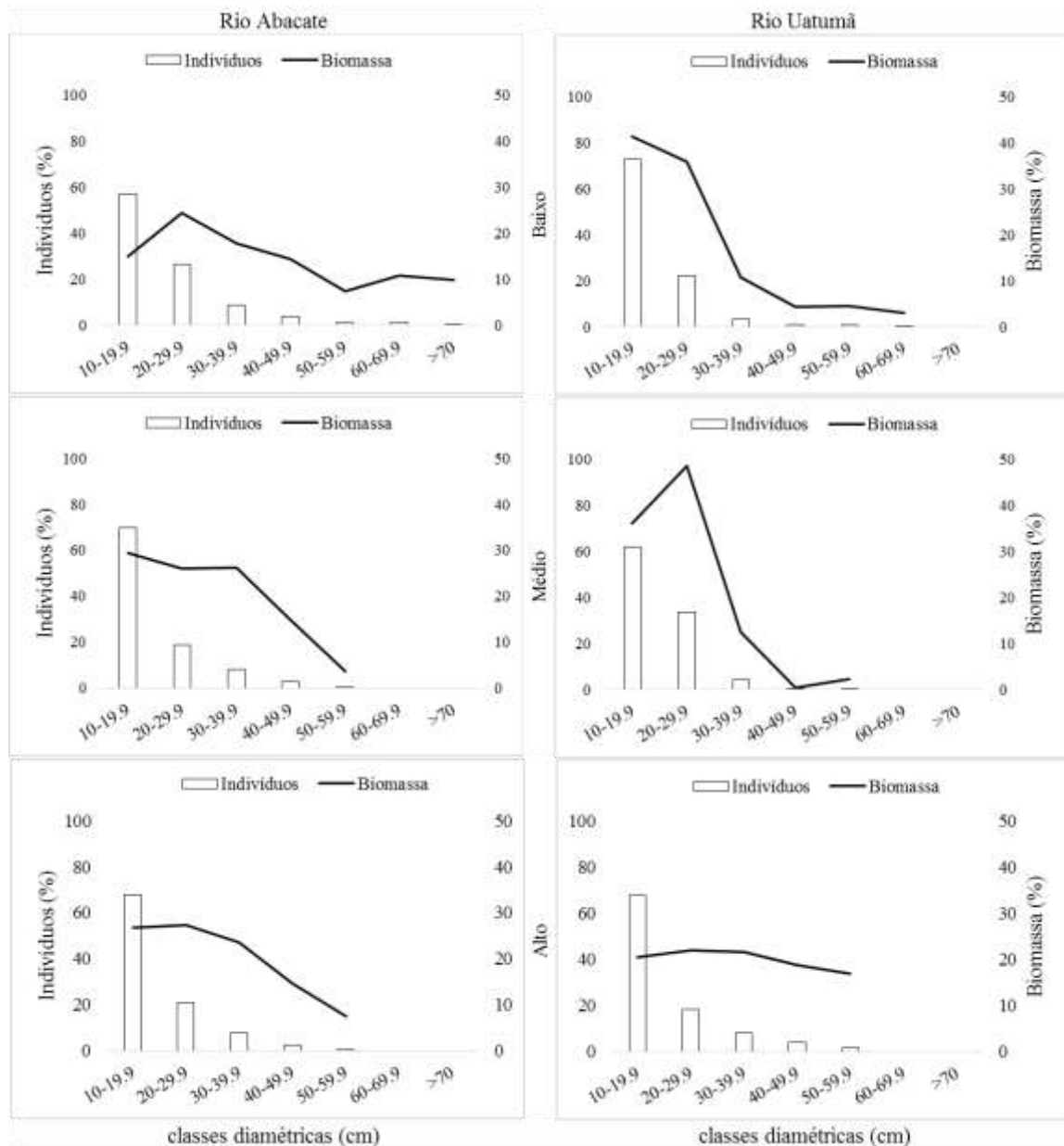
As correlações entre o DAP e a altura (Fig. 3) foram em todas as topografias dos dois sistemas de igapó significativas ( $p < 0,01$ ). Enquanto a relação entre DAP e altura é similar entre os dois sistemas de igapó nas baixas topografias, a diferença aumenta ao longo do gradiente de inundação indicando maiores alturas para o mesmo DAP no igapó do Rio Uatumã.



**Figura 3.** Relação entre DAP e altura das árvores para o nível topográfico alto, médio e baixo dos igapós do Rio Abacate e Rio Uatumã.

### **Biomassa acima do solo**

A maior quantidade de biomassa (carbono) está concentrada nas baixas topografias com 271 Mg ha<sup>-1</sup> (127 Mg C ha<sup>-1</sup>) no Rio Abacate e 233 Mg ha<sup>-1</sup> (109 Mg C ha<sup>-1</sup>) no Rio Uatumã (Tabela 2). Em comparação com os valores estimados para o nível médio e alto, os estoques de biomassa (carbono) foram muito semelhantes. No igapó médio as estimativas resultaram em 136 Mg ha<sup>-1</sup> (64 Mg C ha<sup>-1</sup>) no Rio Abacate e 144 Mg ha<sup>-1</sup> (68 Mg C ha<sup>-1</sup>) no Rio Uatumã e no igapó alto em 139 Mg ha<sup>-1</sup> (65 Mg C ha<sup>-1</sup>) no Rio Abacate e 153 Mg ha<sup>-1</sup> (72 Mg C ha<sup>-1</sup>) no Rio Uatumã (Tabela 2).

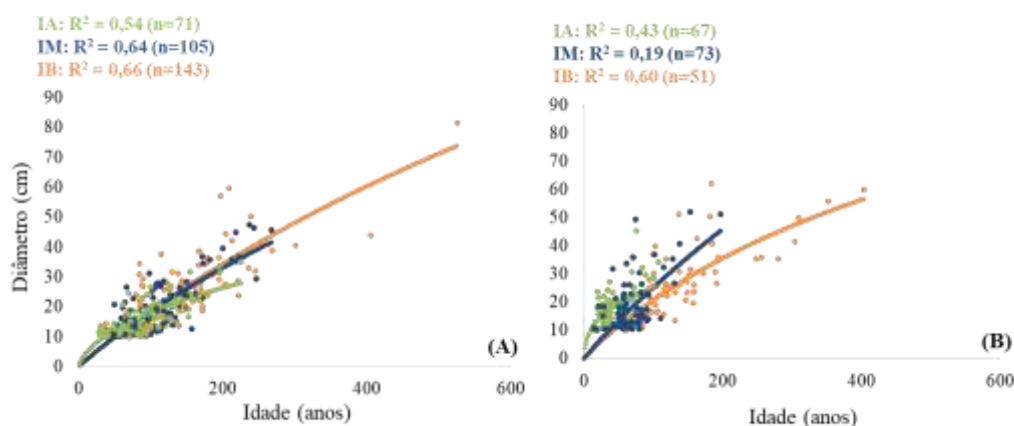


**Figura 4.** Distribuição do percentual de biomassa lenhosa acima do solo em linha (eixo y à direita) e percentual de indivíduos em barras (eixo y à esquerda) por classes diamétricas.

Todas as parcelas levantadas apresentam uma diminuição da abundância de indivíduos com aumento da classe diamétrica (Fig. 4). A distribuição de biomassa acima do solo por classes diamétricas mostrou diferenças entre topografias e entre os dois sistemas de igapó estudados (Fig. 4). Nas topografias baixa e média do Rio Uatumã a maior parte da biomassa concentra-se nas primeiras duas classes diamétricas abrangendo 77-85% do estoque total de biomassa. No igapó do Rio Abacate a distribuição de biomassa por classes diamétricas é mais uniforme. A distribuição de biomassa por classe diamétrica na topografia alta é muito similar nos dois sistemas.

## Idade das árvores e taxas de incremento

Seguindo respectivamente a sequência de igapó do Rio Abacate e Rio Uatumã, a idade máxima encontrada, a partir dos anéis de crescimento, contados nos cores a partir da medula até a casca, foi de 215 e 297 anos, ambos na baixa topografia. As idades estimadas a partir da extrapolação dos incrementos radiais médios em relação à medida real do DAP, obtido em campo, mostraram-se muito maiores nas parcelas localizadas no Rio Abacate em comparação com as parcelas do Rio Uatumã (Fig. 5).



**Figura 5.** Relação idade (anos) e diâmetro (cm) para o igapó Alto (IA - verde), Igapó Médio (IM - azul) e Igapó Baixo (IB - laranja) do Rio Abacate (Fig. A) e Rio Uatumã (Fig. B).

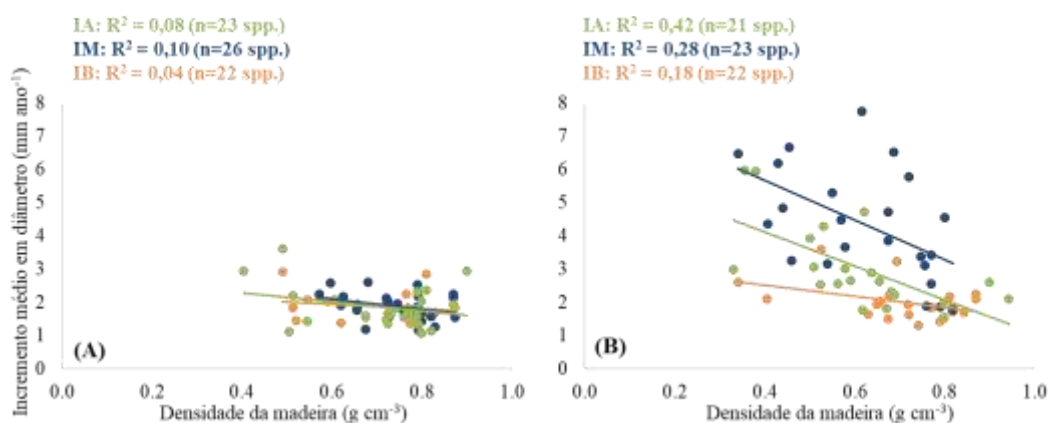
A partir da extrapolação, árvores com estimativas de mais de 100 anos totalizaram 159 indivíduos, distribuídos em 76, 53 e 30 árvores e 31, 1 e 7 árvores no igapó alto, médio e baixo para o Rio Abacate e Rio Uatumã, respectivamente. Todos os modelos de regressão sigmoidal da relação entre idade e diâmetro de todas as parcelas apresentaram correlações significativas (Fig. 5). A idade média das florestas não variou muito entre as três topografias do Rio Abacate (77-89 anos), enquanto no igapó do Rio Uatumã houve uma variação grande entre  $46 \pm 9$  anos na topografia média e  $99 \pm 22$  anos na topografia baixa (Tabela 2).

As taxas médias de incremento em diâmetro mostraram pouca variação entre as topografias de igapó do Rio Abacate entre  $1,84 \pm 0,61$  mm ano<sup>-1</sup> (topografia baixa) e  $2,07 \pm 0,61$  mm ano<sup>-1</sup> (topografia alta) (Tabela 2). Nos igapós estudados do Rio Uatumã as taxas médias de incremento em diâmetro foram, para as mesmas topografias, superiores comparados aquele do Rio Abacate variando entre  $2,01 \pm 0,59$  mm ano<sup>-1</sup> (topografia baixa) e  $4,48 \pm 2,13$  mm ano<sup>-1</sup> (topografia média) (Tabela 2).

Os valores médios de densidade da madeira (Tabela 2) não apresentam variações nos igapós do Rio Abacate (0,71 a 0,72 g cm<sup>-3</sup>), enquanto que é perceptível uma variação



nos valores médios para o Rio Uatumã (0,56 a 0,76 g cm<sup>-3</sup>). No nível das espécies analisadas, as relações entre o incremento médio em diâmetro e a densidade da madeira foram similares nos diferentes níveis topográficos no igapó do Rio Abacate (Fig. 6a). Em comparação, as espécies arbóreas analisadas nas topografias do Rio Uatumã apresentaram relações negativas (significativas) entre as taxas médias de incremento em diâmetro e a densidade da madeira com diferenças distintas entre as três topografias do igapó (Fig. 6b). Ainda no sistema do Rio Uatumã, o teste U de Mann Whitney mostrou que os valores médios para densidade da madeira são significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ), enquanto que o incremento em diâmetro é significativamente semelhante ( $p < 0,05$ ; Apêndice D) entre os níveis topográficos alto, médio e baixo.



**Figura 6.** Relação da densidade da madeira e incremento médio em diâmetro para o Igapó Alto (IA – verde), Igapó Médio (IM – azul) e Igapó Baixo (IB- laranja) do Rio Abacate (Fig. A) e Rio Uatumã (Fig. B).

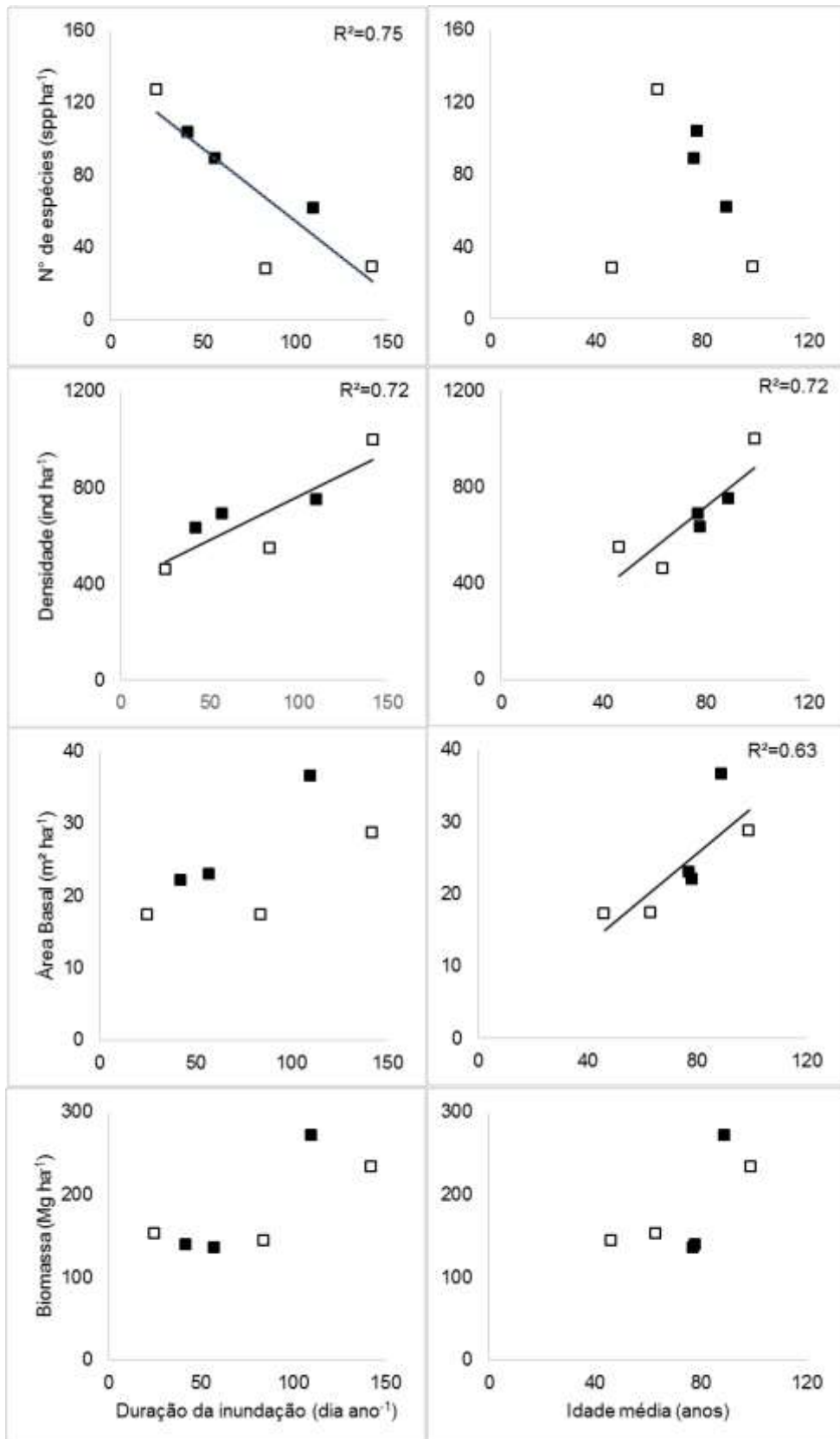
### Produtividade da biomassa lenhosa e tempo médio de residência do carbono

A produtividade estimada (sequestro de carbono) de biomassa lenhosa acima do solo variou de 2,0 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (1,0 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) na topografia média a 3,4 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (1,6 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) na cota mais baixa do Rio Abacate, enquanto o Rio Uatumã apresentou estimativas superiores de produtividade em cada topografia variando de 3,7 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (1,7 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) na topografia baixa a 4,1 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (1,9 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) na cota média (Tabela 2). Estimando o tempo médio de residência de carbono na biomassa lenhosa acima do solo, por meio da divisão do estoque de carbono pela taxa de sequestro de carbono, resultou em períodos inferiores para o Rio Uatumã (35-63 anos) em comparação com o sistema natural no Rio Abacate (51-80 anos) (Tabela 2), considerando que os níveis topográficos baixo e médio são significativamente semelhantes ( $p > 0,05$ ), o nível alto de ambos os sistemas e o nível médio e baixo do Rio

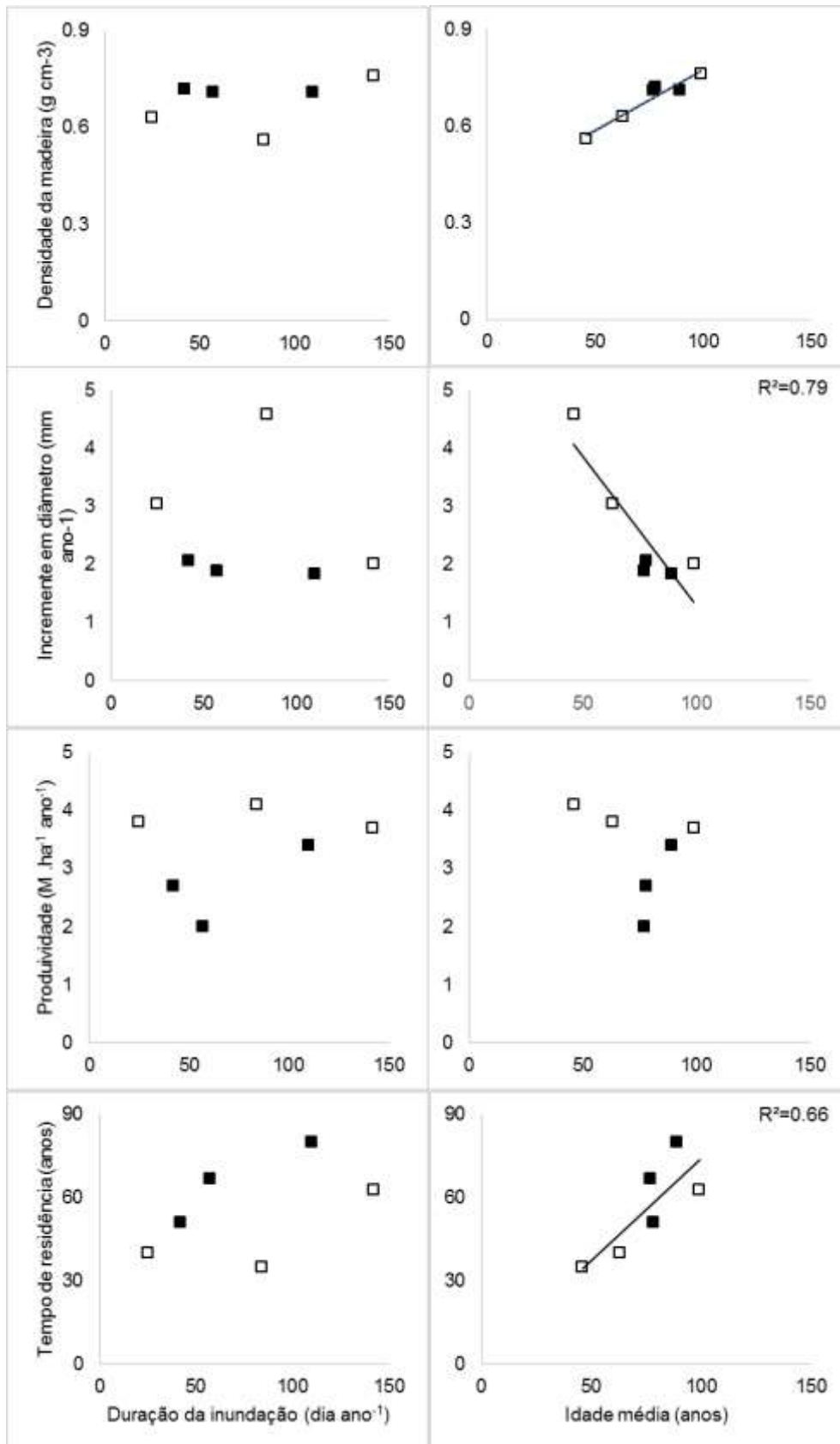
Abacate são significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ; Apêndice D).

### **Relação entre a duração da inundação e da idade da floresta com parâmetros estruturais e dinâmicos no igapó**

A figura 7 relaciona parâmetros estruturais (número de indivíduos e espécies, área basal, biomassa lenhosa acima do solo) e a figura 8 relaciona os parâmetros dinâmicos (densidade da madeira, taxas médias de incremento diamétrico, produção de biomassa lenhosa, tempo médio de residência de carbono na biomassa) com a duração da inundação e da idade média estimada da floresta considerando todas as parcelas analisadas.



**Figura 7.** Relações entre a duração da inundação (esquerda) e idade média da floresta (direita) com parâmetros estruturais de densidade de indivíduos, riqueza de espécies, área basal, estoque de biomassa nos igapós estudados no Rio Abacate (símbolos pretos) e Rio Uatumã (símbolos brancos). Correlações significativas ( $p < 0,05$ ) são indicadas pelo  $R^2$ .



**Figura 8.** Relações entre a duração da inundação (esquerda) e idade média da floresta (direita) com parâmetros de produtividade (densidade da madeira, taxas anuais de incremento médio em diâmetro, produtividade de biomassa e tempo médio da residência de carbono nos igapós estudados no Rio Abacate (símbolos preenchidos) e Rio Uatumã (símbolos brancos). Correlações significativas ( $p < 0,05$ ) são indicadas pelo  $R^2$ .

A duração da inundação só apresenta correlações significativas com a densidade de indivíduos (positiva) e riqueza de espécies (negativa), enquanto que a idade da floresta está significativamente relacionada com a densidade de indivíduos (positiva), área basal (positiva), densidade da madeira (positiva), taxas anuais de incremento médio em diâmetro (negativa) e tempo médio da residência de carbono (positivo).

## **DISCUSSÃO**

Neste estudo foram comparados a riqueza de espécies arbóreas, estrutura e dinâmica florestal de diferentes topografias ao longo do gradiente de inundação num sistema natural (Rio Abacate) e um sistema de igapó impactado pela UHE de Balbina no Rio Uatumã, construída na década de 1980. Porém, não foi possível relacionar distúrbios causados nas florestas de igapó com as alterações do regime hidrológico analisadas por Assahira et al. (2017). Possivelmente, por que os distúrbios que resultaram em um aumento significativo do nível da água nas cotas mais baixas e conseqüentemente ocasionaram mortalidade elevada, começou a afetar os igapós de baixas topografias somente no período da década de 2000. Todavia, os resultados obtidos sugerem que existem diferentes estágios da sucessão secundária nos igapós da Bacia do Rio Uatumã, o que será discutido na sequência.

Em geral, estudos realizados em florestas de igapó de água-preta ao longo de gradientes topográficos indicam uma correlação negativa entre a riqueza de espécies e a duração da inundação (Ferreira 1997, Monteiro et al. 2014, Aguiar 2015, Targhetta et al. 2015) que resulta numa zanação típica das espécies arbóreas (Worbes 1997, Aguiar 2015, Targhetta et al. 2015) refletindo o nível de adaptação a inundação que estas espécies atingiram durante períodos evolutivos (Wittmann et al. 2010). A riqueza de espécies arbóreas com 28-29 spp. ha<sup>-1</sup> (DAP ≥ 10 cm), encontrada nas topografias médias e baixas do igapó do Rio Uatumã, na área afetada pela UHE de Balbina, é similar com valores encontrados por Targhetta et al. (2015) com 26-49 spp ha<sup>-1</sup> (DAP ≥ 10 cm) na mesma região de estudo com impacto da UHE de Balbina a jusante da barragem (Andreae et al. 2015). Esta riqueza de espécies é baixa quando comparada com sistemas de igapó sem influência de UHE, como no Rio Abacate (62-104 spp ha<sup>-1</sup>; Tabela 2) e outras regiões de igapó ao longo da calha do Rio Negro e seus afluentes (57-79 spp ha<sup>-1</sup>; Montero et al. 2014, Assis et al. 2015) . A baixa riqueza de espécies na cota baixa, e principalmente na cota média do Rio Uatumã, é possivelmente um reflexo de mudanças do regime hidrológico, resultado de um aumento no nível mínimo anual de 104 cm após o período

de operação da UHE de Balbina, quando comparado com o período antes da implementação da barragem (Assahira et al. 2017). Por outro lado, os igapós médios não foram afetados pelo aumento do nível mínimo da água, enquanto as topografias altas de igapó a jusante da barragem ficaram menos tempo inundadas devido à redução significativa do nível máximo anual em cerca 90 cm durante o período pós-barragem, possivelmente favorecendo o estabelecimento de espécies arbóreas de terra firmes adjacentes aumentando a riqueza de espécies (Lobo 2017) atingindo 127 spp ha<sup>-1</sup> (Tabela 2).

Relacionando os parâmetros levantados neste estudo com a duração da fase aquática, foram observadas correlações significativas com a riqueza de espécies arbóreas e a densidade de árvores, enquanto a idade média da floresta mostrou correlações significativas com a maior parte dos parâmetros estruturais e dinâmicos (Figs.7 e 8), nos quais, apenas os igapós do Rio Uatumã mostraram correlações significativas com a grande maioria dos parâmetros dinâmicos (Fig. 8). A correlação destes parâmetros com a idade da floresta é similar comparada aos processos estudados na várzea da Amazônia Central, caracterizada por diferentes estágios sucessionais de florestas que se desenvolvem em consequência de distúrbios naturais, devido os processos constantes de sedimentação e erosão (Salo et al. 1986, Worbes et al. 1992b, Wittmann et al. 2002, 2004, Schöngart 2003). Devido às inundações periódicas e o alto teor de sedimentos nos rios de água branca, a alta dinâmica hidro-geomorfológica (Peixoto 2007) é responsável por uma alta diversidade de habitats e na coexistência de diferentes estágios sucessionais (Junk et al. 2012). Estágios iniciais dominados por poucas espécies pioneiras com curta longevidade, altas taxas de incremento em diâmetro e baixa densidade da madeira se transformam ao longo do tempo em estágios da sucessão tardia, caracterizados por uma alta riqueza de espécies arbóreas que na sua maioria apresentam idades elevadas, baixas taxas de incremento diamétrico e altas taxas de densidade da madeira (Worbes et al. 1992b, Schöngart 2003, Wittmann et al. 2004, 2006). Ao longo do gradiente successional, com aumento da idade do estágio, observa-se um aumento da densidade da madeira, uma diminuição das taxas médias de incremento diamétrico, e um aumento do tempo médio de residência do carbono na biomassa lenhosa (Schöngart et al. 2010). Nas florestas de igapó estudadas na bacia do Rio Uatumã são observadas tendências semelhantes que indicam que estas florestas possivelmente representam estágios sucessionais que se desenvolveram após distúrbios.

Igapós apresentam condições geomorfológicas relativamente estáveis devido à

falta de sedimentos em suspensão (Irion et al. 1997, Junk et al. 2015). Distúrbios neste ecossistema são associados às mudanças no uso de terra como extrativismo de madeira (Scabin et al. 2012), implementação de usinas hidrelétricas resultando em mudanças do regime hidrológico (Assahira et al. 2017), desmatamento das florestas nas cabeceiras (Davidson et al. 2012) e distúrbios associados aos eventos hidro-climáticos extremos (Piedade et al. 2012). Um evento hidro-climático extremo causou níveis mínimos anuais da água extremamente altos durante anos consecutivos no período 1971-1975 que resultou em inundações permanentes das baixas topografias nos igapós do Rio Negro durante quase cinco anos consecutivos (Piedade et al. 2012) resultando em alta mortalidade de espécies arbóreas e arbustivas. O estudo de Assahira et al. (2017) mostrou que a alta mortalidade da espécie arbórea *Macrolobium acaciifolium* (Fabaceae) foi causada pelos altos níveis mínimos da água durante vários anos consecutivos devido a alteração do regime hidrológico do Rio Uatumã, que resultou na extinção da fase terrestre. Outros eventos hidro-climáticos severos que afetam os ecossistemas de igapó são os fortes eventos de El Niño (Williams et al. 2005), resultando em fogos de grande escala nas cabeceiras como observado em 1925/26 (Sombroek 2001), 1997/98 (Flores et al. 2014) ou, pelo forte El Niño que ocorreu no período 2015/16 (Aragão et al. 2018). Florestas alagáveis de igapós dos rios de água-preta são vulneráveis aos incêndios, devido ao microclima seco no sub-bosque, a grande quantidade de material combustível fino e a presença de um tapete de raízes expostas ao fogo (Nelson 2001, Dos Santos and Nelson 2013b, de Resende et al. 2014, Flores et al. 2014, Almeida et al. 2016).

Vários parâmetros levantados e analisados neste estudo indicam que a topografia média do Rio Uatumã sofreu um distúrbio associado, porém, pela idade média das árvores este distúrbio não é relacionado às alterações do regime hidrológico descritas por Assahira et al. (2017). Esta parcela apresenta a menor riqueza de espécies encontrada neste estudo (28 spp. ha<sup>-1</sup>) com espécies abundantes que são descritas como espécies pioneiras nas florestas de várzea (Worbes et al. 1992, Schöngart 2003), com longevidade curta, altas taxas de incremento diamétrico e baixa densidade da madeira como *Nectandra amazonum* (28±4 anos; 4,84±1,21 mm ano<sup>-1</sup>; 0,44 g cm<sup>-3</sup>), *Macrolobium acaciifolium* (38±13 anos; 6,18±1,86 mm ano<sup>-1</sup>; 0,43 g cm<sup>-3</sup>), *Vitex cymosa* (51±31 anos; 4,48±1,66 mm ano<sup>-1</sup>; 0,57 g cm<sup>-3</sup>) e *Hydrochorea corymbulosa* (33±4 anos; 5,29±1,29 mm ano<sup>-1</sup>; 0,55 g cm<sup>-3</sup>) (Apêndice B). A comunidade arbórea apresenta a menor idade média de 46±9 anos associados com altas taxas médias de incremento diamétrico (4,6±2,1 mm ano<sup>-1</sup>) e uma baixa média da densidade da madeira (0,56±0,12 g cm<sup>-3</sup>) quando comparado com as

outras florestas de igapó analisados neste estudo (Tabela 1). Cerca de 85% da biomassa lenhosa acima do solo ( $144 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) é concentrada nos indivíduos jovens com DAP  $<20$  cm (Fig. 4) e a floresta apresenta uma produção relativamente alta de biomassa lenhosa ( $4.1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), resultando num curto tempo médio de residência do carbono na biomassa lenhosa estimado em 35 anos (Tabela 1). A topografia média do Rio Uatumã é caracterizada pela alta abundância relativa (19%) da palmeira *Astrocaryum jauari* (Arecaceae). Piedade et al. (2006) relatam que a alta densidade populacional observada nos igapós da região de Barcelos, caracterizada com intenso extrativismo, provavelmente é resultado de propagação vegetativa e dispersão de sementes por barocoria. A alta abundância de indivíduos de *A. jauari* nos igapós de topografias médias do Rio Uatumã, em comparação com o Rio Abacate, possivelmente é um bioindicador de distúrbios. Porém, futuros estudos são necessários para estudar a ocorrência desta espécie em relação com a história do uso de terra (fogo, extrativismo).

Em comparação com o igapó do Rio Uatumã, o igapó do Rio Abacate nas topografias médias é caracterizado pela baixa abundância das espécies com caráter pioneiro e pela ausência da palmeira *A. jauari*. A comunidade arbórea apresenta uma riqueza de espécies três vezes superior, com uma idade média de  $77 \pm 13$  anos, baixas taxas médias de incremento de  $1,89 \pm 0,61 \text{ mm ano}^{-1}$  e elevada densidade da madeira de  $0,71 \pm 0,15 \text{ g cm}^{-3}$  (Tabela 1). As espécies arbóreas abundantes são características para formações de florestas maduras com longevidades altas, baixas taxas médias de incremento em diâmetro e alta densidade da madeira (Schöngart et al. 2010) como *Eschweilera albiflora* ( $67 \pm 28$  anos;  $1,18 \pm 0,01 \text{ mm ano}^{-1}$ ;  $0,67 \text{ g cm}^{-3}$ ), *E. parvifolia* ( $108 \pm 24$  anos;  $1,17 \pm 0,16 \text{ mm ano}^{-1}$ ;  $0,79 \text{ g cm}^{-3}$ ) e *Licania macrophylla* ( $106 \pm 43$  anos;  $1,71 \pm 0,23 \text{ mm ano}^{-1}$ ;  $0,76 \text{ g cm}^{-3}$ ). O estoque de biomassa lenhosa é similar com a topografia média da floresta do Rio Uatumã ( $136 \text{ Mg ha}^{-1}$ ), porém, distribuídas uniformemente pelas classes diamétricas. A produção estimada de biomassa do igapó do Rio Abacate ( $2,0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) é a metade daquela estimada para o Rio Uatumã resultando num tempo médio de residência de carbono na biomassa de 67 anos, duas vezes mais alto em comparação com o Rio Uatumã (Tabela 1).

As estimativas de estoques de carbono na biomassa nas florestas alagáveis de igapó do Rio Abacate e Rio Uatumã, são de  $85 \pm 36 \text{ Mg C ha}^{-1}$  e  $83 \pm 22 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , respectivamente, com uma tendência de que o estoque aumenta à medida que o gradiente topográfico diminui (Tabela 2). Os valores estimados são similares em florestas de igapós da mesma região de estudo afetada pela UHE de Balbina apresentados por Targhetta et



al. (2015) que estimam uma média de  $72 \pm 30 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , porém, apresentando uma correlação negativa com a duração da fase aquática, ou seja, um aumento de biomassa com diminuição da inundação. Isso indica que na região do igapó afetada pela UHE de Balbina não há padrões claros na relação dos estoques de biomassa acima do solo e o regime hidrológico, possivelmente devido estágios sucessionais diferentes que resultaram de distúrbios causados pela mudança do regime hidrológico associada com a UHE de Balbina (Assahira et al. 2017) e/ou impactos ambientais anteriores, associados com eventos hidro-climáticos severos que podem ser associados com inundações prolongadas, como aqueles descritos para a região do Rio Negro na década 1970 (Piedade et al. 2012) ou com eventos de seca extrema associados com fortes eventos de El Niño que tornam os igapós susceptíveis ao fogo (de Resende et al. 2014, Flores et al. 2014b, 2017, Schöngart et al. 2017b). Como o registro do nível da água é relativamente curto na bacia do Rio Uatumã, reconstruções do regime hidrológico baseados em anéis de crescimento (Schöngart et al. 2004b) são necessários para detectar possíveis distúrbios associados com eventos hidro-climáticos extremos nesta bacia hidrográfica.

Em comparação com estudos realizados em igapós ao longo de rios de água-preta em outras regiões da Amazônia Central os estoques de carbono na biomassa lenhosa acima do solo são superiores em comparação com os igapós da bacia do Rio Uatumã ( $84 \pm 27 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ), como na região do Rio Jaú ( $102 \pm 19 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ; Corrêa 2017), do Rio Negro na região de Barcelos ( $128 \pm 37 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ), do Arquipélago das Anavilhanas ( $123 \pm 32 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) (Batista 2015) e do Lago Amanã ( $127 \pm 22 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ; Stadler 2007; Apêndice C). Somente os igapós do Rio Jufarí apresentam estoques inferiores de carbono na biomassa acima do solo ( $56\text{-}67 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ; Batista 2015). Todavia, quando comparado a florestas de terra-firme, o carbono estocado na biomassa é maior nas florestas que não inundam (Chambers et al. 2001, Malhi et al. 2004). A grande variação observada nas estimativas de biomassa dos igapós em diferentes regiões da bacia pode ser explicada pela estrutura e idade da floresta e pelas condições hidro-edáficas que apresentam uma heterogeneidade nesse tipo florestal (Assis et al. 2015, Montero et al. 2015).

A produção de biomassa lenhosa acima do solo dos sistemas de igapó estudados ( $1,0\text{-}1,9 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) apresenta valores inferiores com outros igapós de rios de água-preta, com exceção do Rio Jufarí ( $0,7\text{-}1,6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) (Apêndice C). Em comparação com outros ecossistemas como os igapós de rios de água-clara, as várzeas e paleo-várzeas e as florestas de terra firme, os valores dos igapós são inferiores (Apêndice C), com exceção dos igapós do Arquipélago das Anavilhanas que apresenta uma produção em

biomassa superior, que provavelmente indica influência da importação de sedimentos pelo Rio Branco (Junk *et al.* 2015). Estimando o tempo médio de residência na biomassa, os valores estimados para o igapó da água-preta tendem a ser mais longo comparado ao *turnover* dos igapós de água-clara, várzeas e paleo-várzeas (Apêndice C). Somente a terra firme da Amazônia Central apresenta *turnover* mais longos devido os altos estoques de carbono na biomassa acima do solo (Apêndice C). Muitos estudos mostram que igapós de água preta são sistemas menos dinâmicos e de baixa produtividade, logo, florestas menos dinâmicas possuem tempo de residência do carbono maior. Em geral, as condições heterogêneas do solo explicam para a bacia amazônica a variação de estoque, produção da biomassa e diferentes taxas de *turnover* (Quesada *et al.*, 2012).

## CONCLUSÕES

A comparação da estrutura e dinâmica entre os igapós estudados nos rios Abacate e Uatumã evidenciaram distúrbios na topografia média do igapó do Rio Uatumã. Porém, não foi possível de relacionar a origem deste distúrbio com as alterações do regime hidrológico durante a operação da UHE de Balbina, devido à idade média da floresta. A idade média da floresta se mostrou um parâmetro robusto de explicar a estrutura e dinâmica das florestas de igapó indicando que estas florestas são um mosaico de vários estágios de sucessão secundária que possivelmente se desenvolvem após sofrer distúrbios de fonte natural ou antropogênica associados a eventos hidro-climáticos extremos, que ocasionam inundações ou secas extremas por anos consecutivos. Portanto, ainda que não seja possível relacionar os distúrbios aqui encontrados com as alterações do regime hidrológico no Rio Uatumã que a barragem ocasionou, as mudanças na fitofisionomia de acordo com o nível topográfico e a riqueza de espécies, sugerem que houve um distúrbio forte no Rio Uatumã antes do período da operação da UHE de Balbina.

## AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento da bolsa de estudo, ao projeto LBA “Distúrbios hidrológicos sobre a vegetação de florestas alagáveis por rio de água-preta (igapó) na Amazônia Central: diferenciado anomalias climáticas de impactos antropogênicos (Chamada MCTI/CNPq/FNDCT – Ação transversal – n° 68/2013; processo 4578932013-3), ao

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Instituto Max-Planck de Química (MPIC) e ao Grupo Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas (MAUA), pelo apoio logístico, financeiro e estrutural para realização desse projeto.

## **BIBLIOGRAFIA CITADA**

Abril, G.; Parize, M.; Pérez, M.A.P.; Filizola, N. 2013. Wood decomposition in Amazonian hydropower reservoirs: An additional source of greenhouse gases. *Journal of South American Earth Sciences* 44: 104–107.

Aguiar, D.P.P. 2015. Influência dos fatores hidro-edáficos na diversidade, composição florística e estrutura da comunidade arbórea de igapó no Parque Nacional do Jaú, Amazônia Central. : [s.n.], 2015. ix, 62 f.. Dissertação (Biologia (Ecologia)) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.

Almeida, D.R.A.; Nelson, B.W.; Schietti, J.; Gorgens, E.B.; Resende, A.F.; Stark, S.C.; et al. 2016. Contrasting fire damage and fire susceptibility between seasonally flooded forest and upland forest in the Central Amazon using portable profiling LiDAR. *Remote Sensing of Environment* 184: 153–160.

Almeida, D.R.A. de; Nelson, B.W.; Schietti, J.; Gorgens, E.B.; Resende, A.F.; Stark, S.C.; et al. 2016. Contrasting fire damage and fire susceptibility between seasonally flooded forest and upland forest in the Central Amazon using portable profiling LiDAR. *Remote Sensing of Environment* 184: 153–160.

Alvares, C.A.; Stape, J.L.; Sentelhas, P.C.; De Moraes Gonçalves, J.L.; Sparovek, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711–728.

Andreae, M.O.; Acevedo, O.C.; Araújo, A.; Artaxo, P.; Barbosa, C.G.G.; Barbosa, H.M.J.; et al. 2015. The Amazon Tall Tower Observatory (ATTO): Overview of pilot measurements on ecosystem ecology, meteorology, trace gases, and aerosols. *Atmospheric Chemistry and Physics* 15: 10723–10776.

Aragão, L.E.O.C.; Anderson, L.O.; Fonseca, M.G.; Rosan, T.M.; Vedovato, L.B.; Wagner, F.H.; et al. 2018. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nature Communications* 9: 1–12.

Assahira, C.; de Resende, A.F.; Trumbore, S.E.; Wittmann, F.; Cintra, B.B.L.; Batista, E.S. 2017. Tree mortality of a flood-adapted species in response of hydrographic changes caused by an Amazonian river dam. *Forest Ecology and Management* 396: 113–123.

Assis, R.L.; Haugaasen, T.; Schöngart, J.; Montero, J.C.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F. 2015. Patterns of tree diversity and composition in Amazonian floodplain paleo-várzea forest. *Journal of Vegetation Science* 26: 312–322.

Batista, E.S. 2011. *Dendroclimatologia da espécie arbórea Macrolobium acaciifolium (Fabaceae) em flo-restas de igapó na Amazônia Central*. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, 66p.

Batista, E.S. 2015. *Estimativas de produtividade de biomassa lenhosa ao longo de gradientes ambientais em florestas alagáveis na Amazônia Central*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 100p.

Chambers, J.Q.; Ribeiro, R.J.; Higuchi, N. 2001. Tree damage , allometric relationships , and above-ground net primary production in central Amazon forest. 152: 73–84. *Forest Ecology Management* 152:73–84

Chave, J.; Condit, R.; Aguilar, S.; Hernandez, A.; Lao, S.; Perez, R. 2004. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 359: 409–420.

Chave, J.; Andalo, C.; Brown, S.; Cairns, M.A.; Chambers, J.Q.; Eamus, D.; et al. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145: 87–99.

Chave, J.; Réjou-Méchain, M.; Búrquez, A.; Chidumayo, E.; Colgan, M.S.; Delitti, W.B.C.; et al. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology* 20: 3177–3190.

Cintra, B.B.L.; Schiatti, J.; Emillio, T.; Martins, D.; Moulatlet, G.; Souza, P.; et al. 2013. Soil physical restrictions and hydrology regulate stand age and wood biomass turnover rates of Purus-Madeira interfluvial wetlands in Amazonia. *Biogeosciences* 10: 7759–7774.

Clark, D.A.; Brown, S.; Kicklighter, D.W.; Chambers, J.Q.; Thomlinson, J.R.; Ni, J.; et

al. 2001. Net primary production in tropical forests: An evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications* 11: 371–384.

Correa, J.B; Schongart, J. 2017. *Spatial-temporal variation of carbon stock in the woody biomass along a hydrographic gradient in igapo floodplain forests in Jau National Park, Central Amazonia/ Dissertacao (Mestrado)*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Programa Ciências de Florestas Tropicais. Manaus: sn.

Coster, C. 1927. Zur anatomie und physiologie der zuwachszone-und jahresringbildung in den tropen. *Annales du Jardin Botanique de Buitenzorg*, v. 37, p. 49-161.

De Simone, O.; Müller, E.; Junk, W.J.; Schmidt, W. 2002. Adaptations of Central Amazon tree species to prolonged flooding: Root morphology and leaf longevity. *Plant Biology* 4: 515–522.

Davidson, E.A.; De Araújo, A.C.; Artaxo, P.; Balch, J.K.; Brown, I.F.; Mercedes, M.M.; et al. 2012. The Amazon basin in transition. *Nature* 481: 321–328.

Dezzeo, N.; Worbes, M.; Ishii, I.; Herrera, R. 2003. Annual tree rings revealed by radiocarbon dating in seasonally flooded forest of the Mapire river, a tributary of the lower Orinoco river, Venezuela. *Plant Ecology* 168: 165–175.

ELETRONORTE/IBAMA. 1997. Reserva Biológica do Uatumã. Plano de Manejo Fase 1. *Documento de informações básicas*: 68.

Fearnside, P.M. 1990. Balbina licoes tragicas na Amazonia. *Ciência Hoje*: 34–40.

Fearnside, P.M. 1995. Hydroelectric Dams in Brazilian Amazonia As. *Environmental Conservation* 22: 7–19.

Fearnside, P.M. 2014. Impacts of Brazil's Madeira River Dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Science and Policy* 38: 164–172.

Fearnside, P.M. 2015. Emissions from tropical hydropower and the IPCC. *Environmental Science and Policy* 50: 225–239.

Feldpausch, T.R.; Lloyd, J.; Lewis, S.L.; Brienen, R.J.W.; Gloor, M.; Monteagudo Mendoza, A.; et al. 2012. Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. *Biogeosciences* 9: 3381–3403.

- Ferreira, L. V. 1997. Effects of the duration of flooding on species richness and floristic composition in three hectares in the Jau National Park in floodplain forests in central Amazonia. *Biodiversity & Conservation* 6: 1353–1363.
- Ferreira, L.V.; De Almeida, S.S.; Parolin, P. 2010. Amazonian white-and blackwater floodplain forests in Brazil: Large differences on a small scale. *Ecotropica* 16: 31–41.
- Flores, B.M.; Piedade, M.T.F.; Nelson, B.W. 2014. Fire disturbance in Amazonian blackwater floodplain forests. *Plant Ecology and Diversity* 7: 319–327.
- Flores, B.M.; Fagoaga, R.; Nelson, B.W.; Holmgren, M. 2016. Repeated fires trap Amazonian blackwater floodplains in an open vegetation state. *Journal of Applied Ecology* 53: 1597–1603.
- Flores, B.M.; Holmgren, M.; Xu, C.; van Nes, E.H.; Jakovac, C.C.; Mesquita, R.C.G.; et al. 2017. Floodplains as an Achilles' heel of Amazonian forest resilience. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114: 4442–4446.
- Foley, J.A.; Botta, A.; Coe, M.T.; Costa, M.H. 2002. El Niño-Southern oscillation and the climate, ecosystems and rivers of Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles* 16: 20–79.
- Fonseca Júnior, S.F.; Piedade, M.T.F.; Schöngart, J. 2009. Wood growth of *Tabebuia barbata* (E. Mey.) Sandwith (Bignoniaceae) and *Vatairea guianensis* Aubl. (Fabaceae) in Central Amazonian black-water (igapó) and white-water (várzea) floodplain forests. *Trees - Structure and Function* 23: 127–134.
- Forsberg, B.R.; Melack, J.M.; Dunne, T.; Barthem, R.B.; Goulding, M.; Paiva, R.C.D.; et al. 2017. *The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems*. Vol. 12.1-35p.
- Furch, K. 1997. Chemistry of várzea and igapó soils and nutrient inventory of their floodplain forests. In: *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*, p.47–67.
- Gloor, M.; Brienen, R.J.W.; Galbraith, D.; Feldpausch, T.R.; Schöngart, J.; Guyot, J.L.; et al. 2013. Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. *Geophysical Research Letters* 40: 1729–1733.
- Gloor, M.; Barichivich, J.; Ziv, G.; Brienen, R.; Schöngart, J.; Peylin, P. 2015. Recent

Amazon climate as background for possible ongoing Special Section: *Global Biogeochemical Cycles* 29, 2015.

Hastenrath, S. 1984. Interannual Variability and Annual Cycle: Mechanisms of Circulation and Climate in the Tropical Atlantic Sector. *Monthly Weather Review* 112: 1097–1107.

Irion, G.; Junk, W.J.; de Mello, J.A.S.N. 1997. The large central Amazonian river floodplains near Manaus: geological, climatological, hydrological and geomorphological aspects. In: *The Central Amazon Floodplain*, Springer, p.23–46.

Junk, W.J. 1989. *Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains*. 47-64p.

Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences* 106: 110–127.

Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. 2010. *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Vol. 210.618p.

Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Schöngart, J.; Cohn-Haft, M.; Adeney, J.M.; Wittmann, F. 2011. A classification of major naturally-occurring amazonian lowland wetlands. *Wetlands* 31: 623–640.

Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Schöngart, J.; Wittmann, F. 2012. A classification of major natural habitats of Amazonian white-water river floodplains (várzeas). *Wetlands Ecology and Management* 20: 461–475.

Junk, W.J.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Piedade, M.T.F. 2015. A classification of the major habitats of Amazonian black-water river floodplains and a comparison with their white-water counterparts. *Wetlands Ecology and Management* 23: 677–693.

Kemenes, A.; Forsberg, B.R.; Melack, J.M. 2011. CO<sub>2</sub> emissions from a tropical hydroelectric reservoir (Balbina, Brazil). *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 116.

Kirby, K.R.; Potvin, C. 2007. Variation in carbon storage among tree species: Implications for the management of a small-scale carbon sink project. *Forest Ecology and*

*Management* 246: 208–221.

Klinge, H.; Furch, K.; Harms, E.; Revilla, J. 1983. Foliar nutrient levels of native tree species from central Amazonia. 1. Inundation forests. *AMAZONIA*. 8: 19–45.

Kurzatkowski, D.; Leuschner, C.; Homeier, J. 2015. Effects of flooding on trees in the semi-deciduous transition forests of the Araguaia floodplain, Brazil. *Acta Oecologica*, 69: 21-30

Lees, A.C.; Peres, C.A.; Fearnside, P.M.; Schneider, M.; Zuanon, J.A.S. 2016. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 25: 451–466.

Lewis, S.L.; Brando, P.M.; Phillips, O.L.; Van Der Heijden, G.M.F.; Nepstad, D. 2011. The 2010 Amazon drought. *Science* 331: 554.

Lobo, G. de S. 2017. *A alteração do regime hidrológico afeta a composição florística e estrutura de florestas de igapó ? Um estudo comparativo entre um rio regulado e outro prístino na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã , Am.* Dissertação (Mestrado). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Manaus: [s.n.].

Lucas, C.M.; Schöngart, J.; Sheikh, P.; Wittmann, F.; Piedade, M.T.F.; McGrath, D.G. 2014. Effects of land-use and hydroperiod on aboveground biomass and productivity of secondary Amazonian floodplain forests. *Forest Ecology and Management* 319: 116-127

Malhi, Y.; Baker, T.R.; Phillips, O.L.; Almeida, S.; Alvarez, E.; Arroyo, L.; et al. 2004. The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. *Global Change Biology* 10: 563–591.

Marengo, J.A. 2004. Interdecadal variability and trends of rainfall across the Amazon basin. *Theoretical and Applied Climatology* 78: 79–96.

Marengo, J.A.; Nobre, C.A.; Tomasella, J.; Oyama, M.D.; de Oliveira, G.S.; de Oliveira, R.; et al. 2008. The drought of Amazonia in 2005. *Journal of Climate* 21: 495–516.

Marengo, J.A.; Tomasella, J.; Alves, L.M.; Soares, W.R.; Rodriguez, D.A. 2011. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. *Geophysical Research Letters* 38: 1–5.

Marengo, J.A.; Espinoza, J.C. 2016. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia:



- Causes, trends and impacts. *International Journal of Climatology* 36: 1033–1050.
- Marengo, J.A.; Aragão, L.E.O.C.; Cox, P.M.; Betts, R.; Costa, D.; Kaye, N.; et al. 2016. Impacts of climate extremes in Brazil the development of a web platform for understanding long-term sustainability of ecosystems and human health in amazonia (pulse-Brazil). *Bulletin of the American Meteorological Society* 97: 1341–1346.
- Martius, C. 1992. Density, Humidity, and Nitrogen-Content of Dominant Wood Species of Floodplain Forests (Varzea) in Amazonia. *Holz Als Roh-Und Werkstoff* 50: 300–303.
- Monteiro, P.; Balch, J.K.; Nepstad, D.C.; Morton, D.C.; Putz, F.E. 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought – fire interactions. .
- Montero, J.C.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F. 2014. Floristic variation across 600 km of inundation forests (Igapó) along the Negro River, Central Amazonia. *Hydrobiologia* 729: 229–246.
- Montero, J.C.; Piedade, M.T.F.; Assis, R.L.; Haugaasen, T.; Sch, J.; Wittmann, F. 2015. Patterns of tree diversity and composition in rzea forest Amazonian floodplain paleo-v a. 26: 312–322.
- Nelson, B.W. 2001. Fogo em florestas da Amazônia Central em 1997. *Anais X SBSR*: 1675–1682.
- Nobre, P.; Srukla, J. 1996. Variations of Sea Surface Temperature, Wind Stress, and Rainfall over the Tropical Atlantic and South America. *Journal of Climate* 9: 2464–2479.
- Nobre, C.A.; Obregón, G.O.; Marengo, J.A.; Fu, R.; Poveda, G. 2013. Characteristics of Amazonian Climate: Main Features. In: *Amazonia and Global Change*, p.149–162.
- Nobre, C.A.; Sampaio, G.; Borma, L.S.; Castilla-Rubio, J.C.; Silva, J.S.; Cardoso, M. 2016. Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113: 10759–10768.
- Parolin, P.; Ferreira, L. V; Junk, W.J. 1998. Central Amazonian floodplains: effect of two water types on the wood density of trees. *International Association of Theoretical and Applied Limnology, Vol 26, Pt 3* 26: 1106--1112\$ \r1517.

- Parolin, P.; Worbes, M. 2000. Wood density of trees in the Amazonia, Brazil. *Acta Amazonica* 30: 441–448.
- Parolin, P. 2002. Radial gradients in wood specific gravity in trees of Central Amazonian floodplains. *IAWA Journal* 23: 449–457.
- Parolin, P.; De Simone, O.; Haase, K.; Waldhoff, D.; Rottenberger, S.; Kuhn, U.; et al. 2004. Central Amazonian Floodplain Forests: Tree Adaptations in a Pulsing System. *The Botanical Review* 70: 357–380.
- Parolin, P.; Lucas, C.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F. 2010. Drought responses of flood-tolerant trees in Amazonian floodplains. *Annals of Botany* 105: 129–139.
- Peixoto, J.M.A. 2007. *Monitoramento da dinâmica da geomorfologia fluvial da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, por meio de técnicas de sensoriamento remoto*. M. Sc. thesis INPA/UFAM, Manaus, Brazil.
- Piedade, M.T.F.; Parolin, P.; Junk, W.J. 2006. Phenology, fruit production and seed dispersal of *Astrocaryum jauari* (Arecaceae) in Amazonian black water floodplains. *Revista de Biologia Tropical* 54: 1171–1178.
- Piedade, M.T.F. 2010. Biochemistry of Amazonian floodplain trees. In: *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*, p.127–140.
- Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Parolin, P.; Junk, W.J. 2012. Impactos ecológicos da inundação e seca na vegetação das áreas alagáveis amazônicas. *Eventos climáticos extremos na Amazônia: causas e conseqüências*: 405–457.
- Pires, J.M.; Prance, G.T. 1985. The vegetation types of the Brazilian Amazon. In: *Key Environments: Amazonia*, p.109–145.
- Prance, G.T. 1979. Notes on the Vegetation of Amazonia III. The Terminology of Amazonian Forest Types Subject to Inundation. *Brittonia* 31: 26.
- Prance, G.T. 1980. A terminologia dos tipos de florestas amazônicas sujeitas a inundação. *Acta Amazonica* 10: 495–504.
- Quesada, C.A.; Lloyd, J.; Anderson, L.O.; Fyllas, N.M.; Schwarz, M.; Czimczik, C.I.

2011. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeosciences* 8: 1415–1440.

Quesada, C.A.; Phillips, O.L.; Schwarz, M.; Czimczik, C.I.; Baker, T.R.; Patiño, S.; Fyllas, N.M.; Hodnett, M.G.; *et al.* 2012. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate, *Biogeosciences*, 9, 2203–2246, doi:10.5194/bg-9-2203-2012, 2012.

Resende, A.F.; Nelson, B.W.; Flores, B.M.; de Almeida, D.R. 2014. Fire damage in seasonally flooded and upland forests of the Central Amazon. *Biotropica* 46: 643–646.

Richey, J.E.; Melack, J.M.; Aufdenkampe, A.K.; Ballester, V.M.; Hess, L.L. 2002. Outgassing from Amazonia rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO<sub>2</sub>. *Nature* 416: 617–620.

Rosa, S.A.; Barbosa, A.C.M.C.; Junk, W.J.; da Cunha, C.N.; Piedade, M.T.F.; Scabin, A.B.; *et al.* 2017. Growth models based on tree-ring data for the Neotropical tree species *Calophyllum brasiliense* across different Brazilian wetlands: implications for conservation and management. *Trees - Structure and Function* 31: 729–742.

Roy, J.; Saugier, B. 2001. Terrestrial primary productivity: definitions and milestones. *Terrestrial global productivity*: 1–6.

Salo, J.; Kalliola, R.; Häkkinen, I.; Mäkinen, Y.; Niemelä, P.; Puhakka, M.; *et al.* 1986. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. *Nature* 322: 254–258.

Santos, A.R.; Nelson, B.W. 2013. Leaf decomposition and fine fuels in floodplain forests of the Rio Negro in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 29: 455–458.

Scabin, A.B.; Costa, F.R.C.; Schöngart, J. 2012. The spatial distribution of illegal logging in the Anavilhanas archipelago (Central Amazonia) and logging impacts on species. *Environmental Conservation* 39: 111–121.

Schöngart, J. 2003. Dendrochronologische Untersuchungen in Überschwemmungswäldern der várzea Zentralamazoniens *Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen* 149, Erich Goltze Verlag, Göttingen.

Schöngart, J.; Piedade, M.T.F.; Ludwigshausen, S.; Horna, V.; Worbes, M. 2002. Phenology and stem-growth periodicity of tree species in Amazonian floodplain forests.

*Journal of Tropical Ecology* 18: 581–597.

Schöngart, J.; Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Ayres, J.M.; Hüttermann, A.; Worbes, M. 2004a. Teleconnection between tree growth in the Amazonian floodplains and the El Niño-Southern Oscillation effect. *Global Change Biology* 10: 683–692.

Schöngart, J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Junk, W.J.; Worbes, M. 2005. Wood growth patterns of *Macrolobium acaciifolium* (Benth.) Benth. (Fabaceae) in Amazonian black-water and white-water floodplain forests. *Oecologia* 145: 454–461.

Schöngart, J.; Junk, W.J. 2007. Forecasting the flood-pulse in Central Amazonia by ENSO-indices. *Journal of Hydrology* 335: 124–132.

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

Schöngart, J.; Wittmann, F.; Worbes, M. 2010. Biomass and net primary production of Central Amazonian floodplain forests. In: *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*, Ecological. p.347–388.

Schöngart, J.; Arieira, J.; Felfili Fortes, C.; Cezarine De Arruda, E.; Nunes Da Cunha, C. 2011. 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* 8: 3407–3421.

Schöngart, J.; Wittmann, F.; Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. 2017. Vulnerability of Amazonian floodplains to wildfires differs according to their typologies impeding generalizations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114: 201713734.

Stadler. 2007. *Estimativas de biomassa lenhosa, estoque e sequestro de carbono acima do solo ao longo do gradiente de inundação em uma floresta de igapó alagada por água-preta na Amazônia Central*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 57p.

Targhetta, N.; Kesselmeier, J.; Wittmann, F. 2015. Effects of the hydroedaphic gradient on tree species composition and aboveground wood biomass of oligotrophic forest ecosystems in the central Amazon basin. *Folia Geobotanica* 50: 185–205.

Tomasella, J.; Pinho, P.F.; Borma, L.S.; Marengo, J.A.; Nobre, C.A.; Bittencourt,

O.R.F.O.; et al. 2013. The droughts of 1997 and 2005 in Amazonia: Floodplain hydrology and its potential ecological and human impacts. *Climatic Change* 116: 723–746.

Williams, E.; Antonia, A.D.; Antonia, V.D.; Almeida, J.M. De; Suarez, F.; Liebmann, B.; et al. 2005. The Drought of the Century in the Amazon Basin : *An Analysis of the Regional Variation of Rainfall in South America in 1926* . 35: 231–238.

Wittmann, F.; Parolin, P. 1999. Phenology of six tree species from Central Amazonian várzea. *Ecotropica* 5: 51–57.

Wittmann, F.; Anhuf, D.; Funk, W.J. 2002. Tree species distribution and community structure of central Amazonian várzea forests by remote-sensing techniques. *Journal of Tropical Ecology* 18: 805–820.

Wittmann, F.; Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. 2004. The várzea forests in Amazonia: Flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. *Forest Ecology and Management* 196: 199–212.

Wittmann, F.; Schöngart, J.; Montero, J.C.; Motzer, T.; Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; et al. 2006. Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography* 33: 1334–1347.

Wittmann, F.; Schöngart, J.; De Brito, J.M.; Oliveira Wittmann, A. de; Piedade, M.T.F.; Parolin, P.; et al. 2010. *Manual of trees from Central Amazonian várzea floodplains: Taxonomy, ecology and use*. Editora INPA, .

Wittmann, F.; de Oliveira Wittmann, A. 2010. Use of Amazonian floodplain trees. In: *Amazonian Floodplain Forests*, Springer, p.389–418.

Wittmann, F.; Junk, W.J. 2016. Amazon River Basin. In: *The Wetland Book*, p.1–20.

Worbes, M. 1985. Structural and other adaptations to long-term flooding by trees in Central Amazonia. *Amazoniana* 9: 459–484.

Worbes, M. 1989. Growth Rings, Increment and Age of Trees in Inundation Forests, Savannas and a Mountain Forest in the Neotropics. *IAWA Journal* 10: 109–122.

Worbes, M.; Klinge, H.; Revilla, J.D.J.D.; Martius, C. 1992a. On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in Central Amazonia. *Journal*

*of Vegetation Science* 3: 553–564.

Worbes, M. 1994. *Grundlagen und Anwendungen der Jahresringforschung in den Tropen*. Max-Planck-Institut für Limnologie.

Worbes, M.; Klosa, D.; Lewark, S. 1995. Rohdichtestruktur von Jahresringen tropischer Hölzer aus zentralamazonischen Überschwemmungswäldern. *Holz als Roh-und Werkstoff* 53: 63–67.

Worbes, M. 1996. Rhythmisches Wachstum und anatomisch-morphologische Anpassungen an Lebensstrategien von Baumen in zentralamazonischen Überschwemmungswäldern. *Mitt. dt. dendrol. Ges* 82: 155–172.

Worbes, M. 1997. The Forest Ecosystem of the Floodplains. *Ecological Studies* 126: 22.

Worbes, M.; Piedade, M.T.F.; Schöngart, J. 2001. Holznutzung im Mamirauá-Projekt zur nachhaltigen Entwicklung einer Region im Überschwemmungsbereich des Amazonas. *Forstarchiv* 72: 188–200.

Worbes, M. 2002. One hundred years of tree-ring research in the tropics—a brief history and an outlook to future challenges. *Dendrochronologia* 20: 217–231.

Worbes, M.; Staschel, R.; Roloff, A.; Junk, W.J. 2003. Tree ring analysis reveals age structure, dynamics and wood production of a natural forest stand in Cameroon. *Forest Ecology and Management* 173: 105–123.

Worbes, M. 2010. Wood anatomy and tree-ring structure and their importance for tropical dendrochronology. In: *Amazonian Floodplain Forests*, Springer, p.329–346.

Yoon, J.H.; Zeng, N. 2010. An Atlantic influence on Amazon rainfall. *Climate Dynamics* 34: 249–264.

**APÊNDICE A:** Informações para o Rio Abacate da quantidade de indivíduos (n), média, desvio padrão, mínimo e máximo do diâmetro à altura do peito (DAP, cm), idade (anos), incremento médio diamétrico (IMD, mm ano<sup>-1</sup>) e densidade ( $\rho$ , g cm<sup>-3</sup>) para o gradiente topográfico (igapó alto, médio e baixo).

Igapó Alto - Rio Abacate														
Espécie	n	DAP (cm)				Idade (anos)				IMD (mm ano <sup>-1</sup> )				$\rho$ (g cm <sup>-3</sup> )
		Média	desv.pad	Min	Max	Média	desv.pad	Min	Max	Média	desv.pad	Min	Max	
<i>Alchornea discolor</i>	5	12,9	2,0	10,5	15,0	46	18	25	69	2,95	0,93	1,89	4,10	0,404
<i>Campsiandra comosa</i>	2	37,0	1,1	36,2	37,8	68	30	46	89	2,36	0,34	2,12	2,60	0,810
<i>Caraipa richardiana</i>	2	32,6	1,7	31,4	33,8	134	8	128	140	1,66	0,09	1,60	1,73	0,732
<i>Crudia amazonica</i>	5	15,4	4,9	10,4	21,5	57	21	36	89	1,94	0,34	1,58	2,37	0,870
<i>Dicorynia paraensis</i>	4	24,2	7,6	17,3	34,9	109	48	50	164	2,08	0,90	1,43	3,39	0,606
<i>Elaeoluma cf. schomburgkiana</i>	5	16,4	4,6	11,9	20,7	62	15	51	87	1,70	0,16	1,55	1,95	0,770
<i>Eperua duckeana</i>	5	25,5	10,3	11,2	37,8	76	27	35	101	2,30	0,56	1,76	3,11	0,791
<i>Eschweilera albiflora</i>	5	19,7	8,2	11,9	33,6	90	41	48	141	1,59	0,40	1,25	2,05	0,674
<i>Eschweilera parvifolia</i>	3	16,9	4,5	12,9	21,7	100	9	91	108	1,32	0,27	1,07	1,61	0,792
<i>Eschweilera tessmanii</i>	2	17,2	5,6	13,3	21,2	81	26	62	99	1,56	0,01	1,55	1,56	0,789
<i>Gaulettia parillo</i>	4	13,3	4,3	10,0	19,2	92	19	66	109	1,05	0,26	0,72	1,26	0,800
<i>Guatteria guianensis</i>	5	17,2	5,2	10,5	24,0	73	13	58	95	2,19	0,25	1,87	2,55	0,515
<i>Humirastrium cuspidatum</i>	4	22,8	8,9	13,1	31,8	77	35	46	126	1,48	0,20	1,29	1,76	0,721
<i>Licania heteromorpha</i>	2	18,7	1,9	17,3	20,1	68	35	43	93	2,02	0,66	1,56	2,49	0,800
<i>Licania hypoleuca</i>	2	27,9	3,8	25,3	30,6	66	21	51	81	2,95	0,93	1,89	4,10	0,900
<i>Licania macrophylla</i>	3	15,5	8,8	9,7	25,6	71	23	52	96	1,53	0,44	1,20	2,03	0,760
<i>Mollia lepidota</i>	6	14,6	5,0	11,2	24,5	33	17	15	65	3,61	1,03	0,74	15,90	0,490
<i>Myrcia fallax</i>	4	13,0	2,6	10,9	16,6	76	32	44	115	1,13	0,22	0,85	1,39	0,820
<i>Ocotea adenotrachelium</i>	4	20,3	9,0	13,1	31,7	95	42	60	156	1,42	0,63	1,00	2,36	0,545
<i>Ouratea discophora</i>	4	15,0	4,1	10,9	20,1	53	8	45	60	1,79	0,36	1,26	1,99	0,791
<i>Pouteria pachyphylla</i>	2	18,0	6,3	13,6	22,5	45	13	36	54	1,52	0,22	1,36	1,67	0,781
<i>Protium heptaphyllum</i>	2	14,1	3,3	11,8	16,4	138	48	104	172	1,12	0,54	0,74	1,50	0,505
<i>Zygia cataractae</i>	2	15,9	0,5	15,5	16,2	86	13	76	95	1,34	0,05	1,31	1,38	0,725

Igapó Médio - Rio Abacate

Espécie	n	DAP (cm)				Idade (anos)				IMD (mm ano <sup>-1</sup> )				P (g cm <sup>-3</sup> )
		Média	desv.pad	Min	Max	Média	desv.pad	Min	Max	Média	desv.pad	Min	Max	
<i>Amanoa oblongifolia</i>	4	14,2	2,1	11,5	16,3	80	26	50	112	1,25	0,16	1,07	1,47	0,830
<i>Blepharocalyx eggersii</i>	4	15,8	5,4	11,4	23,1	70	28	35	103	1,53	0,34	1,31	2,05	0,726
<i>Calophyllum brasiliensis</i>	1	28,2	-	28,2	28,2	86	-	86	86	1,89	1,09	0,42	5,28	0,658
<i>Caraipa richardiana</i>	4	27,0	15,1	10,9	47,4	86	31	50	114	1,92	0,50	1,29	2,52	0,658
<i>Couratari cf. tenuicarpa</i>	5	27,8	13,1	12,1	45,0	89	33	48	138	2,25	1,01	1,14	3,78	0,573
<i>Crudia amazonica</i>	4	12,0	1,0	11,1	13,5	46	15	36	69	2,14	0,56	1,34	2,64	0,870
<i>Elaeoluma cf. schomburgkiana</i>	5	17,0	4,7	10,9	23,7	71	33	29	113	2,24	0,68	1,60	3,18	0,870
<i>Elvasia calophyllea</i>	4	16,5	5,7	10,6	23,5	100	60	56	187	1,68	0,30	1,43	2,11	0,800
<i>Eperua duckeana</i>	1	25,6	-	25,6	25,6	72	-	72	72	2,52	1,44	0,76	7,16	0,791
<i>Eperua rubiginosa</i>	2	23,4	18,7	10,1	36,6	77	44	46	108	1,96	0,27	1,77	2,14	0,745
<i>Erisma calcaratum</i>	5	22,7	7,6	17,0	35,8	63	17	49	88	2,59	0,59	1,68	3,20	0,680
<i>Eschweilera albiflora</i>	2	20,0	13,2	10,6	29,3	67	28	47	86	1,18	0,01	1,17	1,19	0,674
<i>Eschweilera parvifolia</i>	6	17,4	7,0	11,8	29,9	108	24	84	142	1,17	0,16	0,91	1,39	0,792
<i>Guatteria guianensis</i>	8	15,6	5,6	10,5	26,5	64	25	37	107	2,16	0,87	1,13	4,01	0,792
<i>Humirastrum cuspidatum</i>	5	26,0	12,2	15,3	46,3	83	40	55	151	2,13	0,31	1,73	2,53	0,721
<i>Licania macrophylla</i>	6	24,5	8,5	10,0	35,6	106	43	47	149	1,71	0,23	1,40	1,95	0,760
<i>Macrolobium limbatum</i>	4	14,6	4,3	10,8	20,8	79	11	65	90	2,16	1,39	1,16	4,22	0,625
<i>Manilkara bidentata</i>	3	34,7	13,6	19,4	45,6	95	28	63	115	1,54	0,22	1,29	1,70	0,874
<i>Myrcia fallax</i>	2	11,3	1,1	10,5	12,1	63	2	61	64	1,56	0,12	1,48	1,65	0,820
<i>Ocotea aciphylla</i>	4	24,9	14,7	11,7	44,9	89	18	68	112	1,77	0,25	1,51	2,06	0,655
<i>Ouratea discophora</i>	8	16,0	5,9	10,4	28,7	67	22	31	98	1,86	0,45	1,23	2,44	0,791
<i>Pouteria pachyphylla</i>	7	24,1	11,4	10,6	36,8	107	57	33	188	1,61	0,12	1,39	1,72	0,781
<i>Qualea dinizii</i>	8	23,5	9,9	12,0	39,4	62	19	37	93	2,58	0,56	1,97	3,39	0,598
<i>Rhabdodendrom macrophyllum</i>	7	14,7	5,8	10,5	27,6	56	27	32	102	1,42	0,52	0,80	2,20	0,800
<i>Swartzia laevicarpa</i>	4	23,0	10,0	10,9	34,4	77	29	46	105	1,90	0,36	1,54	2,36	0,620
<i>Zygia cataractae</i>	4	18,7	7,5	12,9	28,8	52	22	22	70	2,03	0,30	1,63	2,31	0,725



Igapó Baixo - Rio Abacate

Espécie	n	DAP (cm)				Idade (anos)				IMD (mm ano <sup>-1</sup> )				P (g cm <sup>-3</sup> )
		Média	desv.pad	Min	Max	Média	desv.pad	Min	Max	Média	desv.pad	Min	Max	
<i>Amanoa oblongifolia</i>	8	20,8	5,6	11,9	29,3	110	18	90	140	1,68	0,68	1,07	3,29	0,830
<i>Calyptanthes forsteri</i>	5	40,0	43,6	10,0	116,9	60	31	26	105	1,82	0,26	1,53	2,21	0,744
<i>Campsiandra comosa</i>	6	27,7	22,5	11,0	64,9	47	20	26	80	2,84	1,00	1,35	4,08	0,810
<i>Caraipa richardiana</i>	7	24,7	8,9	10,0	37,4	80	27	59	135	1,84	0,68	1,14	3,26	0,732
<i>Couratari cf. tenuicarpa</i>	13	46,6	19,7	13,2	57,0	106	41	50	177	2,18	0,64	1,29	3,72	0,573
<i>Elaeoluma cf. schomburgkiana</i>	11	18,7	10,0	10,2	37,1	86	31	54	167	1,83	0,59	1,09	2,98	0,770
<i>Elvasia calophyllea</i>	10	24,2	8,2	10,1	32,9	122	59	55	215	1,72	0,40	1,30	2,39	0,800
<i>Eschweilera albiflora</i>	12	18,6	4,9	10,9	29,0	96	29	57	144	1,53	0,26	1,08	1,93	0,674
<i>Eschweilera parvifolia</i>	5	18,8	10,7	10,1	34,5	69	18	40	87	1,65	0,43	1,08	2,14	0,792
<i>Guatteria guianensis</i>	7	20,6	6,6	13,2	31,6	93	18	68	114	1,83	0,65	1,13	2,74	0,515
<i>Humirastrum cuspidatum</i>	9	32,8	16,0	16,0	65,8	109	28	69	156	1,99	0,25	1,66	2,40	0,721
<i>Laetia cf. corumbulosa</i>	9	17,7	8,8	11,0	36,4	65	22	39	107	2,02	0,43	1,46	2,69	0,590
<i>Licania longistyla</i>	7	18,8	7,8	10,2	27,5	87	28	38	133	1,67	0,39	1,09	2,10	0,803
<i>Manilkara bidentata</i>	6	28,0	16,3	10,3	51,2	84	31	31	147	1,83	0,76	1,08	3,15	0,874
<i>Mollia lepidota</i>	9	23,2	5,4	17,3	30,9	47	20	26	97	2,91	0,60	2,19	3,76	0,490
<i>Mouriri brevipes</i>	5	15,1	3,8	10,6	19,4	78	19	56	100	1,36	0,23	1,09	1,65	0,775
<i>Ocotea adenotrachelium</i>	8	31,8	13,7	19,7	59,5	110	24	82	152	2,06	0,74	1,15	3,27	0,545
<i>Panopsis rubescens</i>	10	16,6	4,5	11,6	25,8	84	16	58	123	1,46	0,25	1,06	1,89	0,520
<i>Peltogyne venosa</i>	6	17,4	5,9	9,9	24,0	72	9	55	80	2,24	0,92	1,17	3,09	0,765
<i>Pouteria pachyphylla</i>	11	21,9	9,7	11,0	40,6	102	47	32	175	1,68	0,29	2,24	1,28	0,781
<i>Swartzia laevis</i>	1	16,5	-	16,5	16,5	190	21	29	70	1,38	0,63	0,50	4,94	0,620
<i>Zygia cataractae</i>	9	21,0	12,3	11,0	42,0	59	17	23	79	1,66	0,34	1,00	2,20	0,725

**APÊNDICE B:** Informações para o Rio Uatumã da quantidade de indivíduos (*n*), média, desvio padrão, mínimo e máximo do diâmetro à altura do peito (DAP, cm), idade (anos), incremento médio diamétrico (IMD, mm ano<sup>-1</sup>) e densidade ( $\rho$ , g cm<sup>-3</sup>) para o gradiente topográfico (igapó alto, médio e baixo).

Igapó Alto - Rio Uatumã														
Espécie	<i>n</i>	DAP (cm)				Idade (anos)				IMD (mm ano <sup>-1</sup> )				<i>P</i> (g cm <sup>-3</sup> )
		Média	desv.pad	Min	Max	Média	desv.pad	Min	Max	Média	desv.pad	Min	Max	
<i>Cordia</i> sp.	3	17,1	2,2	14,6	18,4	34	3	31	37	4,29	1,65	0,46	18,16	0,530
<i>Duguetia</i> sp.	4	13,6	2,9	11,5	17,9	62	12	51	74	2,22	0,20	0,44	9,00	0,688
<i>Eschweilera amazonica</i>	4	31,0	18,0	13,3	51,3	88	42	42	140	2,61	0,50	0,40	10,04	0,900
<i>Eschweilera grandifolia</i>	2	22,1	6,4	17,6	26,6	117	59	75	159	2,00	0,14	0,44	7,90	0,798
<i>Eschweilera</i> sp.	4	13,5	2,2	10,4	15,6	90	27	54	114	1,53	0,25	0,38	7,70	0,798
<i>Inga alba</i>	4	39,3	11,6	26,1	52,2	79	47	37	146	4,72	0,82	0,44	0,51	0,620
<i>Inga</i> sp.	4	18,8	11,4	11,2	35,8	54	23	35	87	3,00	1,22	0,34	18,82	0,579
<i>Jacaranda copaia</i>	5	24,4	16,5	10,6	49,5	41	23	13	69	5,96	1,72	0,54	24,46	0,354
<i>Maclobium</i> sp.	5	14,5	1,5	12,5	16,2	52	12	34	62	2,52	0,25	0,26	10,94	0,523
<i>Maquira</i> cf. <i>macrophylla</i>	2	23,9	18,7	10,7	37,1	61	2	59	62	2,65	1,38	0,34	18,06	0,590
<i>Naucleopsis</i> sp.	3	12,5	2,1	10,5	14,7	52	26	32	81	1,75	0,67	0,62	5,06	0,618
<i>Onychopetallum</i> sp.	4	19,6	6,4	11,9	26,5	63	10	49	71	2,88	0,25	0,52	12,48	0,637
<i>Pentaclethra</i> sp.	2	27,5	7,0	22,5	32,4	77	6	72	81	2,63	0,03	0,58	11,10	0,654
<i>Pourouma guianensis</i>	4	12,2	2,5	10,4	15,8	44	11	33	53	2,97	0,75	0,54	19,20	0,330
<i>Pouteria cladantha</i>	4	13,1	1,5	12,2	15,3	54	13	43	72	2,10	0,31	0,54	5,78	0,942
<i>Protium</i> sp.	4	18,2	4,9	13,3	23,4	59	22	26	72	2,55	0,82	0,46	11,86	0,563
<i>Rinorea racemosa</i>	2	11,7	0,6	11,3	12,1	56	6	51	60	2,31	0,09	0,76	6,76	0,682
<i>Simarouba amara</i>	5	17,6	5,0	10,2	22,6	39	24	17	75	5,94	2,05	1,08	30,98	0,380
<i>Sterculia excelsa</i>	4	22,3	9,5	13,4	35,3	68	48	39	139	3,05	1,03	0,54	12,72	0,510
<i>Tapirira guianensis</i>	2	28,3	3,0	26,2	30,4	71	3	69	73	3,92	0,06	0,62	20,08	0,500
<i>Trichilia</i> sp.	4	14,0	3,0	10,4	17,2	74	17	60	96	1,80	0,15	0,46	5,92	0,670

Igapó Médio - Rio Uatumã

Espécie	n	DAP (cm)				Idade (anos)				IMD (mm ano <sup>-1</sup> )				P (g cm <sup>-3</sup> )
		Média	desv.pad	Min	Max	Média	desv.pad	Min	Max	Média	desv.pad	Min	Max	
<i>Alchornea schomburgkiana</i>	4	25,0	7,9	16,1	34,2	79	27	54	107	3,24	0,57	0,34	14,80	0,460
<i>Banara guianensis</i>	3	54,1	57,8	13,2	95,0	71	25	53	89	1,89	0,33	0,82	6,72	0,760
<i>Buchenavia</i> sp.	1	10,5	-	10,5	10,5	30	-	30	30	3,10	1,98	0,52	8,56	0,756
<i>Burdachia</i> cf. <i>duckei</i>	2	13,2	1,4	12,2	14,2	64	6	59	68	1,85	0,04	0,36	5,78	0,790
<i>Cassia leiandra</i>	3	15,4	2,8	12,3	17,8	28	3	25	31	4,54	0,41	0,96	15,52	0,800
<i>Couepia paraensis</i>	3	18,5	5,3	15,4	24,6	57	28	30	85	2,55	0,58	0,54	8,36	0,770
<i>Eschweilera tenuifolia</i>	2	11,7	0,2	11,5	11,8	54	20	40	68	3,42	2,12	0,60	20,86	0,770
<i>Handroantus barbatus</i>	5	18,2	6,6	10,2	27,2	28	8	18	40	6,52	0,85	0,78	22,48	0,687
<i>Hevea</i> sp.	5	20,7	4,3	15,7	26,5	31	8	20	41	6,66	1,68	0,46	28,96	0,454
<i>Hevea spruceana</i>	5	24,1	12,4	14,8	45,5	53	31	25	95	6,47	0,60	0,64	27,14	0,340
<i>Hydrochorea corymbosa</i>	4	19,4	4,1	14,6	24,2	33	4	28	37	5,29	1,29	0,72	24,80	0,550
<i>Inga</i> sp.	5	27,6	7,0	19,8	36,9	66	15	42	84	3,67	0,34	0,74	19,04	0,579
<i>Leptolobium nitens</i>	1	19,7	-	19,7	19,7	23	-	23	23	5,76	3,46	1,36	14,76	0,720
<i>Licania</i> cf. <i>apetala</i>	3	15,7	4,9	11,8	21,2	60	13	52	75	1,76	0,22	0,38	6,14	0,818
<i>Mabea nitida</i>	3	21,7	3,9	18,3	26,0	47	16	37	65	4,71	0,62	0,84	13,02	0,674
<i>Macrobium acacciifolium</i>	5	18,0	3,2	14,1	21,5	38	13	23	54	6,18	1,86	0,50	23,60	0,430
<i>Maquira coriacea</i>	4	23,1	5,5	15,6	28,6	79	24	59	112	3,14	0,18	0,84	8,22	0,540
<i>Nectandra amazonum</i>	4	17,6	5,7	10,8	24,4	28	4	23	32	4,84	1,21	0,76	22,18	0,440
<i>Ormosia excelsa</i>	2	16,2	4,5	13,0	19,3	24	7	19	29	7,73	0,07	1,50	25,34	0,615
<i>Pouteria</i> sp.	3	17,2	4,2	12,7	21,0	43	13	28	52	3,36	0,20	0,80	10,18	0,746
<i>Pterocarpus santalinoides</i>	4	27,7	11,6	15,5	39,0	37	8	26	45	4,36	1,02	0,64	19,18	0,407
<i>Vitex cymosa</i>	4	18,0	5,7	14,4	26,4	51	31	20	85	4,48	1,66	0,64	19,08	0,570
<i>Zanthoxylum pentandrum</i>	1	14,5	-	14,5	14,5	33	-	33	33	3,86	3,24	0,38	10,98	0,674

Igapó Baixo - Rio Uatumã

Espécie	n	DAP (cm)				Idade (anos)				IMD (mm ano <sup>-1</sup> )				P (g cm <sup>-3</sup> )
		Média	desv.pad	Min	Max	Média	desv.pad	Min	Max	Média	desv.pad	Min	Max	
<i>Amanoa cf. guianensis</i>	3	25,5	4,3	20,9	29,4	126	12	113	137	1,68	0,26	0,48	6,42	0,843
<i>Banara sp.</i>	2	10,6	0,8	10,0	11,1	47	4	44	49	1,92	0,06	0,72	4,42	0,650
<i>Buchenavia sp.</i>	1	19,5	-	19,5	19,5	106	-	106	106	2,16	1,72	0,34	11,94	0,810
<i>Burdachia sp.</i>	3	17,2	4,6	13,5	22,3	70	29	41	99	1,42	0,16	0,28	4,66	0,790
<i>Couepia paraensis</i>	5	24,3	7,5	16,8	26,4	96	24	71	132	1,83	0,15	0,42	6,88	0,770
<i>Crudia amazonica</i>	3	15,1	1,3	13,7	16,0	57	13	44	70	2,25	0,46	0,40	6,92	0,870
<i>Eschweilera sp.</i>	2	33,4	3,5	30,9	35,8	174	28	154	193	1,52	0,13	0,32	4,76	0,798
<i>Eschweilera tenuifolia</i>	5	27,6	9,3	16,5	40,9	127	33	95	164	1,87	0,26	0,38	10,36	0,770
<i>Eugenia sp.</i>	1	11,0	-	11,0	11,0	50	-	50	50	1,31	0,47	0,52	2,64	0,741
<i>Handroanthus barbatus</i>	4	26,2	4,1	20,9	30,2	90	25	69	121	2,09	0,21	0,38	8,88	0,870
<i>Hevea spruceana</i>	1	26,0	-	26,0	26,0	106	-	106	106	2,61	2,24	0,30	15,42	0,340
<i>Hydrochorea sp.</i>	3	46,3	18,8	25,5	62,0	90	43	51	137	3,59	0,09	0,52	11,44	0,525
<i>Laetia sp.</i>	2	14,3	3,3	12,0	16,6	51	1	50	52	1,64	0,08	0,54	4,68	0,630
<i>Leptolobium nitens</i>	6	42,4	13,4	24,9	60,0	173	89	59	297	1,62	0,32	0,32	10,80	0,720
<i>Licania cf. apetala</i>	3	24,8	9,7	16,6	35,5	146	73	98	230	1,85	0,26	0,46	7,72	0,818
<i>Licania sp.</i>	4	18,1	5,3	12,6	19,7	96	34	49	128	1,70	0,20	0,30	5,46	0,818
<i>Mabea nítida</i>	1	23,8	-	23,8	23,8	65	-	65	65	1,50	1,02	0,48	8,44	0,674
<i>Macrobium angustifolium</i>	2	53,3	3,9	50,5	56,0	103	28	83	123	2,18	0,45	0,44	8,96	0,675
<i>Micropholis egensis</i>	3	23,1	3,0	19,9	25,8	98	29	66	122	1,93	0,15	0,36	5,70	0,719
<i>Micropholis sp.</i>	4	27,0	9,2	16,4	40,0	113	34	78	143	2,03	0,08	0,34	8,48	0,656
<i>Ormosia sp.</i>	4	32,0	7,4	22,6	39,9	88	19	70	108	3,23	0,28	0,68	11,50	0,694
<i>Simaba sp.</i>	3	28,4	13,4	16,4	42,8	118	29	95	151	2,09	0,32	0,40	6,94	0,405

**APÊNDICE C:** Comparação de estimativas estoque de carbono (C) na biomassa lenhosa acima do solo ( $\text{Mg C ha}^{-1}$ ), a produção de biomassa ( $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) e o tempo médio de residência de carbono na biomassa lenhosa (TR) entre diferentes ecossistemas florestais da Amazônia. Valores na literatura em biomassa foram transformadas em carbono considerando que cerca 47% da biomassa é formada por carbono (Kirby & Potvin, 2007).

<b>Região</b>	<b>Estoque biomassa</b> ( $\text{Mg C ha}^{-1}$ )	<b>Produtividade</b> ( $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ )	<b>TR</b> (anos)	<b>Referência</b>
<b>Igapó (água-preta)</b>				
Rio Abacate	68-109	1,7-1,9	35-63	Este estudo
Rio Uatumã	64-127	1,0-1,6	51-80	Este estudo
Rio Uatumã	63-87	-	-	Targhetta et al. (2015)
Lago Amanã	114-152	1,2-2,4	62-96	Stadtler (2007)
Rio Jaú	85-130	1,8-3,9	23-59	Corrêa (2017)
Rio Negro (Barcelos)	102-153	1,7-2,6	59-60	Batista (2015)
Rio Negro (Anavilhanas)	102-159	2,8-4,3	36-37	Batista (2015)
Rio Jufari	56-67	0,7-1,6	38-93	Batista (2015)
Rio Jarí	40-153			Carim (2016)
<b>Igapó (água-clara)</b>				
Rio Branco	52-86	1,9-2,9	24-30	Batista (2015)
Rio Tapajós	100-147	5,5-6,0	17-27	Batista (2015)
Rio Araguaia	28-110	-	-	Kurzatkowski et al. (2015)
<b>Várzea</b>				
Rio Solimões (Mamirauá)	8-120	2,7-8,5	7-46	Schöngart et al. (2010)
Rio Amazonas (Santarém)	71-123	2,8-8,8	9-36	Lucas et al. (2014)
Rio Amazonas (Amapá)	40-128	-	-	Carim (2016)
<b>Paleo-várzea</b>				
Amanã	88-109	2,4-3,1	35-43	Oliveira (2010)
Interflúvio Purus-Madeira	64-138	1,6-3,1	31-50	Cintra et al. (2013)
<b>Terra firme</b>				
BIONTE/PDBFF	116-196	1,6-3,0	61-108	Chambers et al. (2001)
<b>Bacia Amazônica</b>				
Pan-Amazônia	65-215	1,3-5,1	-	Quesada et al. (2012)

**APÊNDICE D:** Teste U de Mann Whitney que compara as médias entre os níveis topográficos dentro de cada sistema, para o Rio Abacate no nível alto (AA), médio (AM) e baixo (AB) e o Rio Uatumã no nível alto (UA), médio (UM) e baixo (UB) e entre os sistemas impactado (Rio Uatumã) e não impactado (Rio Abacate). Os valores em negrito destacam os resultados que mostraram diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) para o teste de hipótese em que o conjunto de dados é estatisticamente semelhante (NA) ou diferente para os parâmetros de área basal, biomassa, densidade da madeira ( $\text{g cm}^{-3}$ ), estoque, incremento médio em diâmetro (IMD), idade, produtividade, sequestro e tempo de residência (TR) do carbono.

<b>Área basal</b>	AA	AM	AB	UA	UM
AA	NA	NA	NA	NA	NA
AM	0.728	NA	NA	NA	NA
AB	<b>0.000</b>	$2.83 \times 10^9$	NA	NA	NA
UA	0.285	NA	NA	NA	NA
UM	NA	<b>0.002</b>	NA	<b>0.003</b>	NA
UB	NA	NA	$7.35 \times 10^6$	0.237	<b>0.000</b>

<b>Biomassa</b>	AA	AM	AB	UA	UM
AA	NA	NA	NA	NA	NA
AM	0.424	NA	NA	NA	NA
AB	<b><math>3.10 \times 10^{-88}</math></b>	$4.26 \times 10^2$	NA	NA	NA
UA	<b>0.004</b>	NA	NA	NA	NA
UM	NA	<b><math>2.98 \times 10^{-2}</math></b>	NA	<b>0.000</b>	NA
UB	NA	NA	16.401	<b>0.002</b>	<b>0.036</b>

<b>Densidade</b>	AA	AM	AB	UA	UM
AA	NA	NA	NA	NA	NA
AM	0.166	NA	NA	NA	NA
AB	0.656	0.125	NA	NA	NA
UA	<b><math>5.51 \times 10^{-16}</math></b>	NA	NA	NA	NA
UM	NA	<b><math>2.55 \times 10^{-59}</math></b>	NA	<b><math>2.75 \times 10^{-3}</math></b>	NA
UB	NA	NA	16.4	<b><math>8.75 \times 10^{-79}</math></b>	<b><math>4.90 \times 10^{-132}</math></b>

<b>IMD</b>	AA	AM	AB	UA	UM
AA	NA	NA	NA	NA	NA
AM	0.480	NA	NA	NA	NA
AB	0.133	<b><math>5.14 \times 10^{-11}</math></b>	NA	NA	NA
UA	$3.49 \times 10^8$	NA	NA	NA	NA
UM	NA	<b><math>5.58 \times 10^{-8}</math></b>	NA	$1.74 \times 10^7$	NA
UB	NA	NA	<b>0.027</b>	$7.39 \times 10^8$	1.71

<b>Idade</b>	AA	AM	AB	UA	UM
AA	NA	NA	NA	NA	NA
AM	0.151	NA	NA	NA	NA

AB	<b>0.003</b>	<b>1.67 x 10<sup>-9</sup></b>	NA	NA	NA
UA	1.94 x 10 <sup>9</sup>	NA	NA	NA	NA
UM	NA	<b>5.39 x 10<sup>-5</sup></b>	NA	<b>0.000</b>	NA
UB	NA	NA	0.355	2.65 x 10 <sup>2</sup>	<b>1.37 x 10<sup>-3</sup></b>

---

<b>Produtividade</b>	AA	AM	AB	UA	UM
AA	NA	NA	NA	NA	NA
AM	0.246	NA	NA	NA	NA
AB	0.438	3.11 x 10 <sup>6</sup>	NA	NA	NA
UA	1.06 x 10 <sup>8</sup>	NA	NA	NA	NA
UM	NA	1.77 x 10 <sup>3</sup>	NA	<b>0.086</b>	NA
UB	NA	NA	<b>1.04E-04</b>	0.682	0.201

---

<b>TR</b>	AA	AM	AB	UA	UM
AA	NA	NA	NA	NA	NA
AM	7.83 x 10 <sup>-9</sup>	NA	NA	NA	NA
AB	1.63 x 10 <sup>-8</sup>	<b>6.27 x 10<sup>-3</sup></b>	NA	NA	NA
UA	<b>0.015</b>	NA	NA	NA	NA
UM	NA	8.74	NA	0.231	NA
UB	NA	NA	0.335	2.86 x 10 <sup>3</sup>	7.79