

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA**

**Programa de Pós-Graduação em Ecologia**

**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, Amazônia Central**

**GUILHERME DE SOUSA LOBO**

Manaus, Amazonas

Junho, 2017

**GUILHERME DE SOUSA LOBO**

**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, Amazônia Central**

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

**Co-orientador:** Dr. Florian Wittmann

Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia (Ecologia)

Manaus, Amazonas

Junho de 2017

## **RELAÇÃO DA BANCA JULGADORA**

### **BANCA AVALIADORA DO TRABALHO DE CONCLUSÃO- VERSÃO ESCRITA**

**Dr. Rafael Leandro de Assis - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia**

**Aprovado**

**Dra. Aline Lopes - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia**

**Aprovado com correções**

**Dra. Joana D'arc de Paula - Centro Universitário do Norte**

**Aprovado com correções**

### **BANCA AVALIADORA DO TRABALHO DE CONCLUSÃO- DEFESA ORAL PÚBLICA**

**Dr. Charles R. Clement - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia**

**Aprovado**

**Dr. Jochen Schöngart - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia**

**Aprovado**

**Dr. Adrian Barnett - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia**

**Aprovado**

## Ficha catalográfica

L799

Lobo,Guilherme de Sousa

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, Amazônia Central / Guilherme de Sousa  
Lobo . --- Manaus: [s.n.], 2017.  
82 f.: il.

Dissertação (Mestrado) --- INPA, Manaus, 2017.  
Orientador: Maria Teresa Fernandez Piedade  
Coorientador: Florian Wittmann  
Área de concentração: Ecologia

1. Floresta de igapó . 2.Usina hidrelétrica . 3.Estudo comparativo .  
I. Título.

CDD 577.3

**Sinopse:** Este trabalho comparou a composição florística e estrutura da floresta de igapó do rio Uatumã, regulado pela Usina Hidrelétrica Balbina, com a floresta de igapó do afluente prístino, rio Abacate. Avaliou como os fatores edáficos e hídricos influenciam em ambos sítios amostrais.

**Palavras-chaves:** Similaridade florística, impactos ambientais, usina hidrelétrica, florestas alagáveis, gradientes ambientais

## **Agradecimentos**

As palavras não conseguirão expressar minha total felicidade por ter estudado na pós-graduação do INPA.

Primeiro, gostaria de agradecer meus pais por sempre me apoiar nos meus objetivos pessoais e profissionais. Vocês são únicos e meus principais exemplos.

Aos meus orientadores, agradeço muito a Maitê e Florian por terem acreditado no projeto, revisado trabalhos e conversas nas reuniões, vocês não me ensinaram somente Ecologia, seus ensinamentos serão guardados para sempre!

Gostaria de agradecer todos os colegas do grupo MAUA por terem me ajudado nos inventários florísticos, sem vocês eu nunca conseguiria concluir esse trabalho! As expedições, almoços, conversas e ensinamentos de cada dia estão guardados comigo. Em especial gostaria de agradecer o Celso pela logística nos campos e o seu Zé Ramos, esse senhor é realmente mestre da floresta! Muito obrigado!

A condenação de pós-graduação em ecologia e todos seus servidores. Aos professores das disciplinas por terem me passado um pouco de seu conhecimento.

Agradeço a CNPq por ter concedido a bolsa de mestrado e o Projeto LBA Mudanças Climáticas em Áreas de Igapó por ter financiado o projeto. Também sou grato a Centro Estadual de Unidades de Conservação (CEUC) por ter aprovado a licença para realizar o trabalho na RDS Uatumã.

Agradeço todos meus colegas de curso que aprendi muito no dia a dia em diversas áreas da ecologia. Nossos momentos de sala aula e aulas de campo são especiais para mim.

Aos colegas que tive a oportunidade de morar junto aqui em Manaus, vocês formam minha família aqui.

Agradeço os meus colegas do clube GRUA por ter me recebido tão bem, vocês também me ajudaram a chegar aqui.

## Resumo

As florestas alagáveis amazônicas são submetidas anualmente ao regime de cheia e vazante dos grandes rios, devido ao pulso de inundação monomodal, fenômeno sazonal que determina os processos ecológicos e biogeoquímicos em florestas alagáveis. Alterações no pulso de inundação transformam o padrão de variação hidrológica e de distúrbios naturais, criando condições às quais a biota nativa pode ser pouco adaptada. Severas modificações do regime hídrico podem ser observadas em zonas à jusante de Usinas Hidrelétricas (UHEs), onde o pulso de inundação é determinado pela demanda de geração de energia. Isso foi constatado para o regime hidrológico do rio Uatumã e os processos ecológicos das florestas de igapó associada após a construção UHE Balbina, Amazônia Central. O presente estudo procurou comparar a estrutura e composição florística da floresta de igapó situada em um rio regulado (Uatumã) com o afluente pristino (Abacate) e determinar a relação com características edáficas e duração de inundação. Foram amostradas as florestas de terra firme adjacentes para avaliar o comportamento em relação às florestas de igapó. Um inventário de todos os indivíduos (DAP)  $\geq 5$  cm foi realizado para o igapó baixo, igapó alto e terra firme adjacente, totalizando 1,5 ha em cada rio. Os estratos florestais de igapó baixo apresentaram baixa densidade relativa de indivíduos com DAP  $< 10$  cm e alta densidade de indivíduos com DAP  $\geq 25$  cm. O igapó alto do rio Uatumã apresentou maior altura média que a porção equivalente do rio Abacate, sendo esta a principal característica estrutural diferencial entre o rio pristino e o rio regulado. Quando analisamos os rios em conjunto, os teores de fósforo foram relacionados à diversidade de espécies e a inundação foi determinante na composição florística, riqueza, diversidade de espécies e as variáveis estruturais (DAP e área basal). No rio Uatumã os teores de fósforo foram relacionados com DAP e densidade de indivíduos. No rio regulado, a densidade de indivíduos também foi relacionada com pH e proporção de argila do solo. No rio Abacate a composição florística seguiu o gradiente de inundação. A composição de espécies do igapó alto do rio regulado foi similar à terra firme adjacente e muito dissimilar ao igapó baixo. O padrão observado foi interpretado como reflexo da intensificação do período de inundação na porção mais baixa do igapó, e pela invasão de espécies comumente descritas em floresta de terra firme no igapó alto. Os resultados do estudo enfatizam a necessidade de incluir os efeitos a jusante de barragens nos estudos e relatórios de impactos ambientais de hidrelétricas na região amazônica.

# Hydrological regime alteration affects floristic composition and structure of black-water floodplain (igapó) forests? A comparative study between a regulated river and pristine river in the Uatumã Sustainable Development Reserve, Central Amazon

## Abstract

The monomodal flood pulse of major Amazonian rivers is seasonal phenomenon that determines ecological and biogeochemical processes in adjacent floodplain forests. Changes in the flood pulse transform the pattern of hydrological variation and natural disturbances to which the native biota may be poorly adapted. Severe modifications of the hydrological regime can be observed downstream of hydroelectric power plants, where the flood pulse is driven by energy demands. In the black-water floodplain forests (igapó) associated with the Uatumã river (Central Amazonia), hydrological changes and alterations in ecological processes of the associated river were recorded after the installation of the Balbina hydroelectric power plant. In this study, floristic and forests structure of igapó forests at the regulated river (Uatumã) were compared to a pristine river (Abacate), evaluating its edaphic characteristics and inundation period. We sampled adjacent non-flooded upland forests to evaluate behavior in relation to igapó forests. A quantitative inventory of all trees diameter breast height (DBH)  $\geq 5$  cm was carried in *low* igapó, *high* igapó and adjacent upland forests, totaling 1,5 ha in each river. In both rivers, the *low* igapó forests showed low relative tree density with DBH  $< 10$  cm and high tree density with DBH  $\geq 25$  cm. *High* igapó forests of the Uatumã river presented higher height average than the Abacate river's equivalent portion, being the only structural characteristic difference between pristine and regulated rivers. When we analyzed the rivers together, phosphorus content was related to species diversity and flood was determinant for species composition, richness, species diversity and structure variables (DBH and basal area). In Uatumã river, phosphorus amount was correlated to DBH and tree density. Additionally, tree density was associated with soil pH and clay proportion in the regulated river. Abacate river's species composition followed flood gradients. In the regulated river, the species composition of *high* igapó forest was similar to upland forest and dissimilar in species composition to the *low* igapó forest. The pattern observed was understood as reflecting the flood period intensification in the lower portion of igapó forest and the invasion into *high* igapó forest of species commonly described in upland forests. The study results emphasize the need to include downstream effects in environmental impacts studies and reports of hydroelectric power plants in the Amazon region.

1.	Introdução.....	1
2.	Objetivos.....	4
2.1	Objetivos específicos.....	5
3.	Métodos.....	5
3.1	Área de estudo.....	5
3.2	Coleta de dados.....	8
3.3	Fitossociologia.....	9
3.4	Variáveis Ambientais.....	10
3.5	Análise de dados.....	12
4.	Resultados.....	14
4.1	Composição e estrutura florestal.....	14
4.2	Fitossociologia.....	18
4.3	Diversidade e similaridade florística.....	20
4.4	Gradientes ambientais.....	24
5.	Discussão.....	27
5.1	Composição e diversidade florística.....	27
5.2	Estrutura florestal.....	29
5.3	Similaridade florística.....	31
5.4	Caracterização edáfica.....	32
5.5	Padrões florísticos em relação aos gradientes ambientais.....	33
6.	Conclusão.....	35
7.	Financiamento.....	36
8.	Referências Bibliográficas.....	36
9.	APÊNDICE.....	51

## Lista de Tabelas

- Tabela 1: Número total de indivíduos, espécies, gêneros e famílias amostrados nos grupos florestais do rio Abacate e rio Uatumã. Os grupos florestais do rio Abacate são igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAA) e terra firme adjacente (TFa). No rio Uatumã os grupos florestais são igapó baixo (IGBu), igapó alto (IGAa) e terra firme adjacente (TFu). Em cada grupo florestal foram amostradas oito parcelas (0,0625 ha), totalizando 0,5 ha. 15
- Tabela 2: Teste de Tukey HSD (intervalo de confiança de 5%) para as variáveis estruturais (DAP, Altura, Área Basal (AB)), riqueza e diversidade  $\alpha$  de Fisher, as quais apresentaram diferença significativa no teste ANOVA. Para cada comparação, as linhas são referentes ao nível de significância ( $p$ -valor) da diferença. As comparações foram realizadas para os grupos florestais do rio Abacate: igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAA), terra firme adjacente (TFa); e rio Uatumã: igapó baixo (IGBu), igapó alto (IGAa), terra firme adjacente (TFu)..... 17
- Tabela 3: Médias e desvio padrão para período de inundação (dias.ano<sup>-1</sup>), densidade de indivíduos (ind.ha<sup>-1</sup>), DAP (cm), Altura (m), Área Basal (AB) (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>), riqueza, diversidade  $\alpha$  de Fisher para os grupos florestais do rio Abacate: igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAA), terra firme adjacente (TFa); e rio Uatumã: igapó baixo (IGBu), igapó alto (IGAa), terra firme adjacente (TFu)..... 18
- Tabela 4: Cinco espécies que apresentaram maior índice de valor de importância (IVI) para os grupos florestais do rio Abacate: igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAA) e terra firme adjacente (TFa). As espécies estão ordenadas por importância e são apresentadas suas Densidades Relativas (DRi), Dominâncias Relativas (DoRi) e Frequências Relativas (FRi)..... 19
- Tabela 5: Cinco espécies que apresentaram maior índice de valor de importância (IVI) para os grupos florestais do rio Uatumã: igapó baixo (IGBu), igapó alto (IGAa) e terra firme adjacente (TFu). As espécies estão ordenadas por importância e são apresentadas suas Densidades Relativas (DRi), Dominâncias Relativas (DoRi) e Frequências Relativas (FRi)..... 20
- Tabela 6: Período de inundação médio (dias.ano<sup>-1</sup>) e o desvio padrão das parcelas do igapó baixo do rio Uatumã (IGBu) para dois períodos: (1) período pré-fechamento da barragem da Usina Hidrelétrica Balbina (UHE Balbina) (1974-1986); (2) período pós construção da UHE Balbina (1991-2016). Diferença média entre os períodos pré (1) e pós (2) a construção da UHE Balbina, e os respectivos valores de  $p$  do Teste t Student. .... 25
- Tabela 7: Valores médios ( $\pm$ desvio padrão) das nove variáveis edáficas e classificação textural do solo (EMBRAPA, 1997) dos grupos florestais dos rios Abacate e Uatumã. Os valores são as oito parcelas amostradas em cada grupo florestal. Rio Abacate: igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAA) e terra firme adjacente (TFa); rio Uatumã: igapó baixo (IGBu), igapó alto (IGAa) e terra firme adjacente (TFu)..... 26

## Lista de Figuras

- Figura 1: Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã (RDS Uatumã), localização das áreas de estudo e a confluência dos principais tributário a jusante da UHE Balbina na Amazônia Central. ....6
- Figura 2: Variações do nível de água (cm) do rio Negro, rio Jatapú e rio Uatumã na série histórica (Fonte: ANA – Agência Nacional de Águas). No rio Uatumã, o período anterior a implementação da Usina Hidrelétrica (UHE) Balbina (1974-1986) apresentava um regime hidrológico natural caracterizado por um pulso de inundação monomodal. Após a implementação UHE Balbina (1991-2016) ocorreu uma alteração do regime hidrológico (Assahira et al. 2017). ..... 12
- Figura 3: Histograma da densidade de indivíduos por classe diamétrica (cm) para cada grupo florestal amostrado. Colunas em cinza escuro indicam terra firme adjacente (TFa), as colunas pretas indicam igapó alto (IGAa) e colunas listradas na diagonal indicam igapó baixo (IGBa) do rio Abacate. Colunas tracejadas horizontalmente representam a terra firme adjacente (TFu), as colunas cinza-claros representam o igapó alto (IGAa) e as colunas quadriculadas representam o igapó baixo (IGBu) do rio Uatumã. .... 16
- Figura 4: Análise de ordenação por Non Metric Multidimensional Scaling (NMDS) com índice de dissimilaridade de Bray-Curtis para a composição de espécies dos grupos florestais amostrados nos rios Abacate e Uatumã. Os pontos são referentes a cada parcela amostrada nos rios Abacate e Uatumã, sendo que as siglas identificam os grupos florestais: igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAa) e terra firme adjacente (TFa) do rio Abacate; igapó baixo (IGBu), igapó alto (IGAa) e terra firme adjacente (TFu) do rio Uatumã. .... 22
- Figura 5: Dendrograma da dissimilaridade florística dos grupos florestais amostrados baseado no método UPGMA (unweighted pair groups method using arithmetic averages) com índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. Para a construção do dendrograma foi usado a média de dissimilaridade florística dentro de cada grupo e a média da dissimilaridade entre os grupos, a partir dessas métricas foi calculado a dissimilaridade florística média geral. Chave: igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAa) e terra firme adjacente (TFa) do rio Abacate; igapó baixo (IGBu), igapó alto (IGAa) e terra firme adjacente (TFu) do rio Uatumã. .... 23

## 1. Introdução

A floresta amazônica é considerada a maior floresta tropical úmida do planeta, ocupando 5.200.000 km<sup>2</sup> (Almeida *et al.* 2016) cobertos por diferentes formações vegetais. As diversas fitofisionomias da região amazônica formam um mosaico de habitats que abriga cerca de 16000 espécies de árvores (ter Steege *et al.* 2013), das quais grande parte permanece desconhecida (Hopkins, 2007). No entanto, o desenvolvimento hidrelétrico é uma grande ameaça para a floresta amazônica pois favorece o desmatamento para a construção de estradas e vias elétricas (Finer & Jenkins, 2012), a inundação permanente de florestas (Fearnside, 2008), mudanças climáticas (Stickler *et al.* 2013; Fearnside, 2016) e alterações na regulação do regime hidrológico (Junk & Mello, 1990).

Dentre as fitofisionomias amazônicas, a floresta de terra firme é a formação florestal mais representativa. Nela, em geral, as copas das árvores ficam sobrepostas, formando estratos florestais verticais resultando no sombreamento permanente no nível inferior da floresta (Pires & Prance, 1985; Guillaumet, 1987). Nesse ecossistema florestal, inventários florísticos com unidade amostral de um hectare revelaram uma elevada diversidade florística (Gentry, 1988; Valencia *et al.* 1994), com baixa similaridade florística entre parcelas próximas (Prance *et al.* 1976; Oliveira & Mori, 1999; Oliveira *et al.* 2008). As florestas de terra firme se desenvolvem em solos diversos, de fertilidade muito variável (Quesada *et al.* 2011) e estão localizadas em regiões onde a flutuação sazonal dos rios não inunda. Para esse tipo florestal, as propriedades físicas e químicas do solo e regime de chuvas representam os principais fatores reguladores da estrutura florestal e composição de espécies (ter Steege *et al.* 2003; Quesada *et al.* 2012).

Já os tipos florestais estabelecidos nas planícies alagáveis são inundados anualmente ao longo do regime de cheia e vazante dos grandes rios, caracterizado por um pulso de inundação monomodal (Junk *et al.* 2014). As planícies adjacentes são sujeitas a fases aquáticas e terrestres, sendo esse fenômeno a principal força que determina a dinâmica dos processos ecológicos e biogeoquímicos das florestas alagáveis (Junk *et al.* 1989). Estima-se que as florestas alagáveis contribuem com 62% da total produção primária da vegetação aquática da bacia amazônica, sendo atribuída a Produção Primária Líquida (PPL) de 184 Tg C.ano<sup>-1</sup> (Melack *et al.* 2009).

Além disso, são importantes habitats para diversas espécies vegetais e animais, contemplando espécies endêmicas e em perigo de extinção (Junk & Silva, 1997; Wittmann *et al.* 2013).

As florestas alagáveis amazônicas, denominadas várzea e igapó, são definidas pelos parâmetros físico-químicos das águas que banham a vegetação (Sioli, 1985). As florestas de várzea (cerca de 456.300 km<sup>2</sup>; Melack & Hess, 2010) são alagadas periodicamente por águas brancas provenientes dos Andes e encostas pré-andinas (Prance, 1979), formações geológicas relativamente recentes (Carmala *et al.* 2008), que apresentam pH neutro e alta quantidade de sedimentos e nutrientes (Furch, 1997). As regiões inundadas por rios de águas pretas e claras cobrem aproximadamente 302.400 km<sup>2</sup> (Melack & Hess, 2010), e são chamadas de igapós (Prance, 1979). As águas pretas drenam grandes áreas baixas compostas por areia branca e rochas arcaicas dos Escudos da Guiana, formações geológicas antigas (Stallard & Edmond, 1983), que contribuem para um pH ácido e pobreza de sedimentos e nutrientes (Furch, 1997).

A magnitude da flutuação lateral dos rios nas áreas alagáveis está relacionada com a topografia das áreas adjacentes, que define habitats desde permanentemente aquáticos até totalmente terrestre, construindo, dessa forma, um gradiente de inundação (Junk *et al.* 1989). Ao longo do gradiente de inundação ocorre a colonização por diferentes comunidades vegetais, que se substituem nos níveis topográficos (Ferreira & Stohlgren, 1999; Ferreira & Parolin, 2010), em um processo de sucessão ecológica que é mais evidente nas florestas de várzea (Wittmann *et al.* 2004). Em consequência, a densidade e distribuição das comunidades vegetais respondem à duração do alagamento, já que esse fator altera estruturalmente e quimicamente o solo (Irion *et al.* 1997), além de submeter plântulas e árvores a um ambiente com baixa disponibilidade de oxigênio por longos períodos (Piedade *et al.* 2010).

Diversos estudos mostram que a estreita interação entre as florestas alagáveis e os corpos de água adjacentes promoveu uma pressão seletiva para adaptações morfológicas (De Simone *et al.* 2002a), anatômicas (Parolin, 2012) e fisiológicas (Maia & Piedade, 2002) para a sobrevivência nessas condições adversas. Essas espécies conseguem explorar o mosaico de habitats mantido pela variabilidade hidrológica (Poff *et al.* 1997). Em geral, os processos ecológicos apresentam sincronia com altura e duração da inundação. Nos períodos de cheia, as raízes ficam em condições anaeróbicas (Piedade *et al.* 2010), o que promove a redução da atividade radicular (De Simone *et al.* 2002b), deficiência hídrica na copa e perda/troca de folhas em muitas espécies (Wittmann & Parolin, 1999; Piedade *et al.* 2006). Nas espécies arbóreas, o crescimento radial é reduzido ou cessa durante a fase aquática, o que é evidenciado por células com lumens menores e paredes mais espessas, retomando o desenvolvimento radial apenas no

final do período de alagamento (Worbes, 1997). Até mesmo as relações ecológicas de herbivoria, predação e dispersão de sementes estão sincronizadas com o regime hidrológico; por exemplo, muitas espécies arbóreas das florestas alagáveis produzem seus frutos na fase aquática e acabam utilizando principalmente as relações de hidrocória e ictiocoria para dispersar seus propágulos (Kubitzki & Ziburski, 1994). Outros estudos afirmam que o pico de queda de folhas ocorre no auge do período de cheia, enquanto que, a maior produção de folhas novas acontece no final da fase aquática e começo da fase terrestre (Wittmann & Parolin, 1999; Schöngart *et al.* 2002). Haugaasen e Peres (2005) registraram o estágio de produção de liteira fina entre março e agosto (pico da cheia) e concluíram que o pulso de inundação é a força motriz da queda de folhas em florestas de várzea e igapó.

A presença desse fenômeno sazonal é fator decisivo na seleção de espécies e formação de habitats da moderna flora neotropical (Wittmann *et al.* 2013). Porém, alterações no regime hidrológico transformam a dinâmica de distúrbios naturais e condições ambientais, às quais a biota nativa pode ser pouco adaptada (Jardine *et al.* 2015). Sob tais circunstâncias, os processos ecológicos sincronizados com o regime hidrológico perdem o principal sinalizador ambiental, o que afeta negativamente a composição e diversidade de espécies, crescimento e regeneração da vegetação alagável (Nilsson & Svedmark, 2002; Webb *et al.* 2015). Severas modificações do regime hidrológico podem ser observadas em zonas à jusante de Usinas Hidrelétricas (UHEs), onde o regime hidrológico é determinado pela demanda de geração de energia (Junk & Mello, 1990). Nos ambientes controlados por barragens a dinâmica de pulso de inundação é uniformizada, diminuindo a amplitude do alagamento, que passa a inundar apenas as cotas mais baixas do gradiente de inundação, podendo causar alta mortalidade de árvores devido a inundação permanente (Assahira *et al.* 2017). Nessas condições ambientais, estudos reportaram que as espécies não adaptadas às áreas alagáveis podem usufruir dos terrenos que não ficam mais alagados, invadindo-os e, em longo prazo, dominando esses ambientes (Thomas, 1996; Merrit & Cooper, 2000; Shafroth *et al.* 2002; Mallik & Richardson, 2009; Bejarano *et al.* 2011; Reynolds *et al.* 2014). Portanto, uma das maiores ameaças às florestas alagáveis amazônicas são as modificações do regime hidrológico (Sparks, 1995; Junk *et al.* 2014).

A Amazônia é o principal alvo da implementação de Usinas Hidrelétricas entre as bacias hidrográficas mais biodiversas do mundo (Winemiller *et al.* 2016). Os nove países amazônicos usam os recursos hidroelétricos da gigante área de drenagem de 6,3 milhões km<sup>2</sup> que escoam 6300 km<sup>3</sup>.ano<sup>-1</sup> de água, e correspondente a 46% da descarga fluvial dos dez maiores rios do mundo (Milliman, 2001). O potencial hidrelétrico da região é explorado por 191 barragens,

incluindo barragens pequenas. Contudo, o uso dos recursos hidrelétricos amazônicos deve aumentar, pois 246 barragens estão planejadas ou em construção (Lees *et al.* 2016). Apenas no Brasil, as autoridades do setor elétrico publicaram no “Plano 2010” o planejamento completo de desenvolvimento hidrelétrico na Amazônia que indica a construção de 79 barragens, as quais inundariam 2% da região da Amazônia Legal (Fearnside, 2015). Os impactos do desenvolvimento hidrelétrico na bacia amazônica são pouco conhecidos, pois a maioria dos estudos avalia apenas os efeitos na região do reservatório (Kemenes *et al.* 2011; Fearnside & Pueyo, 2012; Benchimol & Peres, 2015), deixando de lado as alterações dos processos ecológicos e físicos causadas a jusante de barragens. Entretanto, Assahira *et al.* (2017) reportaram que após a construção da UHE Balbina ocorreram alterações no regime hidrológico e processos ecológicos do rio Uatumã, Amazônia Central. Os autores demonstraram que a regulação do regime hidrológico diminuiu a amplitude da inundação periódica o que causou alta mortalidade de indivíduos arbóreos nas porções baixas da floresta de igapó de águas pretas associada.

Nesse contexto, considerando a profunda interação dos processos ecológicos das florestas alagáveis da Amazônia com o pulso de inundação, o rio Uatumã se apresenta como um importante sítio de estudo para avaliar como os 30 anos de regime hidrológico regulado pela UHE Balbina modificaram a composição florística e estrutura da floresta de igapó associada. O presente estudo pretende contribuir com o conhecimento dos efeitos da alteração do regime hidrológico em florestas alagáveis amazônicas. A fim de comparação foi utilizado como modelo prístino a floresta de igapó situada no rio Abacate, afluente do rio Uatumã. A semelhança das características florísticas e estruturais das florestas de igapó foi avaliada em relação a florestas terra firme adjacentes e os gradientes edáficos e hídricos.

## **2. Objetivos**

Sabe-se que o pulso de inundação do rio Uatumã é regulado pela Usina Hidrelétrica Balbina, e que esta alteração já causou problemas ecológicos. Unindo esse conhecimento com os estudos de florística e estrutura de florestas de igapó, chegamos à pergunta deste trabalho:

- Como os 30 anos de regime hidrológico regulado do rio Uatumã causado pela construção da UHE Balbina modificaram a composição florística e estrutura da floresta de igapó associada?

Para responder essa pergunta temos como objetivo principal:

Descrever e comparar a composição florística e a estrutura da vegetação de áreas de florestas de igapó com regime hidrológico regulado e prístino ao longo dos gradientes hídricos e edáficos e relacionar os resultados àqueles das florestas de terra firme adjacentes na Amazônia Central.

## **2.1 Objetivos específicos**

- i. Comparar a riqueza, diversidade, composição de espécies e a estrutura da floresta de igapó com regime hidrológico regulado e prístino e a floresta de terra firme adjacente;
- ii. Investigar como os gradientes de inundação, textura e fertilidade do solo influenciam a riqueza, diversidade, composição de espécies e a estrutura florestal em cada ecossistema.

## **3. Métodos**

### **3.1 Área de estudo**

A Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã (RDS Uatumã) está localizada entre os municípios de São Sebastião do Uatumã e Itapiranga, Amazonas, Brasil. O clima da região é tropical úmido (Af) (Kottek *et al.* 2006), com temperatura média de 28°C e precipitação média anual de  $2077,5 \pm 438,3$  mm (média e desvio padrão), sendo que a chuva é irregularmente distribuída ao longo do ano, com valores mais elevados ocorrendo entre fevereiro a maio e o

período de estiagem de junho a outubro (IDESAM, 2009). Os 424.430 hectares (ha) da RDS Uatumã preservam o canal do rio Uatumã e parte dos principais afluentes, os rios Abacate e Jatapú, além de um mosaico florestal composto por florestas de igapó, florestas de terra firme sobre antigos terraços fluviais, campinas, campinaranas e nas regiões mais elevadas ocorre principalmente um grande platô de floresta de terra firme (IDESAM, 2009). Na floresta de igapó do rio Uatumã, Targhetta *et al.* (2015) descreveram o solo como argila siltosa, caracterizado por acidez e pobreza de nutrientes. Além disso, quando comparado com as demais fitofisionomias encontradas na RDS Uatumã, a floresta de igapó apresenta baixa riqueza de espécies ( $35 \pm 12$  espécies  $ha^{-1}$ ) e baixo estoque de biomassa acima do solo ( $148 \pm 24$  Mg  $ha^{-1}$ ) (Andreae *et al.* 2015). A reserva está situada a 60 km da UHE Balbina e sua criação se deu em 2004 para garantir presença de moradores tradicionais, delimitar o uso sustentável dos recursos naturais dos ecossistemas encontrados na RDS Uatumã e mitigar os efeitos a jusante da UHE Balbina (Fig.1).

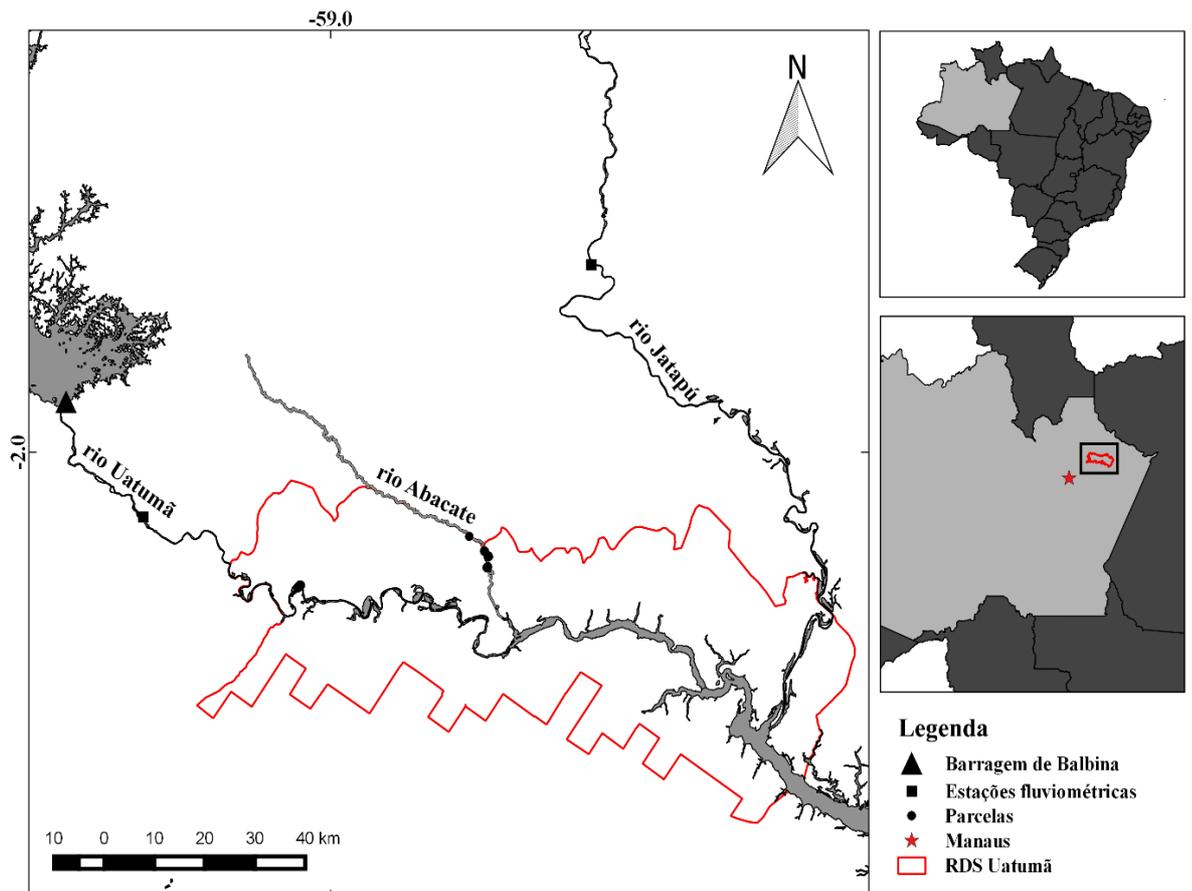


Figura 1: Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã (RDS Uatumã), localização das áreas de estudo e a confluência dos principais tributário a jusante da UHE Balbina na Amazônia Central.

O rio Uatumã é o principal rio da RDS Uatumã, percorrendo a extensão total da reserva, aproximadamente 180 km. Afluente da margem norte do rio Amazonas, seu curso segue a direção norte-sul. Suas nascentes estão localizadas no escudo pré-cambriano das Guianas, de onde transporta águas pretas ácidas (em média pH de 5,01; Rios-Villamizar, dados não publicados) e baixa quantidade de sedimentos e nutrientes (Junk *et al.* 2015). A bacia hidrográfica do rio Uatumã tem cerca de 69500 km<sup>2</sup> (Melack & Hess, 2010); após a construção da UHE Balbina, o pico de cheia o rio Uatumã atinge a vazão máxima, em média 1139 m<sup>3</sup>/s, já no pico de seca ocorre a vazão mínima, em média 232 m<sup>3</sup>/s (IDESAM, 2009). Geomorfologicamente, grande parte da bacia hidrográfica do rio Uatumã apresenta baixa declividade, mas ocorrem áreas de corredeiras e cachoeiras, onde foi construída a UHE Balbina com intuito de fornecer energia para Manaus, capital do estado do Amazonas (Fearnside, 2015).

A construção da UHE Balbina ocorreu entre os anos de 1983-1987, sem estudos e relatórios de impactos ambientais (EIA-RIMA) prévios à sua implementação. Com produção média de 122,2 megawatts (MW), a UHE Balbina apresenta pouca eficiência energética em comparação a capacidade planejada de 250 MW (Fearnside, 2015). A montante da barragem está situado o reservatório de 4437 km<sup>2</sup>, o qual inundou grandes áreas de platô de terra firme, formou cerca de 3500 ilhas (Benchimol & Peres, 2015). A vegetação inundada permanece decompondo na represa em condições anóxicas e ácidas, contribuindo para formação de grande quantidade de gases de efeito estufa (CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>) (Kemenes *et al.* 2011). Por sua vez, a jusante da barragem o regime hidrológico do rio Uatumã é regulado pela abertura das comportas da UHE Balbina, onde existem populações de árvores mortas, principalmente da espécie hiperdominante das cotas mais baixas da floresta de igapó, a *Macaranga acaciifolium* (Fabaceae) (Assahira *et al.* 2017). Esse cenário, deve-se a regulação do regime hidrológico do rio Uatumã, a qual promoveu um aumento em 104 cm do nível mínimo da água na porção topográfica mais baixa da floresta alagável, causando anos consecutivos de inundação permanente. Além disso, após a construção da UHE Balbina, o alcance da inundação na porção mais elevada da floresta alagável foi reduzido em 94 cm, restringindo em cerca de 26% as áreas potencialmente ocupadas por floresta alagável (Assahira *et al.* 2017; Fig.2).

Nesse contexto, estudos comparativos espaciais entre um rio regulado e outro prístino adjacente são a melhor alternativa quando não existem dados históricos da região afetada por uma barragem (Braatne *et al.* 2007). Portanto, a fim de comparação, neste estudo usamos o rio Abacate, um dos principais afluentes do rio Uatumã (Fig.1), como modelo de rio prístino. Conforme, o conhecimento da comunidade ribeirinha tradicional “Santa Helena do Abacate”

localizada na foz do rio Abacate, 165 km a jusante da UHE Balbina, corroborando por estudos do grupo de Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas (MAUA/INPA), o regime hidrológico desse rio é prístino. O rio Abacate apresenta estado natural, e sua visitação ocorre apenas com autorização para pesca esportiva, turismo ecológico e pesquisa científica. A nascente está localizada nas áreas baixas de areia branca da formação geológica do período pré-cambriano, como consequência é um rio de água preta ácida (pH médio 4,7, Rios-Villamizar, dados não publicados) com uma baixa carga de sedimentos e nutrientes (Junk *et al.* 2015). O curso do rio Abacate segue a direção norte-sul e o canal não é profundo (média 4,7 m) (Rios-Villamizar, dados não publicados). Nas áreas adjacentes, primeiramente, ocorrem florestas de igapó e em seguida florestas de terra firme, as quais se estabelecem até regiões com elevada topografia.

### 3.2 Coleta de dados

No rio Uatumã usamos os dados florísticos do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) amostrados em outubro de 2015. Visitamos o sítio amostral do rio Uatumã em novembro de 2016 para finalizar o inventário florestal do igapó e terra firme adjacente. No rio Abacate, realizamos uma visita em abril de 2016 que originou nosso inventário florestal do igapó e terra firme adjacente. Segundo Junk *et al.* (2015) existem dois estratos no gradiente de inundação de floresta de igapó: igapó baixo, onde a inundação ultrapassa 3 m, e igapó alto, porção que permanece menos de 3 m inundada. Essa classificação foi usada para delimitar as parcelas de inventário florístico, de forma que amostramos todo o gradiente de inundação (igapó baixo e igapó alto). Nas florestas de terra firme adjacentes aos igapós foram feitas coletas para comparar a estrutura e composição de espécies. Dessa forma, em cada rio foram amostrados três grupos florestais, no rio Abacate: igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAa) e terra firme adjacente (TFa); no rio Uatumã: igapó baixo (IGBu), igapó alto (IGA) e terra firme adjacente (TFu).

Um levantamento florístico de todas as árvores com diâmetro na altura do peito (DAP)  $\geq 5$  cm foi realizado para garantir o registro de todos indivíduos que se estabeleceram após a construção da UHE Balbina, já que em florestas de igapó ocorre lento crescimento arbóreo devido à escassez de nutrientes e inundações periódicas (Fuch, 1997; Worbes, 1997). Em cada rio foi amostrado 1,5 hectares (ha), compreendendo 0,5 ha em cada estrato da floresta de igapó

e 0,5 ha na floresta de terra firme adjacente. Cada estrato da floresta de igapó do rio Uatumã foi estabelecida uma parcela 50 x 200 m (1 ha), que foi subdivida em 16 subparcelas de 25 x 25 m (0,0625 ha), desse total foram sorteados oito subparcelas para amostrar. No levantamento florístico das florestas de terra firme adjacentes fizemos um transecto a 25 m da parcela do igapó alto, onde foram instituídas oito parcelas 25 x 25 m (0,0625 ha), com distância entre parcelas de 25 m. No rio Abacate, em cada porção da floresta de igapó foram estabelecidas duas parcelas 25 x 200 m (0,5 ha) com espaçamento mínimo de 2 km devido a configuração espacial e extensão do tipo florestal. As parcelas foram subdividas em oito subparcelas 25 x 25 m (0,0625 ha), das quais sorteados quatro subparcelas para amostrar. Para terra firme adjacente do rio Abacate fizemos um transecto a 25 m de cada parcela do igapó alto, onde foi estabelecido quatro parcelas 25 x 25 m (0,0625 ha) com espaçamento de 25 m. No total, foram amostradas 24 parcelas de 25 x 25 m (0,0625 ha) em cada rio, sendo oito parcelas para cada grupo florestal, todas as parcelas foram georreferenciadas.

A altura ( $H$ ) dos indivíduos foi estimada com um hipsómetro (VL5 Vertex Laser, Haglöf Sweden AB). Esse procedimento foi realizado para 20 % de todos indivíduos de cada parcela, já que o restante das alturas dos indivíduos foi calculado regressões entre DAP e altura ( $H$ ) (Schöngart *et al.* 2010). Com assistência de um parataxônomo, todos os indivíduos foram numerados, identificados e realizamos coletas de amostras botânicas das espécies observadas para identificação taxonômica no Herbário do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Após a definição taxonômica foi acessada os habitats e ecologia das espécies no banco de dados de herbários e coleções (SpeciesLink, 2017; REFLORA, 2017, The Plant List, 2017).

### **3.3 Fitossociologia**

A análise fitossológica proporciona um entendimento qualitativo e quantitativo da composição da vegetação. O inventário fitossológico é uma ferramenta que esclarece características estruturais e fisionômicas da vegetação a partir de parâmetros matemáticos como densidade, dominância, frequência e valor de importância, evidenciando a importância de algumas espécies na distribuição e estrutura da vegetação (Rodrigues *et al.* 1997).

A densidade pode ser definida como número de indivíduos de cada espécie pertencente a composição da comunidade, no qual o valor absoluto é o número de indivíduos para cada espécie na área de estudo, já o valor relativo refere-se a percentagem, associada a densidade

total, de cada espécie dentro da comunidade (Floriano, 2014). De acordo com Freitas & Magalhães (2012) a frequência absoluta é a probabilidade de uma espécie ser amostrada numa unidade amostral, onde é usado a presença e ausência das espécies nas parcelas. A frequência relativa utiliza a frequência absoluta em relação a soma das frequências absolutas de todas as espécies amostradas.

A proporção de área coberta por uma espécie numa comunidade vegetal é expressada pela dominância. A dominância pode ser calculada na forma absoluta, a qual é o somatório das áreas transversais (área basal) dos indivíduos de uma espécie, já a dominância relativa corresponde a percentagem da soma da área basal de todos os indivíduos da espécie em relação a área basal de todos os indivíduos amostrados na parcela (Floriano, 2014). O Índice de Valor de Importância (IVI) incorpora densidade relativa, dominância relativa e frequência relativa das espécies, fazendo com que todas possuam o mesmo peso no cálculo, podendo então ser entendido como um índice de estimativa da importância ecológica das espécies na comunidade estudada (Floriano, 2014). Os parâmetros fitossociológicos usados nesse estudo foram Densidade Relativa (DRi), Dominância Relativa (DoRi), Frequência Relativa (FRi) e Índice de Valor de Importância (IVI), todos os cálculos foram realizados no software Fitopac 2.1.2 (Sherpherd, 2010).

### **3.4 Variáveis Ambientais**

Os dados diários hidrológicos foram adquiridos na plataforma digital do Sistema de Informações Hidrológicas (HidroWeb) da Agência Nacional de Água (ANA). As cotas diárias do rio Uatumã foram extraídas da estação fluviométrica Cachoeira Morena (código 16080000), a qual está localizada a jusante da UHE Balbina e contém dados para o período de 16/03/1973 a 31/08/2016. No rio Abacate, as cotas diárias para o período de 13/09/1970 a 31/03/2016 foram aproximadas com base na informação da estação fluviométrica Base Siderma-Jusante (código 1620500), localizada no rio Jatapú, devido à ausência de estações fluviométricas no rio Abacate. Dados empíricos da amplitude de profundidade coletados nas regiões a montante e jusante do rio Abacate em comparação com a base de dados da estação fluviométrica Base Siderma-Jusante indicam um padrão similar de regime hidrológico (Rios-Villamizar, dados não publicados). Para a estimativa das cotas médias dos rios Abacate e Uatumã foram considerados

somente os anos com informações completas, pois ocorrem lacunas de informações nas estações fluviométricas.

A flutuação do regime hidrológico dos rios amazônicos deixa marcas de inundação nos fustes dos indivíduos arbóreos, a partir dessa informação inferimos que a marca de água ocorreu no pico máximo da última cheia dos rios estudados. A duração média de inundação das parcelas das florestas de igapó foi calculada através da média de altura inundação dos indivíduos amostrados. Em seguida, para cada parcela subtraímos a cota máxima atingida pelo rio pela altura média de inundação, assim obtemos a topografia referência, a partir da qual foi considerado que a parcela se encontra inundada. Comparamos a topografia referência com as cotas diárias dos rios, as cotas superiores a essa altura equivalem a duração da fase aquática nas parcelas no ano, e a média dessa informação ao longo da série histórica nos revela o período de inundação médio (em dias ano<sup>-1</sup>). Devido a regulação do regime hidrológico do rio Uatumã causada pela UHE Balbina, que impediu as porções mais elevadas de floresta alagável de serem inundadas por 30 anos, as parcelas do igapó alto não apresentam marcas de água nos fustes dos indivíduos arbóreos. Nesse caso, compilando informações de outros estudos, podemos inferir que em média o igapó alto suporta 50 dias de inundação no ano (Worbes, 1997; Ferreira & Stohlgren, 1999; Piedade *et al.* 2006; Stadtler, 2007). Adicionalmente, analisando o hidrograma do rio Uatumã podemos deduzir que após a construção da UHE Balbina essa área foi inundada somente em Maio de 2000 no final do período de chuva, logo após o evento La Niña de 1999/2000, quando ocorreu um episódio extremo de inundação de curto prazo que elevou o nível da água em 150 cm.dia<sup>-1</sup> (Assahira *et al.* 2017; Fig.2).

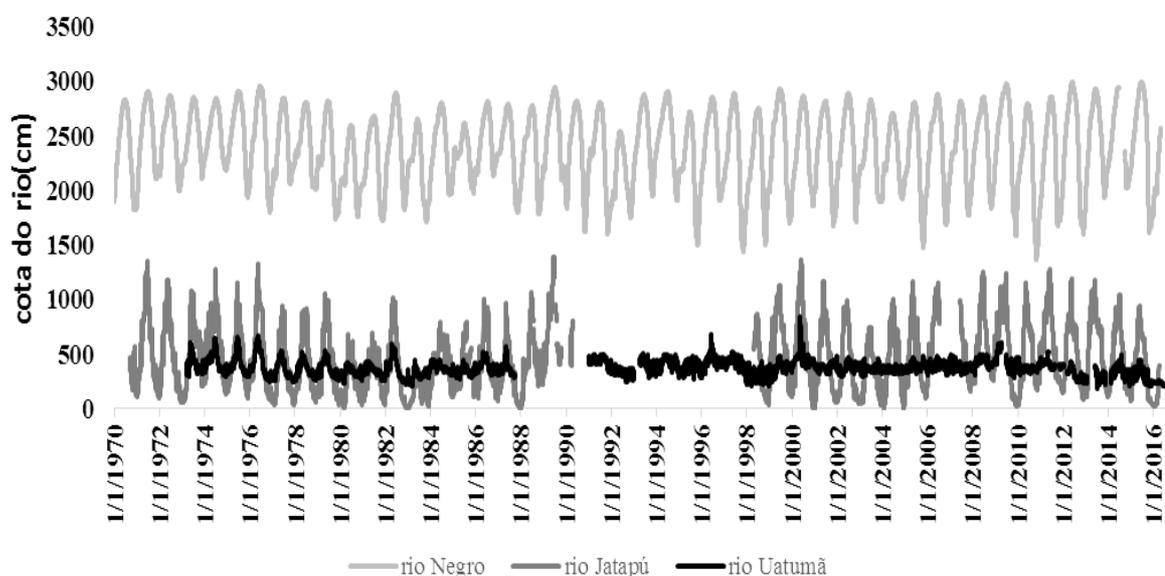


Figura 2: Variações do nível de água (cm) do rio Negro, rio Jatapú e rio Uatumã na série histórica (Fonte: ANA – Agência Nacional de Águas). No rio Uatumã, o período anterior a implementação da Usina Hidrelétrica (UHE) Balbina (1974-1986) apresentava um regime hidrológico natural caracterizado por um pulso de inundação monomodal. Após a implementação UHE Balbina (1991-2016) ocorreu uma alteração do regime hidrológico (Assahira et al. 2017).

A caracterização das propriedades físicas e químicas do solo foi realizada com amostras de 0-20 cm de profundidade no centro de cada parcela. O material foi enviado para análise na EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) - Amazônia Ocidental. As amostras foram processadas de acordo com a metodologia estabelecida pela EMBRAPA (1997). Foram analisadas as variáveis físicas do solo (areia, silte e argila) e seis variáveis químicas do solo (pH, C, M.O, P, K, Soma de bases).

### 3.5 Análise de dados

A preparação dos dados e análises estatísticas foram implementadas no software R (R Core Team 2017) e Microsoft Office Excel 2007. O número total de espécies em cada parcela foi considerado a riqueza de espécies ( $S$ ), já para a diversidade foi usado o coeficiente alfa de Fisher ( $\alpha$  Fisher). Foram realizadas curvas de rarefação para calcular o acúmulo de riqueza a

cada 100 indivíduos amostrados nos grupos florestais usando a função *rarefy* do pacote *vegan* (Oksanen *et al.* 2016).

Na análise da variação da composição de espécies entre os grupos florestais e dentro de cada grupo florestal usamos o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (BC) para construção das matrizes de dissimilaridade florística. Usamos ordenações pelo método de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) para reduzir a dimensionalidade da análise. Para a realização da ordenação NMDS, os dados foram padronizados por meio da divisão pelo número total de indivíduos de cada parcela. Fizemos uma ordenação NMDS com duas dimensões para observar a distribuição da composição de espécies dos grupos florestais.

Para melhor visualização da dissimilaridade florística fizemos um dendrograma (cluster) dos grupos florestais baseado no método UPGMA (unweighted pair groups method using arithmetic averages). O dendrograma da dissimilaridade florística média geral foi construído com a média da dissimilaridade florística dentro de cada grupo e a média da dissimilaridade florística entre os grupos. Testamos a dissimilaridade florística dos grupos florestais dentro de cada rio e entre grupos florestais com a Análise de Variância Permutacional Não-Paramétrica (PERMANOVA) devido a maior capacidade de detectar mudanças na estrutura de comunidades (Anderson & Walsh, 2013). Na PERMANOVA, testamos o quanto as categorias (grupos florestais) explicam a variação da composição florística observada. Nessas análises foram usadas as funções *adonis* e *meandist* do pacote *vegan* (Oksanen *et al.* 2016).

As espécies coletadas nos inventários florísticos foram examinadas na Análise de Espécies Indicadoras com a finalidade de verificar as espécies que melhor representam os grupos florestais e combinações de habitats que são simultaneamente indicados por uma mesma espécie. As espécies indicadoras revelam estado biótico e abiótico dos ambientes, evidenciam impactos de mudanças ambientais e predizem a diversidade, taxas ou comunidades dentro de uma área. Essa análise contribuiu para identificar o grau de significância das espécies como indicadoras dos grupos florestais estudados e para avaliar se existe um avanço das espécies de áreas não inundáveis na porção da floresta de igapó que deixou de ser inundado regularmente. As análises foram realizadas com a função *multipatt* do pacote *indicspecies* (Cáceres & Legendre, 2009).

Para análise da correlação dos parâmetros florísticos e estruturais com os gradientes ambientais usamos Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) (Zuur *et al.* 2009), pois nessa análise é permitido que sejam adicionados fatores fixos e fatores aleatórios. Nesse

método, a localidade das parcelas foi controlada como um fator aleatório, dessa forma computando a influência da posição geográfica das parcelas (Zuur *et al.* 2009). A confiança no nível de significância das variáveis preditoras fixas em um GLMM ainda é debatido, portanto usamos a aproximação do teste F da ANOVA proposto por Kenward & Roger (1997), um método conservador que apresenta melhor performance que outras alternativas (Luke, 2016). O gradiente florístico de cada rio foi reduzido a uma dimensionalidade com ordenações NMDS para a avaliar as relações entre a composição florística e os gradientes ambientais. Nesse caso, usamos o eixo da NMDS como variável resposta e os parâmetros ambientais como variáveis preditoras. As propriedades físicas do solo (areia, silte e argila) apresentaram colinearidade, então usamos a proporção de argila para adicionar nos modelos mistos. No mesmo formato, outros modelos mistos foram utilizados para avaliar a associação das variáveis estruturais (DAP, área basal, altura e densidade de indivíduos), riqueza e diversidade com os gradientes ambientais. Para a construção dos modelos mistos, obtenção do “efeito do tamanho” e valor de significância das variáveis ambientais usamos as funções *lmer*, *r.squaredGLMM* e *anova* dos pacotes *nlme*, *MuMIn* e *lmerTest* (Barton, 2016; Kuznetsova *et al.* 2016; Pinheiro *et al.* 2017).

O teste de One-way ANOVA foi usado para avaliar a diferença dos valores médios das variáveis estruturais (DAP, área basal ( $AB = \pi (DAP/2)^2$ ), altura ( $H$ ) e densidade de indivíduos), riqueza e diversidade entre os grupos florestais dos rios Abacate e Uatumã. Usamos o teste *post hoc* de Tukey HSD (nível de significância de 5%) para verificar quais grupos florestais são distintos quando ocorreu uma diferença significativa no teste ANOVA. O teste MANOVA foi usado para verificar as diferenças na granulometria e concentração de nutrientes do solo entre os grupos florestais. As análises foram executadas nas funções *aov*, *manova* e *TukeyHSD* do pacote *stats* (R Core Team, 2017).

## **4. Resultados**

### **4.1 Composição e estrutura florestal**

No levantamento florístico no rio Abacate foram amostrados 1794 indivíduos com DAP  $\geq 5$  cm, pertencentes a 200 espécies, 121 gêneros e 46 famílias (Tabela 1). Neste sitio, as

famílias mais frequentes para o igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAa) e terra firme adjacente (TFa) foram Lecythidaceae (17%), Chrysobalanaceae (18%) e Burseraceae (20%), respectivamente. No inventário florístico do rio Uatumã foram registrados 1636 indivíduos, referentes a 169 espécies, 123 gêneros e 41 famílias, também com DAP  $\geq$  5 cm (Tabela 1). Neste rio, a família mais frequente no igapó baixo (IGBu) foi Sapotaceae (39%), e a família Fabaceae foi a mais representativa no igapó alto (IGAa) (19%) e terra firme adjacente (TFu) (11%).

Tabela 1: Número total de indivíduos, espécies, gêneros e famílias amostrados nos grupos florestais do rio Abacate e rio Uatumã. Os grupos florestais do rio Abacate são igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAa) e terra firme adjacente (TFa). No rio Uatumã os grupos florestais são igapó baixo (IGBu), igapó alto (IGAa) e terra firme adjacente (TFu). Em cada grupo florestal foram amostradas oito parcelas (0,0625 ha), totalizando 0,5 ha.

	Total de indivíduos	Espécies	Gêneros	Famílias
TFa	618	102	73	32
IGAa	595	103	74	35
IGBa	581	72	56	22
TFu	529	108	84	37
IGAa	523	109	86	34
IGBu	645	29	24	17

O padrão de distribuição de classes diamétricas exibiu formato em J invertido para floresta de terra firme e igapó alto de ambos os rios. Os estratos florestais de igapó baixo (IGBa e IGBu) apresentaram baixa densidade de indivíduos com DAP  $<$  10 cm (38% e 22%) e alta densidade de indivíduos com DAP  $\geq$  25 cm (17% e 17%), em comparação aos demais grupos florestais (Fig. 3). O DAP (ANOVA, F=5,21, p<0,001), altura (F=7,36, p<0,001) e área basal (F=7,85, p<0,001) mostraram diferenças significativas entre os grupos florestais dos rios (Tabela 2).

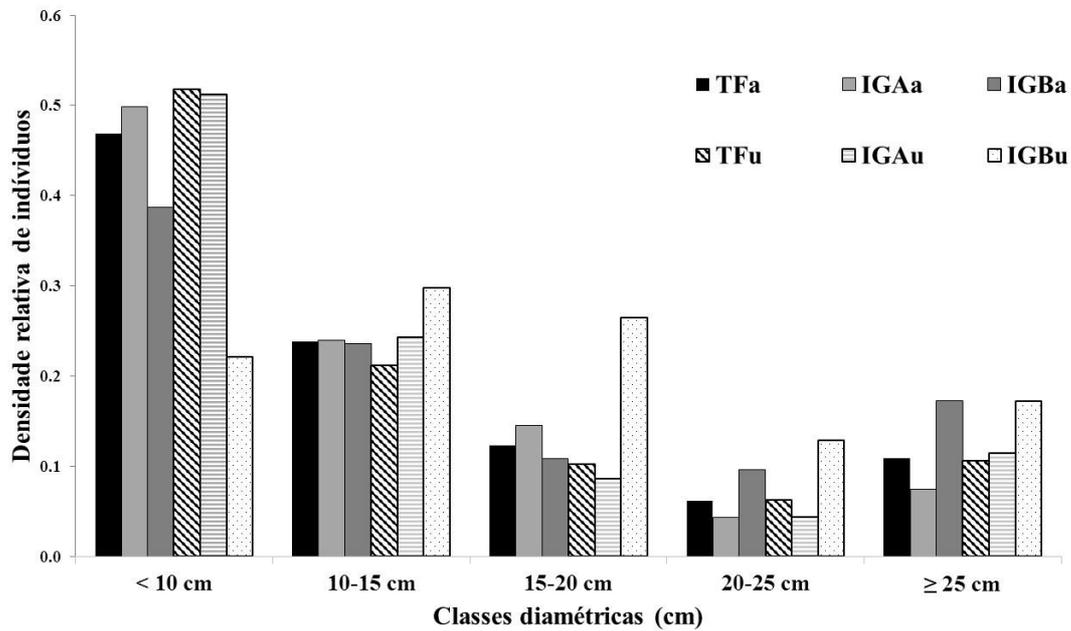


Figura 3: Histograma da densidade de indivíduos por classe diamétrica (cm) para cada grupo florestal amostrado. Colunas em cinza escuro indicam terra firme adjacente (TFa), as colunas pretas indicam igapó alto (IGAA) e colunas listradas na diagonal indicam igapó baixo (IGBa) do rio Abacate. Colunas tracejadas horizontalmente representam a terra firme adjacente (TFu), as colunas cinza-claros representam o igapó alto (IG Au) e as colunas quadriculadas representam o igapó baixo (IGBu) do rio Uatumã.

Tabela 2: Teste de Tukey HSD (intervalo de confiança de 5%) para as variáveis estruturais (DAP, Altura, Área Basal (AB)), riqueza e diversidade  $\alpha$  de Fisher, as quais apresentaram diferença significativa no teste ANOVA. Para cada comparação, as linhas são referentes ao nível de significância ( $p$ -valor) da diferença. As comparações foram realizadas para os grupos florestais do rio Abacate: igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAA), terra firme adjacente (TFa); e rio Uatumã: igapó baixo (IGBu), igapó alto (IGAa), terra firme adjacente (TFu).

	DAP	Altura	Área Basal (AB)	Riqueza (S)	Diversidade $\alpha$ de Fisher
TFa-IGAA	0,8	0,4	0,1	0,9	0,9
IGBa-IGAA	<b>0,005</b>	0,5	<b>0,001</b>	0,6	0,55
TFa-IGBa	0,09	0,9	<b>0,04</b>	0,4	0,47
TFu-IGAa	0,9	0,9	0,9	0,9	0,8
IGBu-IGAa	0,06	0,9	0,2	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>
TFu-IGBu	0,2	0,9	0,7	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>
IGBu-IGBa	0,9	0,1	0,1	<b>0,001</b>	<b>0,005</b>
IGAa-IGAA	0,9	<b>0,001</b>	0,9	0,9	<b>0,02</b>
TFu-TFa	0,9	0,3	0,9	0,9	0,3
TFa-IGAa	0,9	<b>0,03</b>	0,4	0,9	<b>0,02</b>
TFu-IGAA	0,9	<b>0,003</b>	0,6	0,9	0,2
TFu-IGBa	<b>0,03</b>	0,2	<b>0,003</b>	0,2	0,004
TFa-IGBu	0,4	0,2	0,9	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>
IGBu-IGAA	<b>0,05</b>	<b>0,001</b>	0,06	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>
IGBa-IGAa	<b>0,007</b>	<b>0,02</b>	<b>0,001</b>	0,1	<b>0,001</b>

No total foram coletadas 265 amostras botânicas para identificação em nível de espécie. Os valores médios e desvio padrão das variáveis estruturais (DAP, altura, densidade de indivíduos e área basal), período de inundação (floresta de igapó baixo e alto), riqueza e índice de diversidade  $\alpha$  de Fisher estão apresentados na Tabela 3. As curvas de rarefação mostraram uma menor taxa de acúmulo de espécies nas porções mais baixa das florestas de igapó (IGBa e IGBu), já o de igapó alto e terra firme adjacente de ambos rios ocorreu uma relativa conformidade na taxa de acúmulo de riqueza de espécies.

Tabela 3: Médias e desvio padrão para período de inundação (dias.ano<sup>-1</sup>), densidade de indivíduos (ind.ha<sup>-1</sup>), DAP (cm), Altura (m), Área Basal (AB) (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>), riqueza, diversidade  $\alpha$  de Fisher para os grupos florestais do rio Abacate: igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAa), terra firme adjacente (TFa); e rio Uatumã: igapó baixo (IGBu), igapó alto (IGAa), terra firme adjacente (TFu).

	Inundação (dias.ano <sup>-1</sup> )	Densidade (ind.ha <sup>-1</sup> )	Riqueza (S)	$\alpha$ Fisher	DAP (cm)	Altura (m)	AB (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )
IGBa	112,8±9,7	1154±252	26±5,1	15,4±3,0	15,9±1,8	11,8±1,9	38,2±12,5
IGAa	52,3±9,4	1198±245	30,4±3,1	20,3±5,2	12,8±2,7	10,5±2,4	18,6±7,8
TFa	-----	1236±232	31,5±5,8	26,3±6,3	13,8±2,0	11,9±1,0	27,2±3,3
IGBu	265,1±27,0	1222±265	12,4±2,5	4,4±1,3	15,6±1,4	13,6±0,5	28,7±3,3
IGAa	-----	1008±183	33,1±5,8	30,2±9,3	12,9±1,4	14,2±0,5	20,4±4,7
TFu	-----	1042±243	32,3±5,8	26,8±6,3	13,4±0,9	13,4±1,5	21,0±6,4

## 4.2 Fitossociologia

No rio Abacate, o IGBa teve a espécie *Couratari cf. tenuicarpa* A.C.Sm. com a maior dominância relativa e *Elvasia calophyllea* DC. apresentou o maior IVI e densidade relativa. No IGAa, a espécie *Licania macrophylla* Benth. registrou os maiores valores de densidade, dominância relativa e IVI. Na terra firme adjacente ao rio Abacate, a espécie de maior densidade, dominância relativa e IVI foi *Protium decandrum* (Aubl.) Marchand. Somente a espécie *Eschweilera albiflora* (DC.) Miers esteve presente entre as cinco espécies com maiores IVI em todos os grupos florestais do rio Abacate; a espécie *Licania macrophylla* Benth foi registrada para IGAa e TFa (Tabela 4). As cinco espécies com maiores IVI representam 41%, 22% e 35% do total de indivíduos do IGBa, IGAa e TFa, respectivamente.

No IGBu do rio Uatumã, a espécie *Pouteria elegans* (A.DC.) Baehni. exibiu maior densidade, dominância relativa e IVI. No mesmo sítio, o IGAu registrou a espécie *Pentaclethra macroloba* (Willd.) Kuntze com maior dominância relativa e IVI e as espécies *Tapirira guianensis* Aubl. e *Trichilia micrantha* Benth. apresentaram maior densidade relativa. No TFu, a espécie *Eschweilera amazonica* R.Knuth revelou maior IVI, a espécie *Pentaclethra macroloba* apresentou maior dominância relativa e *Trichilia micrantha* a maior densidade relativa. As espécies *Pentaclethra macroloba* e *Trichilia micrantha* estão entre as cinco

espécies mais importantes no igapó alto e terra firme adjacente do rio Uatumã. O IGBu e TFu compartilharam a espécie *Eschweilera amazonica* entre as cinco espécies mais importantes (Tabela 5). As cinco espécies com maiores valores de IVI correspondem a 76%, 34% e 27% do total de indivíduos do IGBu, IGAu e TFu, respectivamente.

Tabela 4: Cinco espécies que apresentaram maior índice de valor de importância (IVI) para os grupos florestais do rio Abacate: igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAa) e terra firme adjacente (TFa). As espécies estão ordenadas por importância e são apresentadas suas Densidades Relativas (DRi), Dominâncias Relativas (DoRi) e Frequências Relativas (FRi).

	Família	Espécie	DRi	DoRi	FRi	IVI
<b>IGBa</b>	Ochnaceae	<i>Elvasia calophyllea</i> DC.	16,0	8,88	3,24	28,12
	Lecythidaceae	<i>Couratari</i> cf. <i>tenuicarpa</i> A.C.Sm.	6,88	14,54	3,24	24,67
	Lecythidaceae	<i>Eschweilera albiflora</i> (DC.) Miers	8,78	3,54	3,24	15,56
	Sapotaceae	<i>Manilkara bidentata</i> (A.DC.) A.Chev.	3,79	6,89	3,24	13,92
	Malvaceae	<i>Luehea</i> cf. <i>speciosa</i> Willd.	6,02	3,55	3,24	12,82
<b>IGAa</b>	Chrysobalanaceae	<i>Licania macrophylla</i> Benth.	12,87	20,11	3,25	36,23
	Calophyllaceae	<i>Caraipa richardiana</i> Cambess.	3,80	5,94	2,03	11,76
	Fabaceae	<i>Dicorynia paraensis</i> Benth.	0,83	8,45	1,22	10,50
	Lecythidaceae	<i>Eschweilera albiflora</i> (DC.) Miers	3,47	2,96	2,85	9,27
	Lauraceae	<i>Ocotea</i> cf. <i>aciphylla</i> (Nees & Mart.)	1,82	4,48	2,85	9,14
<b>TFa</b>	Burseraceae	<i>Protium decandrum</i> (Aubl.)	14,40	13,69	3,16	31,26
	Lecythidaceae	<i>Eschweilera albiflora</i> (DC.) Miers	6,47	4,13	3,16	13,77
	Lecythidaceae	<i>Eschweilera amazonica</i> R.Knuth	4,85	4,12	3,16	12,14
	Myristicaceae	<i>Virola calophylla</i> (Spruce) Warb	6,31	2,02	3,16	11,49
	Chrysobalanaceae	<i>Licania macrophylla</i> Benth.	3,40	5,63	1,58	10,61

Tabela 5: Cinco espécies que apresentaram maior índice de valor de importância (IVI) para os grupos florestais do rio Uatumã: igapó baixo (IGBu), igapó alto (IGAa) e terra firme adjacente (TFu). As espécies estão ordenadas por importância e são apresentadas suas Densidades Relativas (DRi), Dominâncias Relativas (DoRi) e Frequências Relativas (FRi).

	Família	Espécie	DRi	DoRi	FRi	IVI
<b>IGBu</b>	Sapotaceae	<i>Pouteria elegans</i> (A.DC.) Baehni	38,45	35,06	7,55	81,06
	Phyllanthaceae	<i>Amanoa oblongifolia</i> Müll.Arg.	16,74	20,93	7,55	45,22
	Myrtaceae	<i>Myrcia</i> cf. <i>grandis</i> McVaugh	10,70	3,09	6,60	20,39
	Lecythidaceae	<i>Eschweilera</i> cf. <i>parvifolia</i> Mart. ex DC.	5,27	5,53	6,60	17,41
	Lecythidaceae	<i>Eschweilera amazonica</i> R.Knuth	4,81	6,38	5,66	16,85
<b>IGAa</b>	Fabaceae	<i>Pentaclethra macroloba</i> (Willd.) Kuntze	6,31	21,19	2,53	30,02
	Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	9,18	12,52	2,53	24,22
	Meliaceae	<i>Trichilia micrantha</i> Benth.	9,18	3,54	2,89	15,60
	Fabaceae	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	3,82	6,05	2,53	12,41
	Violaceae	<i>Rinorea racemosa</i> (Mart.) Kuntze	5,16	2,31	2,89	10,36
<b>TFu</b>	Lecythidaceae	<i>Eschweilera amazonica</i> R.Knuth	5,86	8,33	2,62	16,81
	Fabaceae	<i>Pentaclethra macroloba</i> (Willd.) Kuntze	3,40	11,98	1,12	16,50
	Meliaceae	<i>Trichilia micrantha</i> Benth.	6,05	3,48	2,25	11,78
	Moraceae	<i>Naucleopsis glabra</i> Spruce ex Pittier	5,86	2,85	2,62	11,33
	Sapindaceae	<i>Talisia marleneana</i> (Guarim) Acev.-	5,67	1,77	2,25	9,69

### 4.3 Diversidade e similaridade florística

A diversidade  $\alpha$  de Fisher (ANOVA,  $F=20,74$ ,  $p<0,001$ ) e riqueza de espécies ( $F=19,72$ ,  $p<0,001$ ) apresentaram diferença significativa entre os grupos florestais amostrados (Tabela 2). No rio Abacate, a diversidade no IGBa variou entre 9,8 e 20,1 (média:  $15,4\pm 3,0$ ); já no IGAa variou entre 15,0 e 29,6 (média:  $20,3\pm 5,2$ ), enquanto que no TFa variou de 12,1 a 28,7 (média:  $20,6\pm 6,1$ ). Nos grupos florestais do rio Uatumã a diversidade no IGBu variou entre 2,5 e 6,1 (média:  $4,4\pm 1,3$ ); o IGAu variou entre 14,8 e 42,9 (média:  $30,2\pm 9,3$ ) e no TFu esse valor foi de 20,0 a 36,9 (média:  $26,8\pm 6,3$ ).

A análise PERMANOVA revelou que a composição de espécies é significativamente diferente para os grupos florestais amostrados ( $R^2=0,56$ ,  $p<0,001$ ), e o mesmo foi observado

quando analisados os rios separadamente e nas comparações par a par (rio Abacate,  $R^2=0,43$ ,  $p<0,001$ ; rio Uatumã,  $R^2=0,50$ ,  $p<0,001$ ). A ordenação por NMDS feita para os grupos florestais dos rios Abacate e Uatumã revelou uma proximidade da composição florística dos estratos de igapó do rio Abacate (IGBa e IGAA), em que as parcelas do IGAA estão entre o IGBa e TFa. Por outro lado, os grupos florestais do rio Uatumã apresentaram uma distribuição diferente do observado no rio Abacate, em que as parcelas do IGAAu estão sobrepostas as parcelas da TFu, já as parcelas do IGBu estão isoladas (Fig. 4). O dendrograma de dissimilaridade florística demonstrou que existem três grupos (Fig. 5). O primeiro grupo é formado pela TFa e um subgrupo composto pelo IGAAu e TFu. Os estratos florestais do igapó do rio Abacate (IGBa e IGAA) constituem o segundo conjunto; separadamente encontra-se um terceiro grupo formado apenas pelo IGBu.

No rio Abacate, a análise de espécies indicadoras registrou 14 táxons indicadores para o IGBa, 10 táxons indicadores para IGAA e 18 táxons indicadores para TFa. Os conjuntos (IGAA+ IGBa) e (IGAA+TFa) apresentaram espécies que indicam simultaneamente dois grupos florestais, sendo que o primeiro conjunto agregou 5 espécies indicadoras e o segundo conjunto apresentou apenas *Licania heteromorpha* Benth como espécie indicadora. No rio Uatumã, foram registradas 9 espécies indicadoras para IGBu, 5 espécies indicadoras para IGAAu e 7 espécies indicadoras para TFu. Somente o conjunto (IGAAu+TFu) conteve espécies que indicam simultaneamente dois grupos florestais, com 9 táxons indicadores.

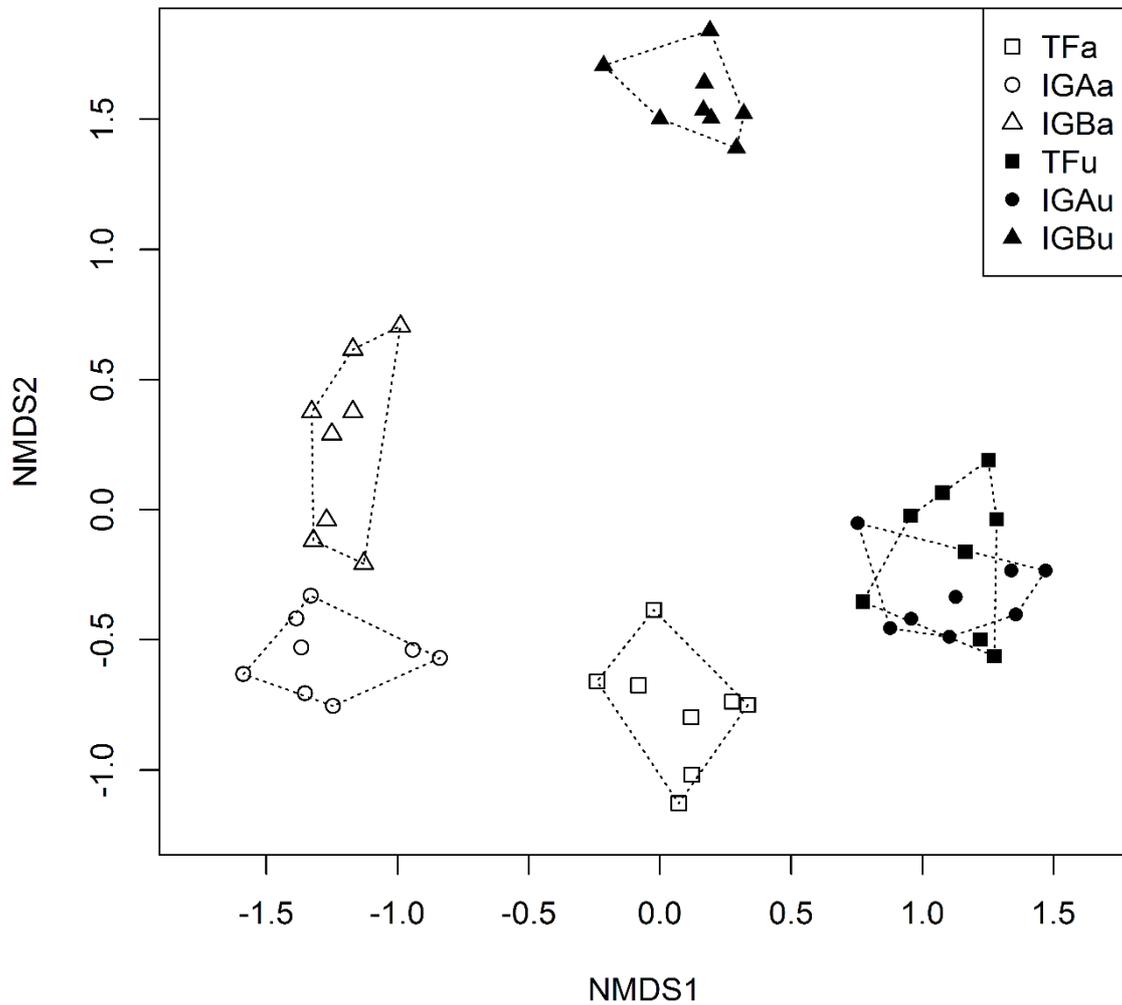


Figura 4: Análise de ordenação por Non Metric Multidimensional Scaling (NMDS) com índice de dissimilaridade de Bray-Curtis para a composição de espécies dos grupos florestais amostrados nos rios Abacate e Uatumã. Os pontos são referentes a cada parcela amostrada nos rios Abacate e Uatumã, sendo que as siglas identificam os grupos florestais: igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAa) e terra firme adjacente (TFa) do rio Abacate; igapó baixo (IGBu), igapó baixo (IGAa) e terra firme adjacente (TFa) do rio Uatumã.

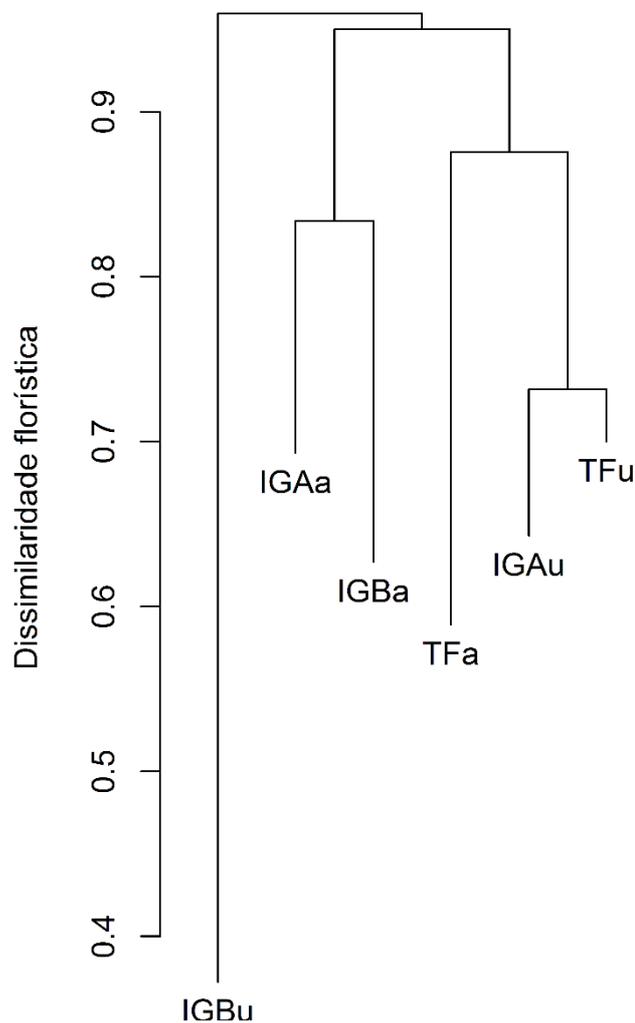


Figura 5: Dendrograma da dissimilaridade florística dos grupos florestais amostrados baseado no método UPGMA (unweighted pair groups method using arithmetic averages) com índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. Para a construção do dendrograma foi usado a média de dissimilaridade florística dentro de cada grupo e a média da dissimilaridade entre os grupos, a partir dessas métricas foi calculado a dissimilaridade florística média geral. Chave: igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAA) e terra firme adjacente (TFA) do rio Abacate; igapó baixo (IGBu), igapó baixo (IGAu) e terra firme adjacente (TFu) do rio Uatumã.

#### 4.4 Gradientes ambientais

As parcelas do igapó do rio Abacate registraram a duração média de inundação entre 96 e 127 dias.ano<sup>-1</sup> no IGBa e 40 e 66 dias.ano<sup>-1</sup> no IGAA. No rio Uatumã, a duração média de inundação variou entre 240 e 323 dias.ano<sup>-1</sup> no IGBu (Tabela 3). Em média o período de inundação das parcelas estabelecidas no IGBu aumentou em 70 dias após a construção da UHE Balbina (Tabela 6). O teste MANOVA mostrou que a composição química e granulométrica é significativamente diferente entre os grupos florestais (F=9,7, p<0,001; pH, F=38,03, p<0,001; C, F=12,82, p<0,001; M.O, F=12,83, p<0,001; P, F=10,52, p<0,001; SB, F=7,45, p<0,001; areia, F=21,44, p<0,001; silte, F=10,56, p<0,001; argila, F=25,38, p<0,001). A análise granulométrica do solo dos grupos florestais no rio Abacate revelou baixo teor de argila na composição do solo, os solos dos estratos da floresta de igapó (IGBa e IGAA) foram classificados como Franco Argilo Arenoso e a terra firme adjacente (TFa) foi classificado como Franco Arenosa. No geral, as parcelas do rio Abacate apresentaram solos ácidos, com os estratos de igapó (IGBa e IGAA) evidenciando os maiores valores de potássio (K), carbono (C) e matéria orgânica (M.O), em relação a TFa (Tabela 7). As parcelas da TFa registraram em média maiores valores de fósforo (P). No rio Uatumã, o os grupos florestais registraram predominância de argila na composição do solo, os solos do IGBu e TFu foram classificados como Muito Argiloso e o solo do IGAAu foi classificado como Franco Argilosa. As amostras de solo do IGBu e IGAAu apresentaram maior acidez em comparação com TFu. Nas parcelas da TFu os valores médios de fósforo foram mais elevados (Tabela 7).

Tabela 6: Período de inundação médio (dias.ano<sup>-1</sup>) e o desvio padrão das parcelas do igapó baixo do rio Uatumã (IGBu) para dois períodos: (1) período pré-fechamento da barragem da Usina Hidrelétrica Balbina (UHE Balbina) (1974-1986); (2) período pós construção da UHE Balbina (1991-2016). Diferença média entre os períodos pré (1) e pós (2) a construção da UHE Balbina, e os respectivos valores de p do Teste t Student.

Parcelas	(1) 1974-1986	(2) 1991-2016	Diferença média entre períodos	Teste t de Student
IGBu1	240(63)	310(80)	70	<b>p&lt;0,01</b>
IGBu2	214(66)	293(87)	79	<b>p&lt;0,01</b>
IGBu3	206(67)	286(89)	80	<b>p&lt;0,01</b>
IGBu4	311(41)	330(55)	19	p=0,27
IGBu5	208(67)	288(88)	80	<b>p&lt;0,01</b>
IGBu6	193(66)	270(94)	77	<b>p&lt;0,01</b>
IGBu7	194(60)	273(90)	79	<b>p&lt;0,01</b>
IGBu8	216(66)	295(86)	79	<b>p&lt;0,01</b>
Média	223(39)	293(20)	70	

Tabela 7: Valores médios ( $\pm$ desvio padrão) das nove variáveis edáficas e classificação textural do solo (EMBRAPA, 1997) dos grupos florestais dos rios Abacate e Uatumã. Os valores são as oito parcelas amostradas em cada grupo florestal. Rio Abacate: igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAa) e terra firme adjacente (TFa); rio Uatumã: igapó baixo (IGBu), igapó alto (IGAa) e terra firme adjacente (TFu).

Variáveis Edáficas	rio Abacate			rio Uatumã		
	IGBa	IGAa	TFa	IGBu	IGAa	TFu
<b>Químicas</b>						
pH (H <sub>2</sub> O)	4,1 $\pm$ 0,4	4,7 $\pm$ 0,3	3,7 $\pm$ 0,05	3,6 $\pm$ 0,1	3,5 $\pm$ 0,1	4,1 $\pm$ 0,1
C(g/kg)	25,5 $\pm$ 11,9	25,1 $\pm$ 12,1	14,3 $\pm$ 2,9	29,4 $\pm$ 5,8	32,3 $\pm$ 6,0	45,9 $\pm$ 6,0
M.O(g/kg)	43,9 $\pm$ 20,5	43,18 $\pm$ 20,9	24,6 $\pm$ 4,9	50,6 $\pm$ 10,0	55,6 $\pm$ 10,3	79,1 $\pm$ 10,5
P (mg dm <sup>-3</sup> )	3,6 $\pm$ 1,4	3,7 $\pm$ 1,1	7,5 $\pm$ 0,5	5,7 $\pm$ 1,4	9,2 $\pm$ 4,7	14,5 $\pm$ 6,9
K(mg dm <sup>-3</sup> )	36,7 $\pm$ 16,3	37,7 $\pm$ 21,8	15,5 $\pm$ 3,7	31,8 $\pm$ 6,3	43,12 $\pm$ 12,4	61,8 $\pm$ 10,2
Soma de Bases (Cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,3 $\pm$ 0,1	0,3 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,03	0,4 $\pm$ 0,1	0,6 $\pm$ 0,2	0,4 $\pm$ 0,1
<b>Granulométricas</b>						
Areia (%)	64,8 $\pm$ 23,0	57,4 $\pm$ 28,8	82,2 $\pm$ 8,4	1,7 $\pm$ 0,5	32,3 $\pm$ 5,2	29,0 $\pm$ 20,7
Silte (%)	14,4 $\pm$ 11,7	20,2 $\pm$ 16,6	10,8 $\pm$ 8,8	37,0 $\pm$ 3,5	36,0 $\pm$ 2,7	22,5 $\pm$ 5,1
Argila (%)	20,7 $\pm$ 11,4	22,3 $\pm$ 12,8	6,9 $\pm$ 0,4	61,3 $\pm$ 3,4	31,7 $\pm$ 4,1	48,4 $\pm$ 20,6
Classificação textural do solo (EMBRAPA, 1997)	<b>Franco Argilo Arenoso</b>	<b>Franco Argilo Arenoso</b>	<b>Franco Arenosa</b>	<b>Muito Argiloso</b>	<b>Franco Argilosa</b>	<b>Muito Argiloso</b>

No rio Abacate, o eixo do NMDS captou 60% da variação florística dos grupos florestais. Os modelos lineares generalizados mistos (GLMM), produzidos para testar os efeitos dos gradientes ambientais, mostraram que a composição florística do rio Abacate está relacionada com o período de inundação (ANOVA do modelo misto,  $R^2=0,96$ ,  $F=31,5$ ,  $p<0,05$ ), mas não indicaram relação com o gradiente edáfico. Para as parcelas localizadas no rio Uatumã, a porcentagem de variação explicada pelo eixo do NMDS foi de 65%. No rio Uatumã, não ocorreu correlação entre a variação da composição de espécies com as variáveis ambientais. Considerando as parcelas dos rios Abacate e Uatumã em conjunto, o eixo de ordenação captou 47% da variação da composição de espécies da comunidade arbórea. Nesse caso, os modelos mistos mostraram que o primeiro eixo da ordenação da composição florística dos rios está relacionado com período de inundação ( $R^2=0,78$ ,  $F=13,02$ ,  $p<0,001$ ).

Riqueza e diversidade  $\alpha$  de Fisher não apresentaram correlação significativa com os gradientes ambientais, quando analisados separadamente para cada rio amostrado. Contudo, quando consideradas as parcelas dos rios Abacate e Uatumã em conjunto, a riqueza ( $R^2=0,67$ ,  $F=96,26$ ,  $p<0,001$ ) e diversidade ( $R^2=0,67$ ,  $F=28,99$ ,  $p<0,01$ ) foram correlacionadas com o período de inundação. A diversidade também apresentou relação significativa com os valores de fósforo no solo ( $R^2=0,72$ ,  $F=5,74$ ,  $p<0,05$ ). As variáveis estruturais do rio Abacate não apresentaram correlação com os gradientes ambientais. Em contrapartida, no rio Uatumã o DAP ( $R^2=0,79$ ,  $F=5,82$ ,  $p<0,05$ ) e densidade de indivíduos ( $R^2=0,54$ ,  $F=8,76$ ,  $p<0,001$ ) apresentaram relação com os valores de fósforo. No mesmo sítio, a densidade de indivíduos foi relacionada com proporção de argila no solo ( $R^2=0,54$ ,  $F=20,06$ ,  $p<0,05$ ) e pH ( $R^2=0,54$ ,  $F=12,14$ ,  $p<0,01$ ). Na análise com as variáveis estruturais dos inventários florestais em conjunto, houve uma correlação significativa entre o DAP ( $R^2=0,19$ ,  $F=9,26$ ,  $p<0,01$ ) e área basal ( $R^2=0,18$ ,  $F=5,63$ ,  $p<0,05$ ) com período de inundação.

## 5. Discussão

### 5.1 Composição e diversidade florística

Discordando do relatado por Haugaasen & Peres (2006), as parcelas estabelecidas na floresta de igapó (IGBa e IGAA) do rio Abacate não apresentaram flora empobrecida em comparação a terra firme adjacente (TFa) (Tabela 3). Surpreendentemente, o IGAA (103 espécies/0,5 ha) registrou riqueza de espécies similar ao encontrado na TFa (102 espécies/0,5 ha). Assim como foi observado para IGAA, o IGBa (72 espécies/0,5 ha) exibiu elevada riqueza de espécies, superior a outros inventários realizados em floresta de igapó. Por exemplo, Ferreira & Prance (1998) relataram 21, 24 e 30 espécies de arbóreas em três parcelas de 1 ha ( $DAP \geq 5$  cm) em igapó de águas claras em Santarém, Pará.

Os estratos da floresta de igapó (IGBa e IGAA) do rio Abacate apresentaram representantes recorrentes de outros inventários florestais realizados na Amazônia Central, tais como: *Acosmium nitens* (Vogel) Yakovlev, *Crudia amazonica* Benth., *Eschweilera albiflora* (DC.) Miers, *Swartzia polyphylla* DC, *Zygia cataractae* (Kunth.) L.Rico (Ferreira, 1997; Ferreira & Prance, 1998; Parolin *et al.* 2004; Targhetta *et al.* 2015). Da mesma forma, as

parcelas da TFa exibiram espécies tipicamente encontradas em outros inventários florestais realizados na Amazônia Central: *Protium decandrum* (Aubl.) Marchand., *Theobroma sylvestre* Aubl. ex Mart. in Buchner, *Protium opacum* Swart, *Virola calophylla* (Spruce) Warb. e *Mabea caudata* Pax & K.Hoffm. (Milliken, 1998; Oliveira & Mori, 1999; Oliveira *et al.* 2008). A família Arecaceae esteve presente apenas nos grupos florestais de topografia mais alta (IGAa e TFa). Não foram registrados representantes dessa família no IGBa, já nas parcelas do IGAa foram encontrados indivíduos da espécie *Oenocarpus minor* Mart. e *Astrocaryum gynacanthum* Mart. Na TFa além dessas espécies foram encontrados indivíduos das espécies *Oenocarpus mapora* H.Karst., *Oenocarpus bacaba* Mart. e *Syagrus cocoides* Mart.

No rio Uatumã, o igapó baixo (IGBu) exibiu riqueza e diversidade relativamente baixa em relação aos outros grupos florestais amostrados (Tabela 1 e 3). O baixo número de espécies na floresta de igapó do rio Uatumã não é uma novidade; Targhetta *et al.* (2015) reportaram 69 espécies de árvores (DAP $\geq$ 10 cm) em três parcelas de 1 ha. No IGBu foram encontradas espécies frequentemente descritas nessa fitofisionomia no rio Jaú e rio Negro: *Amanoa oblongifolia* Müll.Arg., *Couepia paraensis* (Mart. & Zucc.) Benth., *Pouteria elegans* (A.DC.) Baehni, *Acosmium nitens* (Vogel) Yakovlev, *Eschweilera cf. parvifolia* Mart. ex DC. e *Handroanthus barbatus* (E.Mey.) Mattos (Worbes, 1997; Ferreira & Prance, 1998; Parolin *et al.* 2004).

Assim como foi observado no rio Abacate, o igapó alto do rio Uatumã (IGAa) mostrou riqueza (109 espécies/0,5 ha) comparável ao reportado na terra firme adjacente (TFu) (108 espécies/0,5 ha). O IGAa mostrou uma riqueza relativamente elevada em relação a outros levantamentos florísticos realizados na Amazônia Central. No rio Tarumã-Mirim, localizado próximo a Manaus, Parolin *et al.* (2004) descreveram 44 espécies em quatro parcelas de 0,025 ha; Ferreira (1997) registrou 44, 103 e 137 espécies arbóreas (DAP $\geq$ 10 cm) em 3 parcelas de 1 ha no Parque Nacional do Jaú. No IGAa foram amostradas duas espécies comumente encontradas em inventários florísticos realizados em floresta de igapó: *Licania heteromorpha* Benth e *Licania apetala* (E. Mey.) Fritsch (Ferreira, 1997; Ferreira & Prance, 1998; Parolin *et al.* 2004; Wittmann *et al.* 2010). Novamente, a família Arecaceae não foi observada na porção topográfica mais baixa da floresta de igapó, ficando restrita ao IGAa e TFu. Nesses grupos florestais foram encontrados indivíduos de *Oenocarpus bacaba* Mart., *Attalea maripa* (Aubl.) Mart, *Syagrus inajai* (Spruce) Becc. e *Euterpe precatoria* Mart.

A análise fitossológica revelou um domínio de poucas espécies no IGBu, as cinco espécies mais importantes corresponderam a 76 % do total de indivíduos amostrados, somente

a espécie mais dominante, *Pouteria elegans*, representou 41% de todos indivíduos amostrados. Enquanto, no IGBa as cinco espécies mais importantes representam 41% do total de indivíduos e os demais grupos florestais são mais homogêneos na distribuição de espécies. As áreas sujeitas a longos períodos de inundação tendem a apresentar domínio de poucas espécies (Wittmann & Junk, 2003; Wittmann *et al.* 2006), mas o acréscimo em 104 cm no nível de inundação nas cotas topográficas mais baixas do igapó do rio Uatumã (Assahira *et al.* 2017) pode ter contribuído para aumentar a magnitude do domínio de indivíduos de espécies comumente encontradas em florestas alagáveis, tais como: *Amanoa oblongifolia* (Secco *et al.* 2014), *Eschweilera cf. parvifolia* e *Pouteria elegans* (Wittmann *et al.* 2010).

No IGAu as espécies geralmente descritas em floresta de terra firme *Trichilia micrantha* Benth e *Rinorea racemosa* (Mart.) Kuntze apresentaram elevada importância ecológica no habitat. Além disso, duas espécies pioneiras *Tapirira guianensis* Aubl. e *Inga alba* (Sw.) Willd, recorrentemente observadas em estudos de florestas secundárias amazônicas (Vieira *et al.* 2003; Guimarães *et al.* 2016; Silva *et al.* 2016), também estiveram entre as mais importantes. Diversas espécies são excluídas das planícies alagáveis devido a intolerância aos efeitos da inundação (Parolin & Wittmann, 2010); portanto o estabelecimento dessas espécies sugere um processo de sucessão ecológica na porção topográfica mais elevada da floresta de igapó, onde a alteração do regime hidrológico facilita a invasão de espécies frequentemente descritas em áreas não-inundáveis (Junk & Mello, 1990; Nilsson & Berggren, 2000)

## 5.2 Estrutura florestal

As características estruturais da vegetação no igapó baixo são semelhantes nos rios Abacate e Uatumã (Tabela 3). O IGBa e IGBu se destacaram no padrão demográfico, ambos mostraram uma baixa densidade de indivíduos <10 cm DAP e uma alta densidade de indivíduos  $\geq 25$  cm (Fig. 4). Entretanto, a distribuição diamétrica é diferente do reportado em outros estudos que avaliaram a estrutura da floresta de igapó, os quais descreveram uma alta densidade de indivíduos <10 cm DAP em comparação a indivíduos maiores (>25 cm DAP) (Parolin *et al.* 2004; Ferreira & Parolin, 2011). Tanto no igapó alto como na terra firme adjacente do rio Abacate e Uatumã (IGAa, IGAu, TFa e TFu) (Fig.4), observou-se uma demografia vegetal típica de florestas tropicais (Muller-Landau *et al.* 2006), com uma relação positiva entre recrutamento e mortalidade de indivíduos (Lewis *et al.* 2004).

A área basal do igapó baixo, principalmente do IGBa ( $38,2 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ), foi superior aos outros grupos florestais (Tabela 3). No caso do IGBa, a área basal média encontrada nesse estudo é maior que o descrito para campinas/campinaranas, floresta de terra firme e outras áreas de florestas de igapó na região do rio Uatumã (Targuetta *et al.* 2015; Andreae *et al.* 2015). A área basal estimada para TFu ( $21,0 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ) é comparável as outras áreas de floresta de terra firme localizadas em antigos terraços fluviais do rio Uatumã (Andreae *et al.* 2015). No entanto, a área basal média de TFa ( $27,2 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ) está mais próximo ao descrito para outras regiões da Amazônia Central (Milliken, 1998; Haugaasen & Peres, 2006).

A maior estatura média do IG Au em relação ao IG Aa pode ser resultado da ausência das inundações periódicas que cessam o desenvolvimento vegetativo durante a fase aquática (Worbes, 1997). Entretanto, os grupos florestais apresentaram vegetação de porte baixo (Tabela 2). Diferente do descrito por Stadler (2007) que amostrou uma floresta de igapó na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Amanã, Amazônia Central, não foi observado um crescente aumento da altura média das árvores ao longo do gradiente de inundação. A baixa altura observada nas florestas de igapó do rio Abacate e Uatumã são condizentes com esperado para essa fitofisionomia na Amazônia Central (Parolin *et al.* 2004; Targhetta *et al.* 2015). Na floresta de terra firme, a altura do dossel normalmente atinge valores de 20 m, embora são encontradas árvores que excedem 35 m (Guillaumet, 1987). Contudo, na região do rio Uatumã ocorre uma diminuição da altura média das árvores em floresta de terra firme situadas em antigos terraços fluviais (Andreae *et al.* 2015). No caso da floresta de igapó, a dormência vegetativa causada pelo período de inundação em conjunto com o carecimento de nutrientes no solo pode determinar a altura da vegetação. Além de que em ambientes com solos oligotróficos, onde a floresta de terra firme também se enquadra (Haugaasen & Peres, 2006), as espécies arbóreas apresentam um balanço entre defesa-crescimento pelo qual os herbívoros promovem a especialização do habitat em diferentes gradientes de recursos, possivelmente, limitando o crescimento das árvores (Fine *et al.* 2006).

Nos rios Abacate e Uatumã, a densidade do sub-bosque no igapó baixo é menor que o igapó alto e terra firme adjacente. Espécies características de sub-bosque que contribuem para formação de uma vegetação densa, como as palmeiras (família Arecaceae), foram encontradas somente no igapó alto e terra firme adjacente. Contudo, o comportamento da vegetação de sub-bosque no igapó alto do rio regulado foi diferente do rio pristino. No IG Au, a *Rinorea racemosa*, espécie típica de sub-bosque de floresta de terra firme, representante das cinco espécies mais importantes desse grupo florestal, apresentou um intenso rebrotamento e

crescimento clonal, conforme observado por Jardim (2008), características que favorecem o estabelecimento em áreas perturbadas (Thomas, 2004).

### 5.3 Similaridade florística

No rio não regulado uma barragem, o pulso de inundação produz distúrbios físicos que influenciam o estabelecimento, colonização, desenvolvimento e distribuição de espécies de arbóreas em planícies alagáveis (Junk *et al.* 1989). Neste estudo, o rio Abacate demonstrou uma sucessão ecológica respeitando o gradiente de inundação, em que o IGAA é uma zona de transição entre IGBa e TFa (Fig. 3). De fato, a composição florística do IGAA encontra-se entre IGBa e TFa, sendo possível identificar esse padrão por meio da análise de espécies indicadoras, a qual revela que existem espécies que representam os conjuntos IGBa+IGAA e IGAA+TFa. Neste sentido, as análises PERMANOVAs demonstram que a composição florística de IGBa e IGAA são mais similares que TFa. Adicionalmente, os grupos florestais IGBa e IGAA formam um grupo separado no dendrograma de dissimilaridade florística (Fig.6). O resultado segue a expectativa de que a dinâmica hidro-geomorfológica dos rios é o fator ambiental mais importante para o processo de zonação em florestas alagáveis (Wittmann *et al.* 2010), ratificando que pequenas mudanças na topografia resultam em rápida variação na duração da inundação em lugares próximos, conseqüentemente, influenciando na distribuição e composição de espécies (Worbes, 1997).

Modificações na magnitude e frequência do pulso de inundação resultam em alterações nas condições ambientais das planícies alagáveis, promovendo conseqüências adversas para a comunidade de plantas arbóreas localizada a jusante de barragens (Nilsson & Svedmark, 2002; Webb *et al.* 2013). As análises de similaridade florística do rio Uatumã indicam que a regulação do pulso de inundação pode ter distanciado a composição de espécies do IGBu e IG Au, ao mesmo tempo, pode ter aproximado a composição florística do IG Au a TFu (Fig. 3). Diferentemente do observado no rio Abacate, o IGBu apresentou composição florística muito dissimilar ao IG Au, os quais formam grupos independentes no dendrograma de dissimilaridade florística e não compartilham espécies indicadoras representantes dos dois níveis da floresta de igapó. Por outro lado, a composição florística de IG Au e TFu estão sobrepostas na ordenação por NMDS e formam um grupo no dendrograma de dissimilaridade florística, mais semelhante a TFa (Fig. 3, Fig. 6). A análise de espécies indicadoras demonstrou que o IG Au e TFu

compartilham táxons indicadores que são geralmente descritos em floresta de terra firme, como: *Rinorea racemosa*, *Trichilia micrantha* e *Naucleopsis glabra*. Contudo, apesar da alta similaridade entre IGAu e TFu, nas análises PERMANOVAs foi evidenciado que as comunidades arbóreas dos grupos florestais são distintas, sugerindo um estado de transição do IGAu. Levando em conta outros estudos realizados em rios regulados por barragens (Thomas, 1996; Merrit & Cooper, 2000; Shafroth *et al.* 2002; Mallik & Richardson, 2009; Bejarano *et al.* 2011; Reynolds *et al.* 2014) e comparando com o observado no rio Abacate, supomos que a elevada similaridade florística entre IGAu e TFu é devido a invasão de espécies características de floresta de terra firme. Entretanto, para um melhor entendimento da transformação da composição florística observada no IGAu são necessários estudos dendrocronológicos que correlacionem o regime alterado do rio Uatumã com a idade das espécies invasoras.

#### **5.4 Caracterização edáfica**

As florestas de igapó se desenvolvem sobre solos com baixa disponibilidade de nutrientes que são formados por processos aluviais que transportam sedimentos de áreas baixas de floresta de terra firme (Sioli, 1985), simultaneamente, as áreas sujeitas a inundações são altamente lixiviadas pelo pulso de inundações (Junk *et al.* 1989). No geral, a textura do solo em planícies alagáveis dos rios de água preta segue o gradiente de inundações, desde argila nas regiões mais elevadas a areia nas áreas baixas (Irion *et al.* 1997). Contudo, no rio Abacate não foi observado esse padrão, onde as porções da floresta de igapó e terra firme adjacente mostram predominância de areia na composição do solo. Nesse caso, processos antigos de lixiviação e alteração do curso do rio podem ter modificado a textura do solo. Em comparação, no rio Uatumã, a floresta de igapó e terra firme adjacente mostraram maior presença de argila e silte na composição do solo. Em especial no IGAu, onde a composição do solo mostrou menor proporção de argila em comparação a IGBa e TFa, a interrupção da inundações pode ter alterado o gradiente de textura do solo, pois em um ecossistema prístino, durante o período de cheia o rio deposita sedimentos nas planícies alagáveis e os movem quando as águas descem (Irion *et al.* 1997), determinando as propriedades físicas e químicas do solo (Junk *et al.* 1989).

Os grupos florestais mostraram solos ácidos e baixa quantidade de nutrientes em comparação as florestas de várzea da Ilha de Marchantaria (Furch, 1997). Entre os grupos florestais, as florestas de terra firme adjacentes apresentaram concentrações de nutrientes

relativamente maiores, principalmente os teores de fósforo, mas ainda são ecossistemas amazônicos que sofrem com carência de nutrientes no solo (Tiessen *et al.* 1994). No rio Uatumã, no geral, as porções da floresta igapó apresentaram teores de nutrientes semelhantes ao descrito por Targhetta *et al.* (2015), superior ao observado no rio Abacate e inferior que a floresta de igapó do rio Tarumã-Mirím, um tributário do rio Negro (Furch, 1997). Diante disso, as menores concentrações de nutrientes no igapó do rio Uatumã em relação ao igapó banhado pelo rio Negro podem estar associadas: ao bloqueio do fluxo de sedimentos que ficam acumulados no reservatório (Kummu & Varis, 2007) e à alteração no processo de sedimentação fluvial nas margens em um regime hidrológico regulado.

### **5.5 Padrões florísticos em relação aos gradientes ambientais**

A inundação se mostrou um fator determinante na composição florística, DAP, área basal, riqueza e diversidade dos rios em conjunto. No entanto, a vegetação da floresta de igapó e da floresta de terra firme adjacentes aos rios Abacate e Uatumã respondem diferentemente a inundação. Assim como é descrito em outros estudos de florestas alagáveis em rios prístinos, no rio Abacate a composição florística foi correlacionada com o gradiente de inundação, (Ferreira & Stohlgren, 1999; Wittmann *et al.* 2004). Enquanto que no rio regulado a inundação não teve papel decisivo na estrutura e composição florestal. A construção da barragem de Balbina transformou o pulso de inundação monomodal do rio Uatumã, nos últimos 30 anos a regulação do regime hidrológico suprimiu a inundação nas porções topograficamente elevadas e aumentou o período de inundação nas cotas mais baixas (Assahira *et al.* 2017). No IGAu, a ausência das inundações periódicas pode ter induzido alterações na diversidade e variações populacionais da flora dessa paisagem fluvial (Poff *et al.* 2007; Jardine *et al.* 2015). Ainda, fenômenos climáticos extremos como o El Niño podem intensificar a seca prolongada no IGAu (Schöngart & Junk, 2007), contribuindo para eventuais eventos de fogo nas florestas de igapó de água pretas (Flores *et al.* 2014) devido à alta inflamabilidade desse tipo de vegetação (Resende *et al.* 2014).

No geral, o igapó baixo, especialmente o IGBu, que sofre com inundações periódicas mais duradoras, apresentou menor riqueza e diversidade média em comparação com as áreas submetidas a curtos períodos inundação e as áreas não inundáveis. Apesar de não ocorrer correlação entre gradiente de inundação e riqueza e diversidade quando analisado os rios

separadamente, o habitat sujeito a maiores períodos de inundação devido a alteração do regime hidrológico registrou o menor valor de riqueza e diversidade. Poucas espécies superam longos períodos de inundação, por exemplo, em florestas de várzea Wittmann *et al.* (2006) demonstraram que as áreas que passam maiores períodos de inundação apresentam menor riqueza e diversidade em comparação às áreas que suportam períodos mais curtos de inundação. Adicionalmente, no rio Uatumã, espécies hiperdominantes das porções mais baixas do igapó apresentaram alta taxa de mortalidade após construção da barragem de Balbina (Assahira *et al.* 2017). Nesse cenário, a baixa riqueza de espécies encontrada no IGBu pode ser resultado da intensificação da inundação, pois apenas poucos indivíduos de espécies especialistas e resilientes colonizariam em condições ambientais drásticas.

Dentre as variáveis estruturais amostradas, o DAP e área basal foram relacionados ao gradiente de inundação quando analisado os grupos florestais dos rios Abacate e Uatumã em conjunto. Nesse estudo, as áreas sujeitas à longos períodos de inundação (IGBa e IGBu) apresentaram menor densidade relativa de indivíduos menores ( $DAP < 10$  cm) e maior densidade relativa de indivíduos maiores ( $DAP \geq 25$  cm) em relação aos outros grupos florestais. Em floresta de terra firme, a regeneração da comunidade arbórea está diretamente ligada a demanda de luz necessária para o desenvolvimento das plântulas (Bazzaz & Pickett, 1980; Whitmore, 1989). No entanto, em florestas alagáveis a regeneração florestal é determinada pelo período e altura das inundações anuais (Oliveira Wittmann *et al.* 2010), sendo que durante a fase terrestre também ocorre alta mortalidade de plântulas (Wittmann *et al.* 2010). Os indivíduos que superam o filtro ambiental se estabelecem em um habitat pouco produtivo uma vez que se desenvolvem em solos com baixa oferta de nutrientes (Furch, 1997). Adicionalmente, durante a fase aquática, a saturação de água no solo promove um lento crescimento arbóreo, em que indivíduos com  $> 150$  cm de DAP podem ter mais de 1000 anos (Worbes, 1997; Junk *et al.* 2015). Por conseguinte, a ocorrência de árvores antigas no gradiente de inundação, especialmente nas porções mais baixas topograficamente, deve-se a estabilidade das condições hidro-geomorfológicas das planícies alagáveis localizadas nas calhas de rios de água preta (Junk *et al.* 2015).

Nesse estudo, o teor de fósforo no solo representou um fator decisivo para composição de espécies quando analisado o conjunto dos rios, como também, foi relacionado com a densidade de indivíduos e DAP dos grupos florestais do rio Uatumã. O fósforo é exclusivamente fornecido por material parente e as florestas de igapó e terra firme se desenvolvem em solos considerados antigos, que, portanto, registram baixos teores de fósforo

(Quesada *et al.* 2011). Adicionalmente, os solos de floresta de igapó têm carência de fósforo, pois grande parte do fósforo solúvel é perdido por lixiviação (Furch, 1997). Nesse sentido, a correlação entre os teores de fósforo no solo entre composição florística e variáveis estruturais não é uma surpresa, pois é essencial para ATP e açúcares fosfatados, sendo que a deficiência de fósforo pode limitar a dinâmica florestal e produtividade de florestas tropicais (Quesada *et al.* 2012; Dalling *et al.* 2016).

Os resultados enfatizam a importância do pH na densidade de indivíduos dos grupos florestais do rio Uatumã. Nos solos de florestas tropicais ocorre um processo sinérgico entre a acidez do solo e disponibilidade na forma disponível para plantas (fosfato) (Reed *et al.* 2011). Os solos dos grupos florestais do rio Uatumã variaram o pH entre 3,5 e 4,1, nesse caso, a acidez do solo pode estar influenciando a disponibilidade de fósforo que conseqüentemente altera a densidade de indivíduos e dinâmica de florestal (Eilu *et al.* 2004; Quesada *et al.* 2012).

No rio Uatumã, a densidade de indivíduos dos grupos florestais foi relacionada com a proporção de argila no solo. As propriedades físicas do solo são um dos principais fatores que definem a variação da estrutura e dinâmica florestal na bacia amazônica (Quesada *et al.* 2012), pois determinam a disponibilidade de nutrientes, capacidade de drenagem e desenvolvimento de raízes (Arshad, 1996). Especificamente, os finos grãos de argila (tamanho do grão < 2µm) são geralmente ricos em elementos essenciais para o desenvolvimento vegetal devido a maior capacidade de troca de íons (Irion *et al.* 1997). Isto posto, as maiores médias de densidade de indivíduos no IGBu e TFu em comparação com IG Au pode ser relacionado com a predominância das pequenas partículas de argila na composição do solo, sendo que região topográfica mais elevada do igapó do rio Uatumã pode ter sofrido alteração da textura do solo devido ao regime hidrológico regulado. Este fato confirma a importância do pulso de inundação nos processos ecológicos e biogeoquímicos de florestas alagáveis (Junk *et al.* 1989).

## **6. Conclusão**

O estudo combinou informações florísticas e estruturais de florestas de igapó e terra firme adjacente, dados hidrológicos e edáficos para estabelecer uma comparação entre o rio Uatumã, regulado pela Usina Hidrelétrica Balbina, e o afluente pristino, rio Abacate. A estrutura das florestas de igapó foi diferente somente na altura da vegetação do igapó alto (IG Au e IG Aa), podendo ser resultado da ausência das inundações periódicas que cessam o

desenvolvimento vegetativo durante a fase aquática. Existe um indicativo que a composição florística da floresta de igapó do rio Uatumã sofreu alterações após a construção da Usina Hidrelétrica Balbina. Nesse rio, a região mais baixa do igapó apresentou baixa riqueza e diversidade de espécies em comparação aos outros grupos florestais amostrados. Diferente do observado no rio pristino, a composição de espécies do igapó alto foi similar a terra firme adjacente e muito dissimilar ao igapó baixo. O padrão observado no rio Uatumã foi entendido como reflexo da intensificação do período de inundação na porção mais baixa do igapó e invasão de espécies comumente descritas em floresta de terra firme. Estudos dendrocronológicos podem esclarecer a substituição florística observada. O cenário descrito enfatiza a necessidade de incluir os efeitos à jusante de barragens nos estudos e relatórios de impactos ambientais de futuras Usinas Hidrelétricas.

## **7. Financiamento**

Projeto LBA Mudanças Climáticas em Áreas de Igapó (MCTI/CNPq/FNDCT – Ação Transversal - nº 68/2013 - LBA) e Projeto PELD MAUA.

Bolsa de mestrado concedida pelo CNPq.

## **8. Referências Bibliográficas**

Almeida, C.A.; Coutinho, A.C.; Esquerdo, J.C.D.M.; Adami, M.; Venturieri, A.; Diniz, C.G.; Dessay, N.; Durieux, L.; Gomes, A.R. 2016. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. *Acta Amazonica*, 46(3): 291-302.

Anderson, M.J.; Walsh, D.C.I. 2013. PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersion: What null hypothesis are you testing? *Ecological Monograph*, 83(4): 557-574.

Andreae, M.O.; Acevedo, O.C.; Araùjo, A.; Artaxo, P.; Barbosa, C.G.G.; Brito, J. *et al.* 2015. The Amazon Tall Tower Observatory (ATTO) in the remote Amazon Basin: Overview of first results from ecosystem ecology, meteorology, trace gas, and aerosol measurements. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(18): 10723–10776.

Arshad, M.A.; Lowery, B.; Grossman. 1996. Physical tests for monitoring soil quality. In: Doran, J.W.; Jones, A.L. (eds). *Methods for assessing soil quality*, SSSA Special Publication, 49: 123-143.

Assahira, C.; Piedade, M.T.F.; Trimpore, S.E.; Wittmann, F.; Cintra, B.B.L.; Batista, E.S.; Resende, A.F.; Schöngart, J. 2017. Tree mortality of a flood-adapted species in response of hydrographic changes caused by an Amazonian river dam. *Forest Ecology & Management*, 396: 113-123.

Barton, K. 2016. ‘*MuMIn*’: Multi-Model Inference. R package version 1.14.6. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.

Bazzaz, F.A.; Pickett, S.T.A. 1980. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 11: 287–310.

Bejarano, M.D.; Nilsson, C.; Del Tánago, M.G.; Marchamalo, M. 2011. Responses of riparian trees and shrubs to flow regulation along a boreal stream in northern Sweden. *Freshwater Biology*, 56: 853-866.

Benchimol, M.; Peres, C.A. 2015. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. *Journal of Ecology*, 103: 408–420.

Braatne, J.H.; Rood, S.B.; Goater, L.A.; Blair, C.L. 2008. Analyzing the impacts of Dams on riparian ecosystems: A review of research strategies and their relevance to the Snake River through Hells Canyon. *Environmental Management*, 41: 267-281.

- Cáceres, M.; Legendre, P. 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistics inference. *Ecology*, 90(12): 246-3574.
- Carmala, N.G.; Hoke, G.D.; Libarkin, J.C.; Withers, S.; MacFadden, B.; Eiler, J.; Ghosh, P.; Mulch. 2008. Rise of the Andes. *Science*, 320: 1304-1307.
- Dalling, J.W.; Heineman, K.; Lopez, O.R.; Wright, J.S.; Turner, B.J. 2016. Nutrient Availability in tropical rain forests: the paradigm of phosphorus limitation. *Tropical Tree Physiology*, 6: 261-273.
- De Simone, O.; Hasse, K.; Muller, E.; Junk, W.J.; Gonsior, G.; Schmidt, W. 2002b. Impact of root morphology on metabolism and oxygen distribution in roots and rhizosphere from two Central Amazon floodplain tree species. *Functional Plant Biology*, 29: 1025-1035.
- De Simone, O.; Muller, E.; Junk, W.J.; Schmidt, W. 2002a. Adaptations of Central Amazon Tree Species to prolonged flooding: root morphology and leaf longevity. *Plant Biology*, 4(4): 515-522.
- Eilu, G.; Hafashimana, D.L.N.; Kasenene, J.M. 2004. Density and species diversity of trees in four tropical forests of the Albertine rift, western Uganda. *Diversity and Distributions*, 10: 303-312.
- EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuária). 1997. *Manual de Métodos de Análise de Solos*. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro, RJ. 3-112pp.
- Fearnside, P.M. & Pueyo, S. 2012. Underestimating greenhouse-gas emissions from tropical dams. *Nature Climate Change*, 2(6): 382-384.
- Fearnside, P.M. 2008. The roles and movements of actors in the deforestation. *Ecology and Society*, 13(1), art.23.
- Fearnside, P.M. 2015. A Hidrelétrica de Balbina: O faraonismo irreversível versus o Meio Ambiente na Amazônia. In: Cohn-Haft, M. (ed.). *Hidrelétricas na Amazônia: impactos*

*ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras*. Ed. INPA, Manaus, Amazonas. 97-127pp.

Fearnside, P.M. 2016. Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams in tropical forests. In: Lehr, J.; Keeley, J. (eds.). *Alternative Energy and shale gas encyclopedia*. John Wiley & Sons Publishers, New York, EUA. 428-438pp.

Ferreira, L. V.; Parolin, P. 2010. Amazonian white- and blackwater floodplain forests in Brazil: large differences on a small scale. *Ecotropica*, 16: 31-41.

Ferreira, L.V. & T.J. Stohlgren. 1999. Effects of river level fluctuation in species richness, diversity, and plant distribution in a floodplain in Central Amazonia. *Oecologia*, 120: 582-587.

Ferreira, L.V. 1997. Effects of the duration of flooding on species richness and floristic composition in three hectares in the Jaú National Park in floodplain forests in Central Amazonia. *Biodiversity and Conservation*, 6: 1353-1363.

Ferreira, L.V.; Parolin, P. 2011. Effects of flooding duration on plant demography in a black-water flooding forest in Central Amazonia. *Pesquisas Botânicas*, 62: 323-332.

Ferreira, V.L.; Prance, G.T. 1998. Structure and species richness of low-diversity floodplain forest on the Rio Tapajós, Eastern Amazonia, Brazil. *Biodiversity Conservation*, 7: 585-596.

Fine, L.V.; Miller, Z.J.; Mesones, I.; Irazuzta, S.; Appel, H.M.; Stevens, M.H.H.; Sääksjärvi, I.; Schultz, J.C. & Coley, P.D. 2006. The growth-defense trade-off and habitat specialization by plants in Amazonian forests. *Ecology*, 87: 150-162.

Finer, M.; Jenkins, C.N. 2012 Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon Connectivity. *PLOS ONE*, 7(4): e35126.

Flores, B.M.; Piedade, M.T.F.; Nelson, B.W. 2014. Fire disturbance in Amazonian blackwater floodplain forests. *Plant Ecology & Diversity*, 7(1-2): 319-327.

- Floriano, E. P. 2014. Estrutural horizontal. In: Floriano, E. P. (ed). *Fitosociologia Florestal*, Universidade Federal do Pampa, São Gabriel. 76-83pp.
- Freitas, W.K.; Magalhães, L.M.S. 2012. Métodos e parâmetros para estudo da vegetação com ênfase no estrato arbóreo. *Floresta e Ambiente*, 19(4): 520-540.
- Furch, K. 1997. Chemistry of várzea and igapó soils and nutrient inventory of their floodplain forests. In: Junk, W.J (Ed.). *The Central Amazon Floodplains. Ecology of a Pulsing System*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 47-67pp.
- Gentry, A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 75: 1-34.
- Guillaumet, J.L. 1987. Some structural and floristic aspects of the forest. *Experientia*, 43: 241-251.
- Guimarães, J.R.S.; Carim, M.J.V.; Tostes, L.C.L.; Costa Neto, S.V. 2016. Floristic diversity of secondary forest in the eastern Amazon, State of Amapá. *Floresta*, 46(3): 343-351.
- Haugaasen, T.; Peres, C.A. 2005. Tree phenology in adjacent Amazonian flooded and unflooded forest. *Biotropica*, 37: 620-630.
- Haugaasen, T.; Peres, C.A. 2006. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Rio Purus region of central Amazonia, Brazil. *Acta Amazonica*, 36(1): 25-36.
- Hess, L.L.; Melack, J.M.; Novo, E.M.L.M.; Barbosa, C.C.F.; Gastil, M. 2003. Dual-season mapping of wetlands inundation and vegetation for the central Amazon basin. *Remote Sensing of Environment*, 87: 405-428.
- Hopkins, M.J.G. 2007. Modelling the known and unknown plant biodiversity of the Amazon Basin. *Journal of Biogeography*, 34: 1400-1411.

IDESAM (Instituto de Conservação e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas). 2009. *Série técnica Planos de gestão: Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã*, Itapiranga, São Sebastião da Uatumã, Amazonas. 1 & 2, 28-213pp.

Irion, G.; Junk, W.J.; Mello, J.A.S.N. 1997. The Large Central Amazonian River floodplains near Manaus: Geological, Climatological, Hydrological and Geomorphological Aspects. In: Junk, W.J.(Ed.). *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 23-44pp.

Jardim, M.M.J. 2008. Efeitos da fragmentação sobre o estabelecimento de quatro espécies arbóreas em floresta de terra firme na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Amazonas. 25-26pp.

Jardine, T.D.; Bond, N.R.; Burford, M.A.; Kennard, M.J.; Ward, D.P.; Bayliss, P.; Davies, P.M.; Douglas, M.M.; Hamilton, S.K.; Melack, J.M.; Naiman, R.J.; Pettit, N.E.; Pusey, B.J.; Warfe, D.M.; Bunn, S.E. 2015. Does flood rhythm drive ecosystem response in tropical riverspaces? *Ecology*, 96(3): 684-692.

Junk, W. J.; Nunes de Mello, J. A. S. 1990. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Estudos Avançados.*, São Paulo, 4(8): 126-143.

Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river floodplain systems. In: Dodge, D.P. (Ed). *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences, 106: 110-127.

Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Lourival, R.; Wittmann, F.; Kandus, P.; Lacerda, L.D.; Bozelli, R.L.; Esteves, F.A.; Nunes da Cunha, C.; Maltchik, L.; Schöngart, J.; Schaeffer-Novelli, Y.; Agostinho, A.A. 2014. Brazilian wetlands: Their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24: 5–22.

- Junk, W.J.; Silva, V.M.F. 1997. Mammals, reptiles and amphibians. In: Junk, W. J. (Ed.). *The Central Amazon floodplain: Ecology of a Pulsing System*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 409-417pp.
- 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(4): 667-693.
- 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: G03004.
- Kenward, M.G.; Roger, J.H. 1997. Small sample inference for fixed effects from restricted maximum likelihood. *Biometrics*, 53(3): 983-997.
- Kottek, M.; Grieser, J.; Beck, C.; Rudolf, B.; Rubel, F. 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3): 259-263.
- Kubitzki, K.; Ziburski, A. 1994. Seed Dispersal in Flood Plain Forests of Amazonia. *Biotropica*, 26: 30-43.
- Kummu, M.; Varis, O. 2007. Sediment-related impacts due to upstream reservoir trapping, the Lower Mekong River. *Geomorphology*, 85: 275-293.
- Kuznetsova, A.; Brockhoff, P.B.; Christensen, R.H. 2016. 'lmerTest': Tests in Linear Mixed Effects Models. R package version 2.0-33. <https://CRAN-R-project.org/package=lmerTest>
- Lees, A.C.; Peres, C.A.; Fearnside, P.M.; Schneider, M.; Zuanon, J.A.S. 2016. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity Conservation*, 25: 451-466.
- Lewis, S.L.; Phillips, O.L.; Sheil, D.; Vincenti, B.; Baker, T.R. Brown, S. *et al.* 2004. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. *Journal of Ecology*, 92: 929-944.

- Luke, S.G. 2016. Evaluating significance in linear mixed-effects models in R. *Behavior Research Methods*, 48(2): 1-9.
- Maia, L.M.A.; Piedade, M.T.F. 2002. Influence of the flood pulse on leaf and photosynthetic activity of trees in a flooded forest in Central Amazonia/Brasil. *Amazoniana*, 17(1-2): 53-63.
- Mallik, A.U.; Richardson, J.S. 2009. Riparian vegetation change in upstream and downstream reaches of three temperate rivers dammed for hydroelectric generation in British Columbia, Canada. *Ecological Engineering*, 35: 810-819.
- Melack, J.M., Hess, L.L. 2010. Remote Sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon Basin. In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (Eds.). *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Ecological Studies, Springer Dordrecht, Heidelberg, London, New York. 43-60pp.
- Melack, J.M.; Novo, E.M.L.M.; Forsberg, B.R.; Piedade, M.T.F.; Maurice, L. 2009. Floodplain Ecosystem Processes. In: Keller, M.; Bustamante, M.; Gash, J.; Dias, P.S (Eds). *Amazonia and Global Change*. American Geophysical Union, Section IV: Surface Water, Washington, D.C. 525-542pp
- Merritt, D.M.; Cooper, D.J. 2000. Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated stream in the Green river basin, USA. *Regulated rivers: Research & Management*, 16: 543-564.
- Milliken, W. 1998. Structure and Composition of one hectare of Central Amazonian terra firme forest. *Biotropica*, 30(4): 530-537
- Milliman, J. 2001. River Inputs. In: Steele, J.; Thorpe, S.; Turekian, K. (Eds). *Encyclopedia of Ocean Sciences 2<sup>nd</sup> Edition*, Academic Press, New York, NY. 2419-2427pp.

Muller-Landau, H.C.; Condit, R.S.; Harms, K.E.; Marks, C.O.; Thomas, S.C.; Bunyavejchewin, S. *et al.* 2006. Comparing tropical forest tree size distributions with the predictions of metabolic ecology and equilibrium models. *Ecology Letters*, 9(5): 589-602.

Nilsson, C.; Berggren, K. 2000. Alteration of riparian ecosystems caused by river regulation. *BioScience*, 50(9): 783-792.

Nilsson, C.; Svedmark, M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regime: riparian plant communities. *Environmental Management*, 30(4):468-480.

Oksanen, J.; Blanchet, F.G.; Friendly, M.; Kindt, R.; Legendre, P.; McGlenn, D.; Minchin, P.R.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Stevens, M.H.H.; Szoecs, E.; Wagner, H. 2016. 'vegan': Community Ecology Package. R package version 2.3-1. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Oliveira Wittmann, A.; Lopes, A.; Conversa, A.S.; Wittmann, F.; Piedade, M.T.F. 2010. Seed germination and seedling establishment of amazonian floodplain trees. In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (Eds.). *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Ecological Studies, Springer Dordrecht, Heidelberg, London, New York. 260-279pp.

Oliveira, A.A.; Mori, S.A. 1999. A Central Amazonian terra firme forest. I. High tree species richness on poor soils. *Biodiversity and Conservation*, 8: 1219-1244.

Oliveira, A.N.; Amaral, I.L.; Ramos, M.B.P.; Nobre, A.D.; Couto, L.B.; Sahdo, R.M. 2008. Composição e diversidade florístico-estrutural de um hectare de floresta densa de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 38: 627-642.

Parolin, P. 2012. Diversity of adaptations to flooding in trees of Amazonian floodplains. *Revista Pesquisas-Botânica*, 6: 7-28.

Parolin, P.; Wittmann, F. 2010. Struggle in the flood: tree responses to flooding stress in four tropical floodplain systems. *AoB PLANTS: plq003*.

Parolin, P.; Adis, J.; Rodrigues, W.A.; Waldhoff, D.; Piedade M.T.F. 2004. Floristic study of an igapó floodplain forest in Central Amazonia, Brazil (Tarumã-Mirim, Rio Negro). *Amazoniana*, 18(1-2): 29-47.

Piedade, M.T.F.; Ferreira, C.S.; Oliveira Wittmann, A.; Buckeridge, M.; Parolin, P. 2010. Biochemistry of Amazonian floodplain trees. In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (Eds.). *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Ecological Studies, Springer Dordrecht, Heidelberg, London, New York. 128-139pp.

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(4): 1171-1178.

Pinheiro, J.; Bates, D.; DebRoy, S.; Sarkar, D. 2017. 'nlme': Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-131. <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>.

Pires, J.M.; Prance, G.T. 1985. The vegetation types of the Brazilian Amazon. In: Prance, G.T.; Lovejoy, T.E. (Eds.). *Key Enviroments: Amazonia*. Pergamon Press, Oxford. 109-145pp.

Poff, N.L., J.D. Allan, M. B. Bain, J.R. Karr, K.L. Prestegard, B. Richter, R. Sparks, and J. Stromberg. 1997. The natural flow regime: a new paradigm for riverine conservation and restoration. *BioScience*, 47: 769-784.

Poff, N.L.; Olden, J.D.; Merritt, D.; Pepin, D. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*, 104: 5732-5737.

Prance, G.T. 1979. Notes on the vegetation of Amazonia. III. Terminology of Amazonian forest types subjected to inundation. *Brittonia*, 31: 26-38.

Prance, G.T.; Rodrigues, W.A.; Silva, M.F. 1976. Inventário florístico de um hectare de mata de terra firme, Km 30 da estrada Manaus-Itacoatiara. *Acta Amazonica*, 6: 9-35.

Quesada, C.A.; Lloyd, J.; Anderson, L.O.; Fyllas, N.M.; Schwarz, M.; Czimezik. 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.L. *et al.* 2012. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. *Biogeosciences*, 9: 2203-2246.

R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Reed, S.C.; Townsend, A.R.; Taylor, P.G.; Cleveland, C.C. 2011. Phosphorus Cycling. In: Tropical Forests highly weathered soils. In: Bünemann, E.; Oberson, A.; Frossard, E (eds.). *Phosphorus in Action*, Springer Berlin Heidelberg. 26: 339-369.

REFLORA. 2017. Flora do Brasil 2020 em construção, Jardim Botânico do Rio de Janeiro, (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>). Acesso: 19/04/2017.

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(6): 643-646.

Reynolds, L.V.; Shafroth, P.B.; House, P.K. 2014. Abandoned floodplain plant communities along a regulated dryland river. *River research and application*, 30: 1084-1098.

Rodrigues, I.A.; Pires, J.M.; Watrin, O.S.; Cordeiro, M.R. 1997. Levantamento fitossociológico em áreas sob influência da rodovia PA-150 nos municípios de Acará e Tailândia, PA. *EMBRAPA Amazônia Oriental, Boletim de Pesquisa*, 179: 1-42.

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

Schöngart, J.; Wittmann, F.; Worbes, M. 2010. Biomass and Net Primary Production of Central Amazonian Floodplains Forests. In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.;

Parolin, P. (Eds.). *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Ecological Studies, Springer Dordrecht, Heidelberg, London, New York. 347-388pp.

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.

Secco, R.S.; Campos, J.M.; Hiura, A.L. 2014. Taxonomia atualizada de *Amanoa* (Phyllanthaceae) no Brasil. *Acta Amazonica*, 44(1): 25-44.

Shafroth, P.B.; Stromberg, J.C.; Patten, D.T. 2002. Riparian vegetation response to altered disturbance and stress regimes. *Ecological Application*, 12: 107-123.

Sherpherd, G.J. 2010. FITOPAC. Versão 2.1. Campinas, SP: Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). (<http://pedro Eisenlohr.webnode.com.br/fitopac/>). Acesso: 12/12/2016.

Silva, C. V. J.; Santos, J.R.; Galvão, L.S.; Silva, R.D.; Moura, Y.M. 2016. Floristic and structure of an Amazonian primary forest and a chronosequence of secondary succession. *Acta Amazonica*, 46(2): 133-150.

Sioli, H. 1985. *Amazônia: fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais*. Ed. Vozes Ltda, Petrópolis, RJ. 24-44pp.

Sparks, R.E. 1995. Need for ecosystem management of large rivers and floodplains. *Bio Science*, 45: 168-182.

SpeciesLink. 2017. Sistema de Informação Distribuído para Coleções Biológicas: a Integração do Species Analyst e do SinBiota (FAPESP). (<http://slink.cria.org.br/index?criaLANG=pt>>). Acesso: 30/05/2017.

Stadtler, E.W.C. 2007. Estimativa de biomassa lenhosa, estoque e sequestro de carbono acima do solo ao longo do gradiente de inundação em floresta de igapó alagada por água preta na

Amazônia Central. Dissertação de Mestrado (PIPG- Biologia Tropical e Recursos Naturais), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 22pp.

Stallard, R. E.; Edmond, J.M. 1983. Geochemistry of the Amazon: 2. The influence of geology and weathering on the dissolved load. *Journal of Geophysical Research*, 88: 9671-9688.

Stickler, C.M.; Coe, M.T.; Costa, M.H. Nepstad, D.C.; McGrath, D.G.; Dias, L.C.P.; Rodrigues, H.O.; Soares-Filho, B.S. 2013. Dependence of hydropower energy generation on forests in the Amazon Basin at local and regional scales. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*, 110(23): 9601-9606.

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.

Ter Steege, H.; Pitman, N.; Sabatier, D.; Baraloto, C.; Salomão, R.P; Guevara, J.E. *et al.* 2013. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science*, 342(6156): 1-9.

Ter Steege, H.; Pitman, N.; Sabatier, D.; Castellanos, H.; van der Hout, P.; Daly, D.C. *et al.* 2003. A spatial model of the  $\alpha$ -diversity and tree density for the Amazon. *Biodiversity and Conservation*, 12: 2255-2277.

The Plant List. 2017. Collaboration between the Royal Botanic Gardens, Kew and Missouri Botanical Garden. (<http://www.theplantlist.org/>). Acesso:07/25/2017

Thomas, D.H.L. 1996. Dam construction and ecological change in the riparian forest of the Hadejia-Jama'are floodplain. Nigeria. *Land degradation & development*, 7: 2279-2295.

Thomas, S.C. 2004. Ecological correlates of tree species persistence in tropical forests fragments. In: Losos, E.C.; Leigh, E. G. (eds). *Tropical Forest Diversity and Dynamism: Finding from a Large-Scale Plot Network*, The Chicago University Press, Chicago, IL. 279-314pp.

Tiessen, H.; Chacon, P.; Cuevas, E. 1994. Phosphorus and nitrogen status in soils and vegetation along a toposequence of dystrophic rainforests on the upper Rio Negro. *Oecologia*, 99: 145-150.

Valencia, R.; Balsev, H.; Paz y Miño, G.C. 1994. High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiversity and Conservation*, 3: 21-28.

Vieira, I.C.G.; Almeida, A.S.; Davidson, E.A.; Stone, T. A.; Reis de Carvalho, C.J.; Guerrero, J.B. 2003. Classifying successional forests using Landsat spectral properties and ecological characteristics in eastern Amazônia. *Remote Sensing of Environment*, 87: 470-481.

Webb, J.A.; Miller, K.A.; King, E.L.; Little, S.C.; Stewardson, M.J.; Zimmerman, J.K.H.; Poff, N.L. 2013. Squeezing the most out of existing literature: a systematic re-analysis of published evidence on ecological responses to altered flows. *Freshwater Biology*, 58: 2439-2451.

Whitmore, T.C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology*, 70: 536–537.

Winemiller, K.O.; McIntyre, P.B.; Castello, L.; Fluet-Chouinard, E.; Giarrizzo, T.; Nam, S. *et al.* 2016. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, 351(6269):128-129.

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

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

Wittmann, F.; Householder, E.; Piedade, M.T.F.; Assis, R.L.; Schöngart, J.; Parolin, P.; Junk, W.J. 2013. Habitat specificity, endemism and the neotropical distribution of Amazonian white-water floodplain trees. *Ecography*, 36: 690–707.

Wittmann, F.; Junk, W.J. 2003. Sapling communities in Amazonian white-water forests. *Journal of Biogeography*, 30: 1533-1544.

Wittmann, F.; Schöngart, J.; Junk, W.J. 2010. Phytogeography, species diversity, community structure and dynamics of Central Amazonia Floodplain forests. In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J. & Parolin, P. (Eds.). *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Ecological Studies, Springer Dordrecht, Heidelberg, London, New York. 62-101pp.

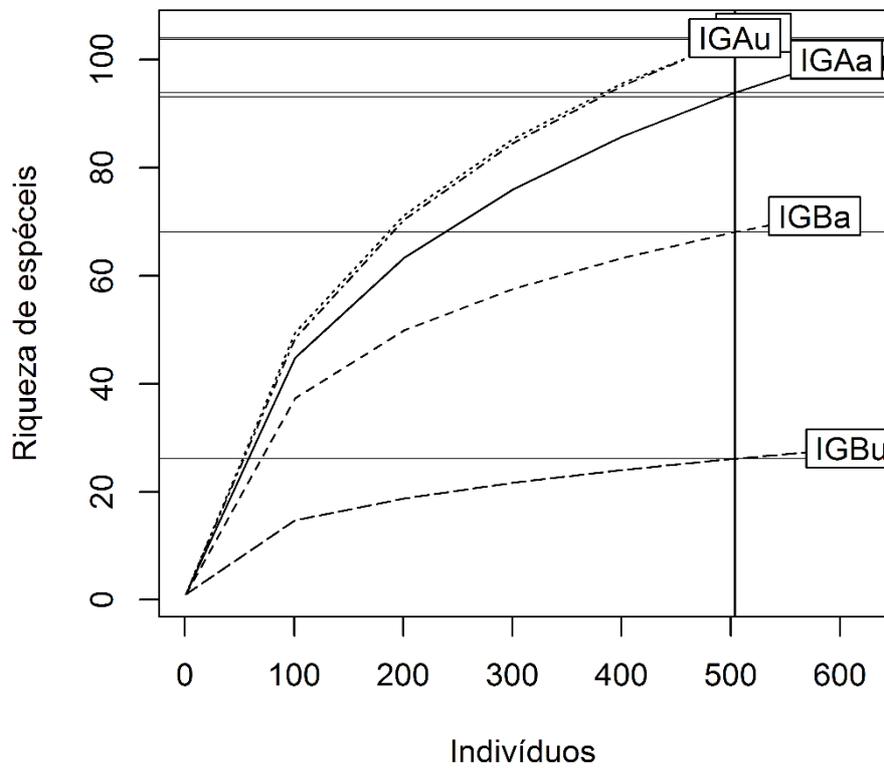
Wittmann, F.; Schöngart, J.; Montero, J.C.; Motzer, M.; Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Queiroz, H.L.; Worbes, M. 2006. Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography*, 33: 1334–1347.

Worbes, M. 1997. The forest ecosystem of the floodplains. In: Junk, W.J. (Ed). *The Central Amazon Floodplains. Ecology of a Pulsing System*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 223-266pp.

Zuur, A.F.; Ieno, E.N.; Walker, N.J.; Saveliev, A.A.; Smith, G.M. 2009. Mixed effects modelling for nested data. In: Zuur, A.F.; Ieno, E.N.; Walker, N.J.; Saveliev, A.A.; Smith, G.M. (Eds), *Mixed effects models and extensions in Ecology with R*. Springer Science, New York. 101-139pp.

## 9. APÊNDICE

**Apêndice A:** Curvas de rarefação da riqueza acumulada para cada 100 indivíduos nos grupos florestais amostrados no rio Abacate e rio Uatumã. Os grupos florestais do rio Abacate são: igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAa) e terra firme adjacente (TFa); no rio Uatumã os grupos florestais são: igapó baixo (IGBu), igapó alto (IGAu) e terra firme adjacente (TFu).



**Apêndice B:** Análise de variância permutacional não paramétrica (PERMANOVA); a estatística “R<sup>2</sup>” indica o efeito do tamanho da variação da composição florística explicada pelas categorias, sendo 1 o valor quando toda variação dos objetos do grupo de dados responde as categorias, portanto os grupos de dados são totalmente diferentes. Nesse caso, as categorias são os grupos florestais amostrados no rio Abacate: igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAA), terra firme adjacente (TFa); e grupos florestais do rio Uatumã: igapó baixo (IGBu), igapó alto (IGAu), terra firme adjacente (TFu). Primeiro, as comparações foram feitas entre os grupos florestais de cada rio. Segundo, foi examinado a semelhança da composição florística entre as florestas de igapó.

rio Abacate		
	R <sup>2</sup>	ρ-valor
TFa x IGAA	0,37	0,001
TFa x IGBa	0,43	0,002
IGAA x IGBa	0,28	0,001
rio Uatumã		
	R <sup>2</sup>	ρ-valor
TFu x IGAu	0,15	0,001
TFu x IGBu	0,52	0,001
IGAu x IGBu	0,57	0,001
rio Abacate x rio Uatumã		
	R <sup>2</sup>	ρ-valor
IGAA x IGAu	0,40	0,001
IGAA x IGBu	0,54	0,001
IGB ax IGAu	0,44	0,001
IGBa x IGBu	0,58	0,001
TFa x IGAu	0,38	0,001
TFa x IGBu	0,62	0,001
TFu x IGBa	0,41	0,001
TFu x IGAA	0,37	0,001
TFa x TFu	0,34	0,001

**Apêndice C:** Análise de Espécies Indicadoras (IndVal) para os grupos florestais e conjuntos de grupos florestais do rio Abacate: igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAa), terra firme adjacente (TFa) e os conjuntos (IGBa+ IGAa) e (IGAa+ TFa).

IGBa		
Espécie	IndVal	p
<i>Couratari cf. tenuicarpa</i> A.C.Sm.	0,935	0,001
<i>Manilkara bidentata</i> (A.DC.) A.Chev.	0,935	0,001
<i>Elvasia calophyllea</i> DC.	0,916	0,002
<i>Myrcia cf. grandis</i> McVaugh	0,866	0,002
<i>Luehea cf. speciosa</i> Willd.	0,854	0,003
<i>Aspidosperma excelsum</i> Benth.	0,832	0,003
<i>Panopsis rubescens</i> (Pohl) Pittier	0,791	0,005
<i>Elaeoluma cf. schomburgkiana</i> (Miq.) Bail.	0,766	0,007
<i>Licania longistyla</i> (Hook.f.) Fritsch	0,745	0,026
<i>Swartzia laevicarpa</i> Amshoff	0,707	0,019
<i>Licania pallida</i> (Hook.f.) Spruce ex Sagot	0,707	0,028
<i>Erisma calcaratum</i> (Link) Warm.	0,707	0,03
<i>Peltogyne venosa</i> (M.Vahl) Benth	0,693	0,041
<i>Mouriri brevipes</i> Hook.	0,65	0,05
IGAa		
Espécie	IndVal	p
<i>Aniba panurensis</i> (Meisn.) Mez	0,935	0,001
<i>Eugenia cupulata</i> Amshoff	0,935	0,001
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	0,935	0,001
<i>Licania macrophylla</i> Benth.	0,879	0,003
<i>Ouratea discophora</i> Ducke	0,745	0,024
<i>Couepia cf. canescens</i> (Gleason) Prance	0,722	0,038
<i>Qualea dinizii</i> Ducke	0,707	0,022
<i>Protium rubrum</i> Cuatrec.	0,707	0,023
<i>Myrcia amazonica</i> DC.	0,68	0,032
<i>Oenocarpus minor</i> Mart.	0,674	0,021

Apêndice C: Continuação.

TFa		
Espécie	IndVal	p
<i>Protium decandrum</i> (Aubl.) Marchand.	1	0,001
<i>Protium opacum</i> Swart	1	0,001
<i>Eschweilera amazonica</i> R.Knuth	0,968	0,001
<i>Virola calophylla</i> (Spruce) Warb.	0,964	0,001
<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	0,866	0,001
<i>Guarea humaitensis</i> TD.Penn.	0,837	0,001
<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	0,791	0,004
<i>Mabea caudata</i> Pax & K.Hoffm.	0,743	0,018
<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J.F. Macbr.	0,707	0,015
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	0,707	0,018
<i>Eugenia gomesiana</i> O.Berg	0,707	0,018
<i>Lecythis retusa</i> Spruce ex O.Berg	0,707	0,02
<i>Licaria</i> cf. <i>guianensis</i> Aubl.	0,707	0,02
<i>Pouteria campanulata</i> Baehni	0,707	0,02
<i>Gaulettia canomensis</i> (Mart.) Sothers & Prance	0,707	0,023
<i>Oenocarpus mapora</i> H.Karst.	0,707	0,023
<i>Pradosia surinamensis</i> (Eyma) T.D.Penn.	0,707	0,023
<i>Theobroma sylvestre</i> Aubl. ex Mart. in Buchner	0,707	0,023
IGBa+IGAa		
Espécie	IndVal	p
<i>Ocotea</i> cf. <i>aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	0,917	0,002
<i>Crudia amazonica</i> Benth.	0,791	0,013
<i>Burdachia sphaerocarpa</i> A.Juss.	0,791	0,014
<i>Pouteria pachyphylla</i> T.D.Penn.	0,791	0,018
<i>Zygia cataractae</i> (Kunth) L.Rico	0,791	0,025
IGAa+TFa		
Espécie	IndVal	p
<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	0,707	0,041

**Apêndice D:** Resultado da Análise de Espécies Indicadoras (IndVal) para os grupos florestais e conjunto de grupos florestais do rio Uatumã: igapó baixo (IGBu), igapó alto (IGAú), terra firme adjacente (TFu) e o conjunto (IGAú+TFu).

IGBu		
Espécie	IndVal	p
<i>Amanoa oblongifolia</i> Müll.Arg.	1	0,001
<i>Couepia paraensis</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	1	0,001
<i>Pouteria elegans</i> (A.DC.) Baehni	1	0,001
<i>Eschweilera</i> cf. <i>parvifolia</i> Mart. ex DC.	0,935	0,001
<i>Handroanthus barbatus</i> (E.Mey.) Mattos	0,935	0,001
<i>Licania octandra</i> (Hoff. Ex Roem. & Schult.) Kuntze	0,866	0,001
<i>Acosmium nitens</i> (Vogel) Yakovlev	0,791	0,006
<i>Eschweilera tenuifolia</i> (O.Berg) Miers	0,707	0,018
<i>Burdachia sphaerocarpa</i> A.Juss.	0,707	0,024
IGAú		
Espécie	IndVal	p
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0,907	0,001
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	0,896	0,001
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	0,892	0,001
<i>Swartzia</i> sp.	0,722	0,019
<i>Guatteria</i> cf. <i>olivacea</i> R.E.Fr.	0,722	0,023
TFu		
Espécie	IndVal	p
<i>Guarea humaitensis</i> TD.Penn.	0,866	0,001
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	0,842	0,002
<i>Talisia marleneana</i> (Guarim) Acev.-Rodr.	0,826	0,003
<i>Ocotea cernua</i> (Ness) Mez	0,778	0,004
<i>Minquartia guianensis</i> Aubl.	0,757	0,015
<i>Lecythis</i> cf. <i>lurida</i> (Miers) S.A.Mori	0,754	0,01
<i>Licania longistyla</i> (Hook.f.) Fritsch	0,707	0,017

**Apêndice D:** Continuação.

IGA <sub>u</sub> +TF <sub>u</sub>		
Espécie	IndVal	p
<i>Rinorea racemosa</i> (Mart.) Kuntze	0,935	0,001
<i>Trichillia micrantha</i> Benth.	0,935	0,002
<i>Naucleopsis glabra</i> Spruce ex Pittier	0,901	0,005
<i>Theobroma sylvestre</i> Aubl. ex Mart. in Buchner	0,901	0,002
<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart.	0,791	0,025
<i>Pentaclethra macroloba</i> (Willd.) Kuntze	0,791	0,018
<i>Cordia exaltata</i> Lam.	0,75	0,031
<i>Inga stipularis</i> DC.	0,75	0,042
<i>Protium decandrum</i> (Aubl.) Marchand.	0,75	0,043

**Apêndice E:** Abundância das espécies de árvores DAP $\geq$ 5cm amostradas nos inventários florísticos dos grupos florestais do rio Abacate: igapó baixo (IGBa), igapó alto (IGAa), terra firme adjacente (TFa); e rio Uatumã: igapó baixo (IGBu), igapó alto (IGAa), terra firme adjacente (TFu).

	TFa	IGAa	IGBa	TFu	IGAa	IGBu
<b>Anacardiaceae</b>						
<i>Anacardium parvifolium</i> Ducke	0	1	0	1	0	0
<i>Anacardium spruceanum</i> Benth. ex Engl.	2	5	0	0	0	0
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	1	0	0	3	48	0
<b>Anisophylleaceae</b>						
<i>Anisophyllea manausensis</i> Pires & W.A.Rodrigues	1	0	0	0	0	0
<b>Annonaceae</b>						
<i>Annona ambotay</i> Aubl.	1	0	0	0	0	0
<i>Bocageopsis multiflora</i> (Mart.) R.E.Fr.	4	0	0	4	0	0
<i>Duguetia cauliflora</i> R.E.Fr.	4	0	0	9	4	0
<i>Duguetia flagellaris</i> Huber	0	0	1	0	0	0
<i>Duguetia cf. neglecta</i> Sandwith	2	0	0	4	0	0
<i>Duguetia quitarensis</i> Benth.	0	0	2	0	0	0
<i>Fusaea longifolia</i> (Aubl.) Saff.	0	0	0	6	4	0
<i>Guatteria cf. olivacea</i> R.E.Fr.	2	0	0	1	5	0
<i>Guatteria citriodora</i> Ducke	0	1	0	0	0	0
<i>Guatteria duckeana</i> R.E.Fr.	0	4	8	0	0	0
<i>Guatteria guianensis</i> (Aubl.) R.E.Fr.	0	0	1	0	0	0
<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	1	0	0	0	0	0
<i>Onychopetalum amazonicum</i> R.E.Fr.	0	0	0	4	2	0
<i>Pseudoxandra lucida</i> R.E.Fr.	0	0	1	0	0	0
<i>Unonopsis floribunda</i> Diels	0	0	0	4	4	0
<i>Unonopsis guatteroides</i> (A.DC.) R.E.Fr.	15	13	10	0	0	0
<i>Xylopia barbata</i> Mart.	0	1	0	0	0	0
<i>Xylopia benthamii</i> R.E.Fr.	1	1	0	0	0	0

Apêndice E: Continuação

	TFa	IGAa	IGBa	TFu	IGAa	IGBu
<i>Xylopiia frutescens</i> Aubl.	2	1	0	0	0	0
<i>Xylopiia nitida</i> Dunal	0	0	0	0	1	0
<b>Apocynaceae</b>						
<i>Lacmellea arborescens</i> (Müll.Arg.) Markgr.	0	0	0	1	1	0
<i>Malouetia</i> sp.	0	0	0	0	0	2
<i>Aspidosperma excelsum</i> Benth.	0	1	12	1	0	0
<i>Himatanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson	0	0	1	0	0	0
<i>Himatanthus attenuatus</i> (Benth.) Woodson	0	1	0	0	0	0
<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll.Arg.) Woodson	0	0	0	0	1	0
<b>Areaceae</b>						
<i>Astrocaryum aculeatum</i> G.Mey.	0	2	0	3	4	0
<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart.	0	0	0	4	10	0
<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	0	0	0	5	5	0
<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	33	0	0	3	3	0
<i>Oenocarpus mapora</i> H.Karst.	7	0	0	0	0	0
<i>Oenocarpus minor</i> Mart.	1	10	0	0	0	0
<i>Syagrus cocoides</i> Mart.	1	0	0	1	0	0
<b>Bignoniaceae</b>						
<i>Handroanthus barbatus</i> (E.Mey.) Mattos	0	0	0	0	0	27
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.Grose	0	0	0	1	1	0
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	2	0	0	2	4	0
<b>Bombacaceae</b>						
<i>Eriotheca</i> cf. <i>globosa</i> (Aubl.) A.Robyns	1	0	0	0	0	0
<i>Scleronema micranthum</i> (Ducke) Ducke	2	0	0	0	0	0

Apêndice E: Continuação

	TFa	IGAa	IGBa	TFu	IGAa	IGBu
<b>Boraginaceae</b>						
<i>Cordia exaltata</i> Lam.	3	1	0	8	6	0
<b>Burseraceae</b>						
<i>Trattinnickia</i> sp.	0	0	0	1	0	0
<i>Protium aracouchini</i> Marchand	0	0	0	2	0	0
<i>Protium decandrum</i> (Aubl.) Marchand	89	0	0	9	11	0
<i>Protium grandifolium</i> Engl.	1	0	0	0	0	0
<i>Protium guianense</i> (Aubl.) Marchand	0	0	0	1	7	0
<i>Protium hebetatum</i> D.C. Daly	1	0	0	0	0	0
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	0	20	0	0	0	0
<i>Protium opacum</i> Swart	33	0	0	0	0	0
<i>Protium pilosissimum</i> Engl.	0	3	0	0	0	0
<i>Protium rubrum</i> Cuatrec.	0	8	0	0	0	0
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	0	0	0	17	1	0
<b>Boraginaceae</b>						
<i>Cordia exaltata</i> Lam.	3	1	0	8	6	0
<b>Calophyllaceae</b>						
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	0	3	0	0	0	0
<i>Caraipa richardiana</i> Cambess	0	23	11	0	0	0
<b>Caprifoliaceae</b>						
<i>Caryocar microcarpum</i> Ducke	1	1	0	0	0	0
<b>Chrysobalanaceae</b>						
<i>Couepia</i> cf. <i>canescens</i> (Gleason) Prance	1	10	1	0	0	0
<i>Couepia guianensis</i> Aubl.	2	0	1	3	2	0
<i>Couepia paraensis</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	0	0	0	0	0	28
<i>Hirtella bicornis</i> Mart. & Zucc.	0	2	0	0	0	0
<i>Licania apetala</i> (E.Mey.) Fritsch	4	2	5	6	3	26

**Apêndice E:** Continuação

	TFa	IGAa	IGBa	TFu	IGAa	IGBu
<i>Licania gracilipes</i> Taub.	0	1	0	0	0	0
<i>Licania guianensis</i> (Aubl.) Griseb.	1	0	0	0	0	0
<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	4	9	0	3	2	0
<i>Licania hypoleuca</i> Benth.	0	0	1	0	0	0
<i>Licania longistyla</i> (Hook.f.) Fritsch	0	1	8	6	0	0
<i>Licania macrophylla</i> Benth.	21	78	2	0	0	0
<i>Licania micrantha</i> Miq.	1	3	0	0	1	0
<i>Licania octandra</i> (Hoffmanns. ex Schult.) Kuntze	0	6	2	0	0	15
<i>Licania pallida</i> (Hook.f.) Spruce ex Sagot	0	0	7	0	0	0
<i>Couepia paraensis</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	0	0	0	0	0	28
<i>Hirtella bicornis</i> Mart. & Zucc.	0	2	0	0	0	0
<i>Licania apetala</i> (E.Mey.) Fritsch	4	2	5	6	3	26
<i>Licania gracilipes</i> Taub.	0	1	0	0	0	0
<i>Licania guianensis</i> (Aubl.) Griseb.	1	0	0	0	0	0
<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	4	9	0	3	2	0
<i>Gaulettia canomensis</i> (Mart.) Sothers & Prance	10	0	0	0	0	0
<b>Clusiaceae</b>						
<i>Clusia</i> sp.	0	1	0	0	0	0
<i>Garcinia grandifolia</i> (Choisy) Pierre	0	0	0	0	0	1
<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	0	0	0	1	0	0
<i>Tovomita</i> sp.	0	0	0	0	0	1
<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	1	0	0	0	1	0

**Apêndice E:** Continuação

	TFa	IGAa	IGBa	TFu	IGAu	IGBu
<b>Combretaceae</b>						
<i>Buchenavia grandis</i> Ducke	0	2	0	0	0	0
<i>Buchenavia viridiflora</i> Ducke	1	0	0	1	0	4
<b>Dichapetalaceae</b>						
<i>Tapura amazonica</i> Poepp.	0	0	0	5	0	0
<b>Elaeocarpaceae</b>						
<i>Sloanea floribunda</i> Spruce ex Benth.	1	0	0	0	0	0
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	3	2	2	0	1	0
<b>Erythroxylaceae</b>						
<i>Erythroxylum macrophyllum</i> Cav.	0	0	0	1	0	0
<b>Euphorbiaceae</b>						
<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	0	23	0	0	0	0
<i>Croton matourensis</i> Aubl.	0	0	0	19	0	0
<i>Hevea benthamiana</i> Müll.Arg.	0	0	1	0	0	0
<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.	3	0	7	0	0	0
<i>Hevea guianensis</i> Aubl.	1	0	0	0	0	0
<i>Hevea spruceana</i> (Benth.) Müll.Arg.	0	0	0	0	0	2
<i>Mabea caudata</i> Pax & K.Hoffm.	15	2	0	0	0	0
<i>Mabea nitida</i> Spruce ex Benth.	0	0	3	0	0	0
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	0	1	0	0	0	0
<i>Nealchornea yapurensis</i> Huber	2	0	0	0	0	0
<i>Sapium marmieri</i> Huber	0	0	0	0	2	0
<b>Fabaceae</b>						
<i>Abarema adenophora</i> (Ducke) Barneby & J.W. Grimes	4	0	0	0	1	0
<i>Acosmium nitens</i> (Vogel) Yakovlev	0	1	0	0	0	9

**Apêndice E:** Continuação

	TFa	IGAa	IGBa	TFu	IGA <u>u</u>	IGBu
<i>Alexa grandiflora</i> Ducke	1	0	0	0	0	0
<i>Andira micrantha</i> Ducke	1	0	0	2	0	0
<i>Andira unifoliolata</i> Ducke	0	0	0	0	3	0
<i>Bocoa</i> sp.	0	0	0	0	1	0
<i>Campsiandra comosa</i> Benth.	0	7	4	0	0	2
<i>Cedrelinga cateniformis</i> (Ducke) Ducke	0	0	0	3	0	0
<i>Crudia amazonica</i> Benth.	0	23	10	0	0	3
<i>Cynometra spruceana</i> Benth.	0	1	3	0	0	0
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	0	0	0	1	2	0
<i>Dicorynia paraensis</i> Benth.	0	5	0	0	0	0
<i>Diploptropis martiusii</i> Benth.	0	4	5	0	0	0
<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd	4	0	0	1	0	0
<i>Eperua duckeana</i> Cowan	3	5	0	0	0	0
<i>Hydrochorea marginata</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	0	0	0	0	0	1
<i>Hymenolobium excelsum</i> Ducke	2	0	0	1	0	0
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	0	0	0	2	20	0
<i>Inga cinnamomea</i> Benth.	0	0	0	0	1	0
<i>Inga obidensis</i> Ducke	0	0	0	2	2	0
<i>Inga paraensis</i> Ducke	0	0	0	0	1	0
<i>Inga</i> cf. <i>rubiginosa</i> (Rich.) DC.	2	0	0	0	0	0
<i>Inga stipularis</i> DC.	0	0	0	15	7	0
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	0	1	0	0	0	0
<i>Macrolobium angustifolium</i> (Benth.) Cowan	0	0	2	0	5	2
<i>Macrolobium bifolium</i> (Aubl.) Pers.	0	2	1	0	0	0
<i>Macrolobium limbatum</i> Benth.	0	1	0	0	0	0
<i>Macrosamanea duckei</i> (Huber) Barneby & J.W.Grimes	0	0	2	0	0	0

**Apêndice E:** Continuação

	TFa	IGAa	IGBa	TFu	IGA <u>u</u>	IGBu
<i>Parkia decussata</i> Ducke	0	0	0	1	1	0
<i>Parkia discolor</i> Benth.	0	0	4	0	0	0
<i>Parkia panurensis</i> H.C.Hopkins	0	1	0	0	0	0
<i>Parkia paraensis</i> Ducke	1	0	0	0	0	0
<i>Peltogyne paniculata</i> Benth.	0	1	0	0	1	0
<i>Peltogyne venosa</i> (M.Vahl) Benth.	0	3	10	0	0	0
<i>Platymiscium duckei</i> Huber	0	0	0	0	1	0
<i>Poecilanthus</i> sp.	0	0	0	5	0	0
<i>Pseudopiptadenia psilostachya</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	1	0	0	2	0	0
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	0	0	0	1	1	0
<i>Swartzia amazonica</i> var. <i>cinerea</i> (Ducke) Cowan	2	0	0	0	0	0
<i>Swartzia</i> sp.	0	0	0	3	7	0
<i>Swartzia cardiosperma</i> Benth.	0	0	1	0	0	0
<i>Swartzia ingifolia</i> Ducke	3	0	0	1	5	0
<i>Swartzia laevicarpa</i> Amshoff	0	0	4	0	0	0
<i>Swartzia panacoco</i> (Aubl.) Cowan	0	4	0	1	4	0
<i>Swartzia polyphylla</i> DC.	0	3	6	0	0	0
<i>Tachigali paniculata</i> Aubl.	11	3	12	5	2	0
<i>Tachigali</i> sp.	0	0	0	1	0	0
<i>Vatairea guianensis</i> Aubl.	0	0	1	0	0	0
<i>Zygia cataractae</i> (Kunth) L.Rico	0	19	22	0	0	0
<i>Zygia racemosa</i> (Ducke) Barneby & J.W. Grimes	3	0	0	6	6	0
<i>Zygia ramiflora</i> (F. Muell.) Kosterm.	0	0	0	0	1	0
<b>Goupiaceae</b>						
<i>Goupia glabra</i> Aubl.	0	0	0	5	0	0

Apêndice E: Continuação

	TFa	IGAa	IGBa	TFu	IGA <u>u</u>	IGBu
<b>Humiriaceae</b>						
<i>Endopleura uchi</i> (Huber) Cuatrec.	0	0	0	1	0	0
<i>Humirium cuspidatum</i> (Benth.) Cuatrec.	0	2	2	0	0	0
<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	3	18	8	0	2	0
<i>Vantanea guianensis</i> Aubl.	2	0	0	5	4	0
<b>Icacinaceae</b>						
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	0	1	0	0	0	0
<b>Labiatae</b>						
<i>Vitex duckei</i> Huber	0	1	0	2	0	0
<b>Lacistemataceae</b>						
<i>Lacistema aggregatum</i> (P.J.Bergius) Rusby	0	2	0	0	0	0
<b>Lauraceae</b>						
<i>Aniba panurensis</i> (Meisn.) Mez	0	26	0	1	0	0
<i>Aniba riparia</i> (Nees) Mez	0	1	0	0	0	0
<i>Endlicheria macrophylla</i> (Meisn.) Mez	0	3	0	0	1	0
<i>Licaria canella</i> (Meisn.) Kosterm.	2	0	0	0	0	2
<i>Licaria chrysophylla</i> (Meisn.) Kosterm.	0	0	1	0	0	0
<i>Licaria</i> cf. <i>guianensis</i> Aubl.	0	0	1	2	0	0
<i>Mezilaurus ita-uba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	0	0	0	0	0	0
<i>Ocotea adenotrachelium</i> (Nees) Mez	0	1	0	0	0	0
<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez	0	0	9	4	0	0
<i>Ocotea</i> cf. <i>aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	11	13	2	0	0	11
<i>Ocotea oblonga</i> (Meisn.) Mez	0	0	0	0	0	0
<i>Paraia bracteata</i> Rohwer, H.G. Richt. & van der Werff	0	0	0	0	0	0
<b>Lecythidaceae</b>						
<i>Allantoma lineata</i> (Mart. ex O.Berg) Miers	0	4	4	0	0	0
<i>Couratari</i> cf. <i>tenuicarpa</i> A.C.Sm.	0	0	40	0	0	0

**Apêndice E:** Continuação

	TFa	IGAa	IGBa	TFu	IGAu	IGBu
<i>Eschweilera albiflora</i> (DC.) Miers	40	21	51	0	6	0
<i>Eschweilera amazonica</i> R.Knuth	30	2	0	31	18	31
<i>Eschweilera bracteosa</i> (Poepp. ex O.Berg) Miers	0	1	0	0	0	0
<i>Eschweilera</i> cf. <i>parvifolia</i> Mart. ex DC.	0	4	5	0	0	0
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	0	0	0	0	1	0
<i>Eschweilera decolorans</i> Sandwith	1	0	0	0	0	0
<i>Eschweilera micrantha</i> (O.Berg) Miers	0	0	0	1	0	0
<i>Eschweilera</i> cf. <i>pseudodecolorans</i> S.A.Mori	0	0	0	0	0	1
<i>Eschweilera tenuifolia</i> (O.Berg) Miers	0	0	0	0	0	14
<i>Eschweilera tessmannii</i> R.Knuth	0	5	0	0	0	0
<i>Lecythis</i> cf. <i>lurida</i> (Miers) S.A.Mori	0	1	1	10	1	0
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	0	1	0	3	0	0
<i>Lecythis poiteaui</i> O.Berg	0	1	0	0	0	0
<i>Lecythis prancei</i> S.A.Mori	0	0	0	0	1	0
<i>Lecythis retusa</i> Spruce ex O.Berg	6	0	0	0	0	0
<b>Malpighiaceae</b>						
<i>Burdachia sphaerocarpa</i> A.Juss.	0	7	5	0	0	5
<i>Byrsonima crispa</i> A.Juss.	0	0	0	0	1	0
<b>Malvaceae</b>						
<i>Apeiba echinata</i> Gaertn.	0	0	0	0	2	0
<i>Theobroma sylvestre</i> Aubl. ex Mart. in Buchner	10	0	0	15	12	0
<i>Catostemma sclerophyllum</i> Ducke	0	0	1	0	0	0
<i>Luehea</i> cf. <i>speciosa</i> Willd.	0	7	35	0	0	0
<b>Melastomataceae</b>						
<i>Miconia</i> sp.	1	1	1	2	3	0
<i>Mouriri brevipes</i> Hook.	0	2	11	0	0	0

**Apêndice E:** Continuação

	TFa	IGAa	IGBa	TFu	IGA <sub>u</sub>	IGBu
<i>Mouriri collocarpa</i> Ducke	2	1	0	0	0	0
<i>Mouriri sagotiana</i> Triana	0	0	0	2	1	0
<b>Meliaceae</b>						
<i>Guarea humaitensis</i> T.D.Penn.	14	1	0	8	0	0
<i>Guarea sylvestris</i> S.Moore	2	0	0	4	6	0
<i>Trichilia micrantha</i> Benth.	3	0	0	32	48	0
<b>Menispermaceae</b>						
<i>Abuta grandifolia</i> (Mart.) Sandwith	0	0	0	1	1	0
<b>Moraceae</b>						
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber ex Ducke	0	2	1	1	1	0
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	8	0	0	0	0	0
<i>Clarisia ilicifolia</i> (Spreng.) Lanj. & Rossbach	0	0	0	3	2	0
<i>Helianthostylis sprucei</i> Baill.	1	1	0	0	1	0
<i>Mouriri collocarpa</i> Ducke	2	1	0	0	0	0
<i>Mouriri sagotiana</i> Triana	0	0	0	2	1	0
<b>Meliaceae</b>						
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) J.F.Macbr.	3	0	0	0	0	0
<i>Trymatococcus amazonicus</i> Poepp. & Endl.	0	0	0	0	4	0
<i>Maquira calophylla</i> (Poepp. & Endl.) C.C.Berg	3	0	0	2	8	1
<i>Maquira coriacea</i> (H.Karst.) C.C.Berg	2	0	0	0	0	0
<i>Maquira</i> cf. <i>guianensis</i> Aubl.	0	0	0	9	2	0
<i>Naucleopsis caloneura</i> (Huber) Ducke	0	0	0	2	1	0
<i>Naucleopsis glabra</i> Spruce ex Pittier	4	0	0	31	15	0
<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J.F.Macbr.	4	0	0	1	5	0
<b>Myristicaceae</b>						
<i>Campsonera</i> sp.	0	0	0	0	1	0

**Apêndice E:** Continuação

	TFa	IGAa	IGBa	TFu	IGA <u>u</u>	IGBu
<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	8	0	0	0	0	0
<i>Virola calophylla</i> (Spruce) Warb.	39	3	0	3	5	0
<i>Virola venosa</i> (Benth.) Warb.	0	0	0	0	1	0
<b>Myrsinaceae</b>						
<i>Cybianthus</i> sp.	0	2	0	0	0	0
<b>Myrtaceae</b>						
<i>Eugenia anastomosans</i> DC.	0	0	0	3	1	0
<i>Eugenia coffeifolia</i> DC.	0	0	0	1	0	0
<i>Eugenia cupulata</i> Amshoff	0	27	0	0	0	0
<i>Eugenia gomesiana</i> O.Berg	7	0	0	0	0	0
<i>Eugenia lambertiana</i> DC.	1	0	10	0	0	0
<i>Myrcia amazonica</i> DC.	2	25	0	0	0	0
<i>Myrcia</i> cf. <i>grandis</i> McVaugh	0	0	17	7	7	69
<i>Myrcia deflexa</i> (Poir.) DC.	1	0	0	1	0	0
<i>Myrcia</i> cf. <i>fallax</i> (Rich.) DC.	1	8	0	0	0	0
<i>Myrcia pyrifolia</i> (Desv.) Nied.	0	0	1	0	0	0
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC	0	11	0	0	0	0
<i>Plinia</i> sp.	0	0	1	0	0	0
<i>Calypttranthes forsteri</i> O.Berg	0	0	2	0	1	0
<b>Nyctaginaceae</b>						
<i>Neea</i> sp.	0	0	0	2	6	0
<b>Ochnaceae</b>						
<i>Ouratea discophora</i> Ducke	1	16	1	0	0	0
<i>Quiina tinifolia</i> Planch. & Triana	0	0	2	0	1	0
<i>Elvasia calophyllea</i> DC.	0	4	93	0	0	0
<b>Olacaceae</b>						
<i>Minquartia guianensis</i> Aubl.	0	0	1	11	2	0

Apêndice E: Continuação

	TFa	IGAa	IGBa	TFu	IGAu	IGBu
<b>Opiliaceae</b>						
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth.	0	0	0	1	0	0
<b>Peraceae</b>						
<i>Pera decipiens</i> (Müll.Arg.) Müll.Arg.	0	1	0	0	0	0
<b>Phyllanthaceae</b>						
<i>Amanoa oblongifolia</i> Müll.Arg.	0	0	6	0	0	108
<b>Piperaceae</b>						
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	1	0	0	0	0	0
<b>Proteaceae</b>						
<i>Panopsis rubescens</i> (Pohl) Pittier	0	0	7	0	0	0
<b>Rhabdodendraceae</b>						
<i>Rhabdodendron amazonicum</i> (Spruce ex Benth.) Huber	7	1	0	3	1	0
<i>Rhabdodendron macrophyllum</i> (Spruce ex Benth.) Huber	0	2	0	0	0	0
<b>Rubiaceae</b>						
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	3	1	0	0	0	0
<i>Duroia macrophylla</i> Huber	0	0	0	2	1	0
<i>Duroia saccifera</i> (Mart. ex Schult. & Schult.f.) K.Schum.	2	2	0	0	0	0
<i>Faramea</i> sp.	0	0	0	1	0	0
<i>Isertia</i> sp.	0	4	0	0	0	0
<b>Salicaceae</b>						
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	0	0	0	2	1	0
<i>Casearia javitensis</i> Kunth	0	0	0	1	0	0
<i>Homalium racemosum</i> Jacq.	0	0	0	0	0	1
<i>Laetia corymbulosa</i> Spruce ex Benth.	0	2	11	0	0	0
<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler	0	0	0	4	3	1

**Apêndice E:** Continuação

	TFa	IGAa	IGBa	TFu	IGA <u>u</u>	IGBu
<b>Sapindaceae</b>						
<i>Matayba</i> sp.	0	1	0	1	3	0
<i>Talisia japurensis</i> (C. DC.) Radlk.	0	0	0	0	1	0
<i>Talisia marleneana</i> (Guarim) Acev.-Rodr.	0	0	0	30	3	0
<b>Sapotaceae</b>						
<i>Chrysophyllum prieurii</i> A.DC.	8	1	0	0	3	0
<i>Chrysophyllum sanguinolentum</i> (Pierre)						
Baehni	0	0	0	0	1	0
<i>Ecclinusa</i> sp.	0	2	0	0	1	0
<i>Elaeoluma</i> cf. <i>schomburgkiana</i> (Miq.) Baill.	0	5	18	0	0	0
<i>Manilkara bidentata</i> (A.DC.) A.Chev.	0	0	22	0	0	0
<i>Micropholis egensis</i> (A.DC.) Pierre	0	1	0	0	0	0
<i>Micropholis guyanensis</i> (A.DC.) Pierre	9	2	3	3	0	0
<i>Micropholis melinoniana</i> Pierre	0	0	1	0	0	0
<i>Micropholis williamii</i> Aubrév. & Pellegr.	0	0	0	1	0	0
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	0	0	0	0	4	0
<i>Pouteria campanulata</i> Baehni	13	0	0	0	0	0
<i>Pouteria dictyoneura</i> subsp. <i>fuertesii</i> (Urb.)						
Cronquist	1	0	0	0	0	0
<i>Pouteria elegans</i> (A.DC.) Baehni	0	0	0	0	0	248
<i>Pouteria erythrochrysa</i> T.D.Penn.	0	0	0	7	4	6
<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	0	0	0	2	3	0
<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	0	1	0	0	3	0
<i>Pouteria pachyphylla</i> T.D.Penn.	0	9	20	0	0	0
<i>Pradosia surinamensis</i> (Eyma) T.D.Penn.	7	0	0	0	0	0
<b>Simaroubaceae</b>						
<i>Simaba cedron</i> Planch.	7	0	0	0	0	0
<i>Simaba orinocensis</i> Kunth	0	0	0	0	0	1

**Apêndice E:** Continuação

	TFa	IGAa	IGBa	TFu	IGAa	IGBu
<i>Simaba polyphylla</i> (Cavalcante) W.W.						
Thomas	0	0	0	4	1	0
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	0	0	0	1	2	0
<b>Urticaceae</b>						
<i>Pourouma bicolor</i> Mart.	0	0	0	0	1	0
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	0	0	0	1	11	0
<i>Pourouma ovata</i> Trécul	18	0	0	0	0	0
<i>Pourouma tomentosa</i> Mart. ex Miq.	3	0	0	0	0	0
<b>Violaceae</b>						
<i>Amphirrhox</i> sp.	0	0	0	0	1	0
<i>Paypayrola grandiflora</i> Tul.	2	0	0	3	5	0
<i>Rinorea flavescens</i> (Aubl.) Kuntze	0	0	0	2	0	0
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	0	0	0	0	8	0
<i>Rinorea racemosa</i> (Mart.) Kuntze	2	0	0	28	27	0
<b>Vochysiaceae</b>						
<i>Erisma calcaratum</i> (Link) Warm.	0	0	4	0	0	1
<i>Qualea dinizii</i> Ducke	0	14	0	0	0	0

Apêndice F- Ata da Aula de Qualificação

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

**AULA DE QUALIFICAÇÃO**

**PARECER**

Aluno (a): **GUILHERME DE SOUSA LOBO**  
Curso: ECOLOGIA  
Nível: MESTRADO  
Orientador (a): Dra. Maria Teresa Fernandez Piedade (INPA)  
Coorientador (a): Dr. Florian Wittmann (INPA)

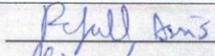
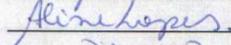
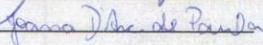
**Título:**

**"Estimando os efeitos da usina hidrelétrica Balbina na florística e estrutura de florestas de igapó na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã, Amazônia Central"**

**BANCA JULGADORA:**

**TITULARES:**  
Rafael Leandro de Assis (INPA)  
Aline Lopes (INPA)  
Joana D'arc de Paula (UNINORTE)

**SUPLENTE:**  
Charles Roland Clement (INPA)  
Niwton Leal Filho (INPA)

PARECER	ASSINATURA
RAFAEL LEANDRO DE ASSIS ( ) Aprovado (X) Reprovado	
ALINE LOPES (X) Aprovado ( ) Reprovado	
JOANA D'ARC DE PAULA (X) Aprovado ( ) Reprovado	
CHARLES ROLAND CLEMENT ( ) Aprovado ( ) Reprovado	_____
NIWTON LEAL FILHO ( ) Aprovado ( ) Reprovado	_____

Manaus (AM), 11 de Abril de 2016.

OBS: *A banca sugere que o aluno melhore a parte metodológica do trabalho, tanto didaticamente quanto dissertativamente. Isso será fundamental para que os resultados sejam ~~em~~ melhor interpretáveis.*

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA INPA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA PPG-ECO  
site: <http://pg.inpa.gov.br> e-mail: [pgecologia@gmail.com](mailto:pgecologia@gmail.com)

## Apêndice G- Ata da Aula da Defesa Oral Pública



MINISTÉRIO DA  
CIÊNCIA, TECNOLOGIA,  
INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES



### PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

#### ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DO INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA.

Aos 17 dias do mês de julho do ano de 2017, às 09h00min, no Auditório dos PPG's ATU/CFT/ECO, Campus III, INPA/V8. Reuniu-se a Comissão Examinadora de Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: o(a) Prof(a). Dr(a). **Jochen Schongart**, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, o(a) Prof(a). Dr(a). **Adrian Ashton Barnett**, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, e o(a) Prof(a). Dr(a). **Charles Roland Clement**, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, tendo como suplentes o(a) Prof(a). Dr(a). Rafael Assis, do Monitoramento e Uso Sustentável de Áreas Úmidas - MAUA, e o(a) Prof(a). Dr(a). Albertina Pimentel Lima, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, sob a presidência do(a) primeiro(a), a fim de proceder a arguição pública do trabalho de DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de **GUILHERME DE SOUSA LOBO**, intitulado: "**A ALTERAÇÃO DO REGIME HIDROLÓGICO AFETA A FLORÍSTICA E ESTRUTURA DE FLORESTAS DE IGAPÓ? UM ESTUDO COMPARATIVO ENTRE UM RIO REGULADO E OUTRO PRÍSTINO NA RESERVA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO UATUMÃ, AMAZÔNIA CENTRAL**", orientado(a) pelo(a) Prof(a). Dr(a). Maria Teresa Fernandez Piedade, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA.

Após a exposição, o(a) discente foi arguido(a) oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final:

APROVADO(A)

REPROVADO(A)

POR UNANIMIDADE

POR MAIORIA

Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

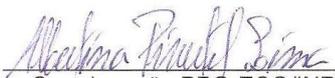
Prof(a).Dr(a). JOCHEN SCHONGART

Prof(a).Dr(a). ADRIAN ASHTON BARNETT

Prof(a).Dr(a). CHARLES ROLAND CLEMENT

Prof(a).Dr(a). RAFAEL ASSIS

Prof(a).Dr(a). ALBERTINA PIMENTEL LIMA

  
Coordenação PPG-ECO/INPA