

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

**A relação entre a usina hidroelétrica de Balbina e a morte de árvores de  
*Macrobium acaciifolium* (Benth.) Benth. (Fabaceae) nas florestas  
alagáveis a jusante do Rio Uatumã, Amazônia Central**

CYRO ASSAHIRA

Manaus, Amazonas

2014

CYRO ASSAHIRA

**A relação entre a usina hidroelétrica de Balbina e a morte de árvores de  
*Maclobium acaciifolium* (Benth.) Benth. (Fabaceae) nas florestas  
alagáveis a jusante do Rio Uatumã, Amazônia Central**

ORIENTADOR: Dr. Jochen Schöngart

FONTES FINANCIADORAS: CNPq Universal (Edital 14/2011, Processo n. 479684/2011-1)

Projeto INPA/Max-Planck

Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração em Botânica.

Manaus, Amazonas

2014

**BANCA AVALIADORA DA ARGUIÇÃO PÚBLICA**

**Dra. Maria Teresa Fernandez Piedade – Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia**  
**Aprovado**

**Dr. Philip Martin Fearnside – Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia**  
**Aprovado**

**Dr. Gregório Cardoso Tápias Cecantini – Universidade de São Paulo**  
**Aprovado**



**ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA DO INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA**

Aos vinte três dias do mês de maio do ano de 2014, às 14h30min, no mini auditório da diretoria do INPA-Campus I reuniu-se a Comissão Examinadora da Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Dra Maria Teresa Fernandez Piedade, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Dr. Philip Martin Fearnside, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Dr. Gregório Cardoso Tápias Ceccantini, da Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, Departamento de Botânica, tendo como suplente os doutores: Bruce Walker Nelson, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e Dra. Flávia Regina Capelotto Costa, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a arguição pública da **DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**, intitulada “A CONEXÃO ENTRE A USINA HIDRELÉTRICA DE BALBINA E A MORTE DE VASTAS POPULAÇÕES ARBÓREAS DAS FLORESTAS ALAGÁVEIS A JUSANTE DO RIO UATUMÃ – AMAZÔNIA CENTRAL”, do discente **CYRO ASSAHIRA**, sob orientação do Dr. Jochen Schongart

Após a exposição, dentro do tempo regulamentar, o discente foi argüido oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final:

EXAMINADORES	PARECER	ASSINATURA
MARIA TERESA FERNANDEZ PIEDADE	( X ) APROVADO ( ) REPROVADO	
PHILIP MARTIN FEARNSIDE	( X ) APROVADO ( ) REPROVADO	
GREGÓRIO CARDOSO TÁPIAS CECCANTINI	( X ) APROVADO ( ) REPROVADO	
BRUCE WALKER NELSON	( ) APROVADO ( ) REPROVADO	
FLÁVIA REGINA CAPELOTTO COSTA	( ) APROVADO ( ) REPROVADO	

OBS: \_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_  
\_\_\_\_\_

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

Alberto Vicentini  
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Botânica  
PO. 272/2012 DCBO/INPA

## Ficha catalográfica

Assahira, Cyro

A relação entre a usina hidroelétrica de Balbina e a morte de árvores de *Macrolobium acaciifolium* (Benth.) Benth. (Fabaceae) nas florestas alagáveis a jusante do Rio Uatumã, Amazônia Central --- Manaus: [s.n.], 2014, 61 f.

Dissertação (mestrado) — INPA, Manaus, 2014.

Orientador: Schöngart, Jochen

Área de concentração: Dendrocronologia

1. Usinas hidrelétricas
2. Florestas alagáveis de igapó
3. Dendrocronologia
4. Datação de radiocarbono
5. *Macrolobium acaciifolium*.

**Sinopse:** Este trabalho buscou estabelecer a conexão entre as mudanças do regime hidrológico desencadeado pela Usina Hidrelétrica (UHE) de Balbina e a morte de populações da espécie arbórea *Macrolobium acaciifolium* nas topografias baixas da floresta de igapó a jusante do Rio Uatumã. A datação da morte das árvores através da dendrocronologia e carbono radioativo ( $^{14}\text{C}$ ) e a análise de dados hidrológicos, permitiram relacionar o impacto ambiental com a morte dos indivíduos da espécie.

**Palavras-chave:** Impactos ambientais, mudanças hidrológicas, dendrocronologia, interdatação, florestas alagáveis.

*“Existe problema ambiental que não  
possui causa social?”*

## **Agradecimentos**

Agradecimentos ao Programa de Pós-Graduação em Botânica do Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia pelo apoio acadêmico e infraestrutura cedida.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pela bolsa de estudo concedida durante o curso de Pós – Graduação.

Ao convênio INPA/Max-Planck pelo apoio financeiro e estrutural oferecido para a realização das coletas de campo e análise dos dados.

Agradeço ao meu orientador Dr. Jochen Schöngart por toda a responsabilidade, preocupação e confiança transmitida durante todos os dias do mestrado.

Ao coordenador do PPG/BOT Alberto Vicentini, pelo profissionalismo e bom senso sempre presente.

À Dra. Maria Teresa F. Piedade e Dr. Florian Wittmann pelo conhecimento construído e passado sobre as áreas alagáveis da Amazônia.

À Dra. Susan E. Trumbore do Instituto Max Planck de Biogeoquímica em Jena, Alemanha, pela confiança e datações por  $^{14}\text{C}$  realizadas.

A todos membros do Grupo de Pesquisas MAUA (Ecologia, monitoramento e uso sustentável de áreas úmidas), em especial aos alunos e técnicos.

Aos técnicos do INPA, Celso Rabelo de Costa e Hermes Braga Xavier, pelo apoio logístico e estrutural oferecido na realização do trabalho de campo.

Aos mateiros Josué e Jones pelo conhecimento local e pelo apoio no campo.

Aos amigos de laboratório de dendroecologia do INPA: Sejana, Bruno, Eliane e Boris.

Aos amigos queridos que tenho o privilégio de conviver e muito contribuíram: Elena, Glauco, Caio Miyai, João Bosco, Camila Nakaharada, Isabella Romitelli, Felipe Zanusso, Leonardo Tomida, Gustavo Rosário, Natália Corraini, Conceição, Maria Fernanda, Guilherme Cebola, Sensei Nakamura, Sensei Alexandre Tortorella, André, Juliana, Dirce, Maiquel, Martinha, Danilo, Pat, Luciana, Natália, Carla Lang, Jú Lins, Renata Winning, Juruba, Norah e Potchola.

À Fernanda pela amizade, afeto e companheirismo.

À família pelo amor e por ser o meu porto seguro.

À minha irmã querida Marine Assahira, à Hitomi Kodama, Anita Kodama, à Batian Toshiko Kodama e ao Rafael Seigiura,

À Anezia Kodama Assahira e Reinaldo Ken Assahira por estarem ao meu lado em todas as caminhadas de minha vida.

## Resumo

Na Amazônia, ao longo de seus grandes rios e tributários, o pulso de inundação monomodal é o principal fator responsável pela produtividade e condução dos processos ecológicos. As árvores respondem a condições desfavoráveis de crescimento durante a fase de inundação através da dormência cambial, resultando na formação de anéis de crescimento. A espécie arbórea *Macaranga acaciifolium* é adaptada a prolongados períodos de inundação, possui ampla ocorrência nas áreas alagáveis da Amazônia e é comprovadamente apta para estudos dendrocronológicos. Observa-se uma grande quantidade de indivíduos mortos de *M. acaciifolium* e de diversas outras espécies nas cotas topográficas baixas a jusante da barragem da Usina Hidrelétrica (UHE) de Balbina, localizada no Rio Uatumã na Amazônia Central. O presente estudo buscou relacionar mudanças no regime de inundação desencadeadas pela UHE com o ano da morte dos indivíduos de *M. acaciifolium*, o que foi feito através de estudos dendrocronológicos, datação por radiocarbono ( $^{14}\text{C}$ ) e dados hidrológicos (séries históricas de inundação). Após a implementação da UHE, foi verificada a diminuição do pulso de inundação, o aumento do nível médio do rio, o aumento nas variações diárias do nível do rio e a supressão da fase terrestre por anos seguidos. Para a datação do ano da morte foi realizada a interdatação entre cada indivíduo morto ( $n = 17$ ) e uma cronologia (referência) com indivíduos vivos ( $n = 37$ ), que estendeu-se de 1638 a 2012 e mostrou-se significativamente datada ao ser comparada com séries temporais de medições instrumentalizadas do Porto de Manaus ( $r = 0,49$ ;  $p < 0,0001$ ). Ao longo de 100 km a jusante da barragem, foram coletados 17 indivíduos mortos, apresentando em média de  $123,35 \pm 57,64$  anéis, diâmetro à altura do peito (DAP) médio de  $71,56 \pm 29,83$  cm (mínimo: 35,1 - máximo: 127,7) e taxa de incremento radial (TIR) médio de  $1,9 \pm 1,1$  cm. As datações através da dendrocronologia coincidiram com 87,5% dos resultados obtidos por  $^{14}\text{C}$ , e quando não houve coincidência o desvio foi de apenas 1 ano. As mortes ocorreram até duas décadas após a implementação da UHE e ocorreram no período em que houve anos consecutivos de supressão da fase terrestre. Esses impactos ao longo do tempo devem ter grandes implicações em toda a floresta de igapó, e possivelmente são semelhantes em outras hidrelétricas em áreas alagáveis tropicais. A aplicação da dendrocronologia utilizada no estudo é inédita nas florestas tropicais, podendo se estender para outros distúrbios ambientais que afetam o desenvolvimento de espécies arbóreas.

## Abstract

The monomodal flood pulse is the principal driving force in the Amazonian river floodplain systems, triggering productivity and interactions of the ecological processes of its species-rich biota. Trees respond to the long-term and predictable annual flooding by morpho-anatomical and physiological adaptations leading to cambial dormancy and the formation of annual tree rings in the wood. *Macrobium acaciifolium* (Benth.) Benth. (Fabaceae) occurs over a wide geographical range of the Amazonian floodplains especially at the lower topographies. This species reaches ages of up to 500 years and forms regular and annual tree rings. At the lower topographies of the black-water floodplains (igapó) of the Uatumã River in Central Amazonia, downstream of the hydroelectric power plant of Balbina, huge populations of dead trees from this and other species have been observed. In this study, dendrochronological methods and radiocarbon dating ( $^{14}\text{C}$ ) were applied to date the year of death of trees from *Macrobium* and relate the mortality to changes in the hydrological regime. Comparing the hydrological data of the Uatumã River downstream the Balbina dam, before and after its implementation, we observed a significant increase of the mean water level and a pronounced decrease of the duration of the terrestrial phase for the lower topographies. A chronology spanning the period 1638-2012 from living trees of *M. acaciifolium* ( $n = 37$ ) of the Uatumã River floodplains was established comprising the period from 1638 to 2012 which is significantly correlated with the duration of the terrestrial phase calculated by water level data from the Port of Manaus comprising the period 1903-2012 ( $r = 0.49$ ,  $p < 0.0001$ ). We sampled entire cross sections of 17 dead trees of *M. acaciifolium*, which still had the presence of the bark in the Uatumã River floodplains with a mean diameter of  $71.56 \pm 29.83$  cm. The ring width of the carefully prepared stem disks was measured and the individual tree-ring series were cross-dated with the exactly dated tree-ring chronology (reference curve). To validate the dating of the trees we isolated the outermost ring to perform radiocarbon dating. The dendrochronological and  $^{14}\text{C}$  dating matched in 87.5% of the cases, and in 12.5%, the deviation in the dating was about only one year. All trees died in periods of inundations during consecutive years, up to two decades after the implementation of the hydroelectric dam. Possibly those impacts may be similar among other hydroelectric projects in the Amazonian floodplains. The application of dendrochronology used in this study is unique for tropical forests and may be a useful tool to study the impact of natural and anthropogenic disturbances in tropical forests affecting its structure, dynamic and functioning.

## Sumário

<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>10</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>13</b>
1.1 Florestas alagáveis na Amazônia.....	13
1.2 Impactos ambientais na Amazônia e grandes hidrelétricas .....	15
1.3 Dendrocronologia e suas aplicações na Amazônia.....	17
1.4 A espécie arbórea <i>Macrolobium acaciifolium</i> (Benth.) Benth. (Fabaceae) e a sua importância na dendrocronologia .....	18
<b>2. HIPÓTESES E OBJETIVOS.....</b>	<b>20</b>
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>22</b>
3.1 Área de estudo .....	22
3.2 Delineamento amostral .....	25
3.3 Análise dendrocronológica.....	26
3.4 Datação por carbono radioativo ( <sup>14</sup> C).....	29
<b>4. RESULTADOS .....</b>	<b>31</b>
4.1 Alterações no pulso de inundação do Rio Uatumã com a instalação da barragem da UHE de Balbina.....	31
4.2 Dendrocronologia e datação por carbono radioativo ( <sup>14</sup> C).....	33
<b>5. DISCUSSÃO .....</b>	<b>38</b>
<b>6. CONCLUSÕES.....</b>	<b>44</b>
<b>7. FINANCIAMENTO .....</b>	<b>45</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>46</b>

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - USINAS HIDRELÉTRICAS PLANEJADAS NA AMAZÔNIA SUL-AMERICANA (BECKER, 2012).....	16
FIGURA 2 - HIPÓTESES E PREDIÇÕES .....	21
FIGURA 3 – VARIAÇÕES DO NÍVEL DA ÁGUA (CM) DO RIO UATUMÃ NO PERÍODO DE 1973 A 2012 E A ALTERAÇÃO DO REGIME DE INUNDAÇÃO OCASIONADO APÓS O INÍCIO DA IMPLEMENTAÇÃO (SETA VERMELHA) E INÍCIO DAS OPERAÇÕES DA UHE DE BALBINA (1989). NÃO HÁ DADOS PARA O PERÍODO DA FAIXA EM VERMELHO (1988 A 1991) (FONTE: ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS). .....	23
FIGURA 4 - "PALITEIROS" LOCALIZADOS NA REPRESA DE BALBINA (1) E A JUSANTE DA UHE (2). .....	23
FIGURA 5 – INDIVÍDUOS MORTOS DE DIVERSAS ESPÉCIES NAS COTAS TOPOGRÁFICAS BAIXAS DO IGAPÓ DO RIO UATUMÃ. ....	23
FIGURA 6 – PEQUENA DIFERENÇA TOPOGRÁFICA DETERMINA O LIMITE ENTRE FLORESTA VIVA E FLORESTA MORTA. ....	24
FIGURA 7 – ÁREA DE ESTUDO NO RIO UATUMÃ COBRINDO 100 KM A JUSANTE DA UHE BALBINA. OS PONTOS AMARELOS REPRESENTAM CADA INDIVÍDUO MORTO DE <i>MACROLOBIUM ACACIIFOLIUM</i> COLETADO E O SEU NÚMERO DE IDENTIFICAÇÃO. ....	24
FIGURA 8 – COLETA DE AMOSTRAS DE ÁRVORES MORTAS E VIVAS AO LONGO DO RIO UATUMÃ. ....	26
FIGURA 9 - ESTRUTURA ANATÔMICA DA MADEIRA DE <i>M. ACACIIFOLIUM</i> . AS SETAS INDICAM O PARÊNQUIMA MARGINAL LIMITANDO OS ANÉIS DE CRESCIMENTO, QUE APRESENTAM TAMBÉM VARIAÇÕES INTRAANUAIS DA DENSIDADE DA MADEIRA.....	27
FIGURA 10 – CONCENTRAÇÃO DE <sup>14</sup> C NA ATMOSFERA E O EFEITO DE SUESS AO LONGO DOS ÚLTIMOS 50 ANOS. OS DADO ANTERIORES A 1959 FORAM OBTIDOS A PARTIR DE ANÉIS DE CRESCIMENTO (EM CINZA); DADOS SUBSEQUENTES (EM PRETO) FORAM OBTIDOS NAS ESTAÇÕES DE VERMUNT (ÁUSTRIA) E JUNGFRAUJOCH (SUÍÇA) (LEVIN <i>ET AL.</i> , 2010). .....	29
FIGURA 11 – ISOLAMENTO DO ÚLTIMO ANEL DE CRESCIMENTO PARA DATAÇÃO POR CARBONO RADIOATIVO ( <sup>14</sup> C). ....	31
FIGURA 12 – PULSO DE INUNDAÇÃO NO RIO UATUMÃ NO PERÍODO ANTERIOR A IMPLEMENTAÇÃO DA UHE DE BALBINA (1973 A 1987) (N=15) E NO PERÍODO POSTERIOR (1991 A 2012) (N=22). A AMPLITUDE MÉDIA É INDICADA NO CANTO SUPERIOR DIREITO. OS HIDROGRÁFICOS INDICAM A COTA DE INUNDAÇÃO MÉDIA, DESVIO PADRÃO, MÍNIMAS E MÁXIMAS. (FONTE: ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS). ....	31
FIGURA 13 – NÍVEL DE INUNDAÇÃO (CM) NO RIO UATUMÃ NO PERÍODO ANTERIOR A IMPLEMENTAÇÃO DA UHE DE BALBINA (1973 A 1987) E NO PERÍODO POSTERIOR (1991 A 2012) (FONTE: ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS). ....	32
FIGURA 14 –VARIAÇÃO DIÁRIA (CM) NO RIO UATUMÃ NO PERÍODO DE 1973 A 2012. A FAIXA EM VERMELHO VAI DO PERÍODO DE 1988 A 1990 E COMPREENDE O PERÍODO FINAL DA INSTALAÇÃO E INÍCIO DA OPERAÇÃO DA UHE, NÃO HÁ DADOS PARA ESSE PERÍODO (FONTE: ANA–AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS). ....	33

- FIGURA 15 - DURAÇÃO DA FASE TERRESTRE NA COTA MÉDIA DE OCORRÊNCIA DAS ÁRVORES MORTAS DE *MACROLOBIUM ACACHIFOLIUM* (320 CM) NO RIO UATUMÃ, SENDO POSSÍVEL OBSERVAR ANOS CONSECUTIVOS COM A AUSÊNCIA DA FASE TERRESTRE. A FAIXA EM VERMELHO VAI DO PERÍODO DE 1988 A 1990 E COMPREENDE O PERÍODO FINAL DA INSTALAÇÃO E INÍCIO DA OPERAÇÃO DA UHE; NÃO HÁ DADOS PARA ESSE PERÍODO. .... 33
- FIGURA 16 – CRONOLOGIA (REFERÊNCIA) DE 1638 A 2012. AS CURVAS EM CINZA REPRESENTAM AS SÉRIES TEMPORAIS DE CADA INDIVÍDUO UTILIZADO NA CRONOLOGIA ( $N=37$ ) E A LINHA PRETA A CRONOLOGIA MÉDIA. .... 34
- FIGURA 17 – CORRELAÇÃO SIGNIFICATIVA ENTRE A CRONOLOGIA CONSTRUÍDA E A DURAÇÃO DA FASE TERRESTRE DE 1903 A 2011 NO RIO NEGRO EM MANAUS. OS DADOS FORAM OBTIDOS DO PORTO DE MANAUS CONSIDERANDO A COTA DE INUNDAÇÃO DE 23,6 METROS. A LINHA PRETA REPRESENTA A CRONOLOGIA MÉDIA E AS CURVAS EM LARANJA REPRESENTAM A FASE TERRESTRE. .... 34
- FIGURA 18 – SÉRIES TEMPORAIS DE ÁRVORE MORTAS (LINHA EM VERMELHO) INTERDATADAS COM A CRONOLOGIA REFERÊNCIA (CURVAS EM PRETO). .... 35
- FIGURA 19 - SÉRIES TEMPORAIS COM DADOS BRUTOS DE INCREMENTO RADIAL NO PERÍODO DOS 10 ANOS ANTERIORES AO ANO DA MORTE. EM VERMELHO ENCONTRAM-SE OS VALORES DE TAXAS DE INCREMENTO REDUZIDO EM RELAÇÃO À MÉDIA DE TODA A AMOSTRA; EM PRETO ENCONTRAM-SE OS VALORES DE INCREMENTO RELATIVO REGULAR E EM VERDE OS INCREMENTO RELATIVO ELEVADO. NO CANTO SUPERIOR DIREITO DE CADA GRÁFICO ENCONTRA-SE A CLASSIFICAÇÃO PROPOSTA DE ACORDO COM O PADRÃO FINAL: A) ANOS SEGUIDOS COM TAXAS DE INCREMENTO RADIAL RELATIVO REDUZIDO; B) TAXA DE INCREMENTO RADIAL RELATIVO REDUZIDO NO ANO DA MORTE, COM PERÍODO REGULAR OU DE ELEVADO CRESCIMENTO PRECEDENTE; C) TAXA DE INCREMENTO RADIAL REGULAR NO ANO DA MORTE. .... 36
- FIGURA 20 - SUPRESSÃO DA FASE TERRESTRE NA COTA MÉDIA DE 320 CM E A MORTE DE ÁRVORES NO RIO UATUMÃ, SENDO POSSÍVEL OBSERVAR A MORTE DOS INDIVÍDUOS COLETADOS COINCIDINDO COM ANOS CONSECUTIVOS DE AUSÊNCIA DA FASE TERRESTRE. A FAIXA EM VERMELHO VAI DO PERÍODO DE 1988 A 1990 E COMPREENDE O PERÍODO FINAL DA INSTALAÇÃO E INÍCIO DA OPERAÇÃO DA UHE; NÃO HÁ DADOS PARA ESSE PERÍODO. .... 40
- FIGURA 21 – BOSQUES MONODOMINATES DE INDIVÍDUOS MORTOS DE *ESCHWEILERA TENUIFOLIA* ENCONTRADOS A JUSANTE DO RIO UATUMÃ..... 40
- FIGURA 22 – PADRÃO DO PULSO DE INUNDAÇÃO NO RIO TOCANTINS NO PERÍODO ANTERIOR A IMPLEMENTAÇÃO DA UHE DE TUCURUÍ (1970 A 1984) ( $N=15$ ) E NO PERÍODO POSTERIOR (1985 A 2013) ( $N=29$ ). A AMPLITUDE MÉDIA É INDICADA NO CANTO SUPERIOR DIREITO. OS HIDROGRÁFICOS INDICAM A COTA DE INUNDAÇÃO MÉDIA, DESVIO PADRÃO, MÍNIMAS E MÁXIMAS. (FONTE: ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS). .... 42
- FIGURA 23 – SUPRESSÃO DA FASE TERRESTRE NA COTA DE INUNDAÇÃO DE 180 CM NO RIO TOCANTINS, SENDO POSSÍVEL OBSERVAR ANOS CONSECUTIVOS COM A AUSÊNCIA DA FASE TERRESTRE APÓS A IMPLEMENTAÇÃO DA UHE TUCURUÍ. A FAIXA EM VERMELHO COMPREENDE O INÍCIO DAS OPERAÇÕES DA HIDRELÉTRICA (1984). .... 43

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - PARÂMETROS HIDROLÓGICOS DO RIO UATUMÃ EVIDENCIANDO AS MUDANÇAS HIDROLÓGICAS ENTRE O PERÍODO APÓS A CONSTRUÇÃO DA UHE DE BALBINA (1991 A 2012) E NO PERÍODO ANTERIOR (1973 A 1987). O TESTE DE WILCOXON INDICOU MUDANÇAS SIGNIFICATIVAS NOS PARÂMETROS COMPARADOS. ....	32
TABELA 3 – COLETA DE INDIVÍDUOS MORTOS DE <i>MACROLOBIUM ACACIIFOLIUM</i> . ESTÃO INDICADOS N.º DE ANÉIS CONTADOS, DAP (DIÂMETRO NA ALTURA DO PEITO), TIR (TAXA DE INCREMENTO RADIAL) E DISTÂNCIA DA BARRAGEM. *AMOSTRAS SEM A PRESENÇA DE MEDULA.....	35
TABELA 4 – DATAÇÃO DAS AMOSTRAS ATRAVÉS DE CARBONO RADIOATIVO ( <sup>14</sup> C) COM AS PROPORÇÕES DE CELULOSE, $\Delta^{13}\text{C}$ E $\Delta^{14}\text{C}$ PRESENTES EM CADA AMOSTRA. *AMOSTRA NÃO DATADA POR <sup>14</sup> C DEVIDO À BAIXA QUANTIDADE DE CELULOSE PRESENTE NO ÚLTIMO ANEL. ....	37
TABELA 5 – DATAÇÃO DAS AMOSTRAS ATRAVÉS DA DENDROCRONOLOGIA (INTERDATAÇÃO) EM QUE TODOS RESULTADOS FORAM SIGNIFICATIVAMENTE DATADOS COM A CURVA REFERÊNCIA. EM AZUL ESTÃO OS RESULTADOS DA INTERDATAÇÃO QUE COINCIDIRAM COM A DATAÇÃO POR <sup>14</sup> C. *AMOSTRA NÃO DATADA POR <sup>14</sup> C DEVIDO À BAIXA QUANTIDADE DE CELULOSE PRESENTE NO ÚLTIMO ANEL.....	38

## 1. INTRODUÇÃO

Este estudo surgiu a partir de observações de populações de árvores mortas nas cotas topográficas baixas das florestas de igapó do Rio Uatumã - Amazônia Central, a jusante da barragem da hidrelétrica de Balbina. Trata-se de uma pesquisa necessariamente transdisciplinar, que permeou diversas áreas de conhecimentos para que a nova informação científica pudesse ser acessada.

### 1.1 Florestas alagáveis na Amazônia

A floresta Amazônica é a maior floresta tropical úmida do planeta (Sioli & Klinge, 1962; Sioli, 1991) abrangendo uma área de aproximadamente 7 milhões de km<sup>2</sup> (Salati *et al.*, 1998). No mundo, representa 60% de todas as florestas tropicais e tem papel vital na manutenção da biodiversidade, ciclos hidrológicos, retenção de carbono e ciclos biogeoquímicos do planeta (Salati & Vose, 1984; Fearnside, 1999; Houghton *et al.*, 2000).

As áreas úmidas são ecossistemas encontrados na interface entre ambientes aquáticos e terrestres; continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundados, podendo ser constituído por águas rasas ou como ambientes com solos encharcados. As águas que as inundam podem ser doce, salobra ou de alta salinidade. São áreas com comunidades específicas de plantas e animais adaptados a dinâmica hidrológica (Junk *et al.*, 2014).

As áreas alagáveis são definidas como áreas que são inundadas pelo extravasamento lateral de rios e lagos e/ou por precipitação direta e/ou água subterrânea (Junk & Sparks, 1989). Na planície alagável da Amazônia brasileira, as vegetações periodicamente inundadas por rios de água branca são localmente denominadas de várzeas (aproximadamente 400.000 km<sup>2</sup>) e rios de água preta ou clara denominados de igapós (cerca 200.000 km<sup>2</sup>) (Melack & Hess, 2010; Junk *et al.*, 2011), cada uma com um distinto sistema edáfico associado ao tipo de água a que está sujeita (Prance, 1989; Furch, 1997). As florestas de várzea e igapó apresentam características estruturais e florísticas próprias, que são resultados de diferenças geomorfológicas, hidrológicas e físico-químicas (Sioli, 1956; Irmiler, 1977; Wittmann *et al.*, 2010a).

As áreas de várzea são as florestas de ambientes alagáveis mais ricas do mundo, apresentando taxas de endemismo em mais de 10% (Wittmann *et al.*, 2013); os rios que banham essas florestas possuem origem em formações geológicas do período Quaternário na região andina e encostas pré-andinas, muito ricos em sedimentos, com elevada fertilidade e condutividade e pH neutro (Junk *et al.*, 2011). Os rios de água preta, onde este estudo foi realizado, drenam pelos escudos Paleozóicos e/ou Pré-Cambrianos da Guiana e do Brasil Central apresentam baixa condutividade elétrica, pouca fertilidade e pH ácido, quando comparados com os rios de água branca (Fittkau *et al.*, 1975; Wittmann *et al.*, 2010a; Junk *et al.*, 2011). Os rios de água clara possuem características intermediárias em comparação com os rios de água preta e rios de água branca e a floresta adjacente a essas áreas também recebe o nome de igapó (Junk *et al.*, 2011).

As florestas de igapó adjacentes aos rios de água preta são floristicamente menos uniformes que as florestas de várzea, exibindo grande diferença regional e endemismos locais (Ferreira, 2000; Montero *et al.*, 2012). Apesar de ocuparem grandes áreas, essas florestas ainda são pouco estudadas (Parolin *et al.*, 2004a; Ferreira *et al.*, 2010; Montero *et al.*, 2012), possuindo menos de 20 hectares de inventários florísticos (Scudeller & Souza, 2009; Wittmann *et al.*, 2010a). Nos igapós, o crescimento das espécies arbóreas é bastante lento, podendo ser até 66% menor quando em comparação com as áreas de várzea (Da Fonseca Júnior *et al.*, 2009; Schöngart *et al.*, 2010). Em estudo realizado com a espécie arbórea *Macrobium acaciifolium*, que ocorre tanto em florestas de várzea como de igapó, Schöngart *et al.* (2005) descreve as menores taxas de incremento radial e a elevada longevidade da espécie no ambiente de igapó, com idades superiores a 500 anos.

Nessas áreas alagáveis, o pulso de inundação monomodal ocorre em razão da precipitação sazonal na área de suas cabeceiras (Junk *et al.*, 1989) e é o principal fator responsável pela condução dos processos ecológicos e biogeoquímicos, resultando em um prolongado e, até certo ponto, previsível período anual de inundação sobre uma extensa área ao longo dos rios, com duração de até 7-8 meses ao ano, variando de acordo com a topografia (Junk, 1989). Nos igapós e várzeas o pulso de inundação monomodal exerce forte influência na fenologia, dispersão de frutos e sementes, na regeneração e distribuição das espécies vegetais (Piedade, 1985; Worbes, 1985; Schöngart *et al.*, 2002; Wittmann *et al.*, 2002). Trata-se do fator que determina a diversidade, composição de espécies e distribuição espacial das florestas, tendo variações decorrentes da duração e amplitude em que determinado estrato da

floresta é exposto ao pulso de inundação (Junk, 1989; 2002, Parolin *et al.*, 2004b; Wittmann *et al.*, 2010a).

Diversos estudos discutem uma série de adaptações morfológicas, anatômicas e fisiológicas ao período de inundação (*e.g.* Piedade *et al.*, 2000; Jackson *et al.*, 2005). Tais adaptações abrangem a formação de raízes adventícias e lenticelas hipertróficas, incorporação de suberina na rizoderme, formação de aerênquima e a mudança do metabolismo aeróbico para o anaeróbico (Schlüter *et al.*, 1992; De Simone *et al.*, 2003; Parolin *et al.*, 2004b). Nas espécies arbóreas, nota-se o incremento radial principalmente durante a fase terrestre e a dormência cambial na fase aquática do pulso de inundação, resultando na formação de anéis anuais (Worbes, 1989; Schöngart *et al.*, 2002).

De acordo com Junk *et al.* (1989), pulsos regulares permitem que organismos desenvolvam adaptações e estratégias para a eficiente utilização do habitat e seus recursos; ao contrário, pulsos imprevistos de forma geral impedem a adaptação dos organismos, interferindo negativamente sobre as condições adaptativas ao ambiente. Assim, a alteração do regime de inundação é discutida como uma das maiores ameaças às áreas alagáveis (Sparks, 1995; Piedade *et al.*, 2012; Junk *et al.*, 2014), fato que é muitas vezes associado com grandes barragens de usinas hidrelétricas (Junk & Nunes de Mello, 1990; MacCartney *et al.*, 2001).

## **1.2 Impactos ambientais na Amazônia e grandes hidrelétricas**

De acordo com Fearnside & Graça (2006), desde 1970 na Amazônia brasileira tem ocorrido uma intensa ocupação que é relacionada com projetos estruturais e incentivos fiscais que resultam em altas taxas de desmatamento. A remoção massiva da cobertura florestal tem implicações ambientais graves com consequências negativas ao clima, biodiversidade e regime hidrológico (Shukla *et al.*, 1990; Oyama & Nobre, 2003). As altas taxas de desmatamento tendem a inviabilizar uma das mais polêmicas formas de explorar a Amazônia: as usinas hidrelétricas (UHEs) em seus grandes rios e tributários. Projeções com as taxas de desmatamentos atuais e a sua influência no ciclo hidrológico, levaram a cenários que mostram a inviabilidade técnica de hidrelétricas em razão da diminuição da vazão dos rios como consequência do desmatamento (Stickler *et al.*, 2013).

A Floresta Amazônica é uma floresta influenciada e ocupada por povos tradicionais (Willis *et al.*, 2004) que possuem o meio de vida intimamente ligado aos processos naturais (Brook & McLachlan, 2008). Esses povos possuem seus recursos no todo ou em parte obtidos

a partir da apropriação de uma parcela da natureza, tendo seus sistemas de conhecimentos e crenças ligados ao ambiente em que estão inseridos (Diegues, 2000). Pesquisas têm demonstrado que na Amazônia os povos indígenas inibem os desmatamentos, com taxas freadas nas áreas e no entorno dos territórios indígenas (Nepstad, 2006; Nolte *et al.*, 2013). Entretanto, com a construção de hidrelétricas esse mecanismo de proteção seria transpassado, com muitos desses territórios sendo inundados e afetados, mesmo que alocados a consideráveis distâncias da barragem. Esse tipo de translocação tem sido concreta, como observado na Usina Hidrelétrica de Balbina com o povo indígena Waimiri-Atroari (Baines, 2000) e como deverá acontecer com a construção da hidrelétrica de Belo Monte, no Rio Xingu (Bermann, 2012).

Em 2012, o Ministério das Minas e Energia do Brasil, pelo Plano Decenal de Produção de Energia, anunciou até 2020, o planejamento de 48 hidrelétricas, com 30 delas na Amazônia brasileira e 18 delas tendo já recebido a Licença Prévia. Existe também um acordo que oficializa a integração energética com outros países latino-americanos que abrangem a Amazônia, com hidrelétricas a serem construídas em parceria com Peru, Bolívia e Guiana (MME, 2011). A região da Amazônia Andina que se estende pela Bolívia, Peru, Equador e Colômbia também devem ser fortemente afetadas com a expansão das hidrelétricas, onde estão planejadas 151 hidrelétricas com capacidade superior a 2 MW que devem causar impactos negativos em cinco dos seis principais tributários do Amazonas (Finer & Jenkins, 2012) (fig.1).

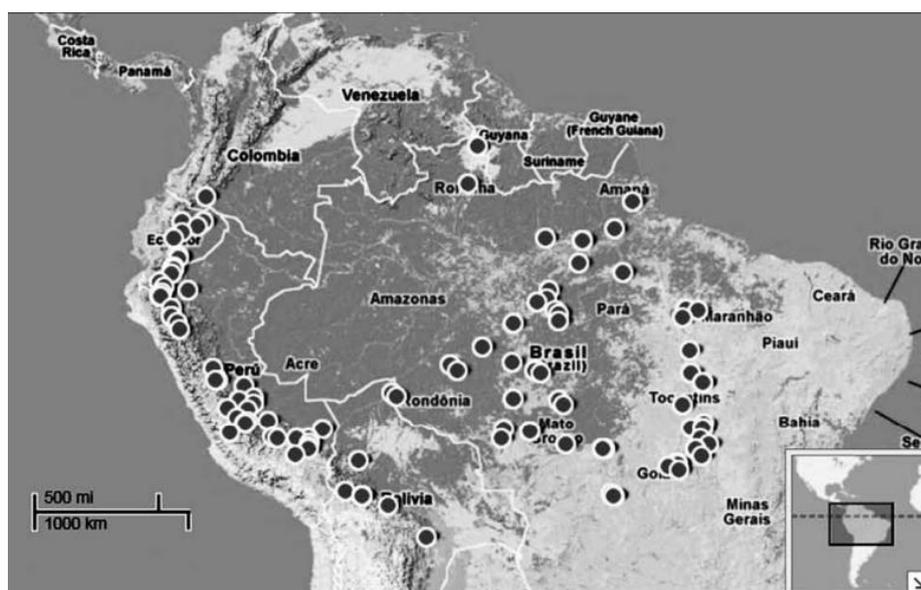


Figura 1 - Usinas hidrelétricas planejadas na Amazônia sul-americana (Becker, 2012).

Os registros nas áreas alagáveis da Amazônia (*e.g.* UHE Balbina e UHE Tucuruí) mostram obras de grande porte com impactos negativos muito intensos em âmbito social e ambiental (Sousa Júnior *et al.*, 2006), e são usados como exemplo das implicações e inviabilidades associadas a esses grandes empreendimentos na Amazônia (Fearnside, 1990; Junk & Nunes de Mello, 1990). Atualmente, as discussões sobre as hidrelétricas têm sido constantes em razão da UHE de Belo Monte, com um grande número de estudos e críticas ao licenciamento das obras e aos impactos ambientais e sociais (*e.g.* Fearnside, 2005, 2012; Sevá Filho, 2005; Sousa Junior *et al.*, 2006).

Nas florestas tropicais, diversos estudos foram realizados levando em conta os impactos ambientais negativos gerados acima da barragem onde grandes áreas são alagadas para a construção dos reservatórios (*e.g.* Junk & Mello, 1990; Kemenes *et al.*, 2011; Fearnside & Pueyo, 2012). Apesar das UHEs desencadearem impactos de alcance muito além da vizinhança imediata das barragens e reservatórios, estudos levando em conta o que ocorre a jusante ainda são escassos em todo o mundo (Adams, 2000).

No curso rio abaixo, a barragem determina o pulso de inundação pois a água é liberada do reservatório conforme a demanda de geração de energia. Dessa forma, a atenção aos impactos ambientais passa a ser focada em seus efeitos regulatórios (Kingsford, 2000). A magnitude do caráter regulatório das barragens no ciclo hidrológico é relacionada com as características de suas funções específicas e de como estas são gerenciadas (Adams, 2000).

### **1.3 Dendrocronologia e suas aplicações na Amazônia**

A taxa de incremento em diâmetro é específica entre as diferentes espécies de árvores, no entanto, de forma geral é influenciada por variáveis bióticas (potencial genético, idade da árvore, patologias, herbivoria e competição inter e intraespecífica) e abióticas (clima, disponibilidade de água e nutrientes, intensidade luminosa e período de inundação) (Campos, 1970; Schweingruber, 1996). Na planície inundável, o ritmo de crescimento das espécies arbóreas é determinado pelo pulso de inundação, que resulta na dormência cambial no início da fase submersa, e que induz a formação de um anel anual no lenho (Worbes 1989; 1997; Schöngart *et al.*, 2002). A existência de anéis de crescimento nos trópicos tem sido registrada em mais de 20 países tropicais (Worbes, 2002; Zuidema *et al.*, 2012). Nas áreas alagáveis da Amazônia, diversas pesquisas têm evidenciado a presença de anéis anuais (Worbes, 1989;

Dezzeo *et al.*, 2003; Schöngart *et al.*, 2002, 2004, 2005), sendo que a maioria das espécies de várzea (77%) e de igapó (60%) apresentam anéis de crescimento (Worbes & Fichtler, 2010).

A datação dos anéis de crescimento em árvores é conhecida como dendrocronologia (Schweingruber, 1996). Na Amazônia, a dendrocronologia vem sendo utilizada para determinação da idade, taxas de incremento, definição de critérios para manejo florestal (Schöngart, 2003, 2008, 2010; Worbes *et al.*, 2003), sequestro de carbono na biomassa lenhosa (Schöngart, 2003; Schöngart *et al.*, 2010, 2011) e estudos climáticos (Schöngart *et al.*, 2004, 2005; Brienen *et al.*, 2010; Batista, 2011).

A dendrocronologia também pode prover informações sobre as respostas dos indivíduos a situações de estresse e distúrbios no ambiente (Kashiwaya & Okimura, 1990; Pedersen, 1998; Cherubini *et al.*, 1996, 1999). Distúrbios ambientais podem ser detectados através da datação da morte das árvores no ambiente, relacionando essa data com variáveis ambientais atípicas que tenham ocorrido no período da morte (Johnson & Greene, 1991; Pedersen & McCune, 2002; Bigler & Bugmann, 2004). A data da morte de exemplares que ainda permanecem de “pé” pode ser acessada através de estudos dendrocronológicos (Johnson & Greene, 1991; Pedersen & McCune, 2002), comparando a série temporal dos anéis de crescimento da árvore morta com uma cronologia exatamente datada (curva de referência), idealmente elaborada com a mesma espécie arbórea, na mesma região. O entendimento da mortandade de árvores é de fundamental importância para a compreensão dos estressores atuantes no ambiente (Johnson & Fryer, 1989). Estudos nesse âmbito ainda são bastante escassos (Villalba & Veblen, 1998), especialmente em regiões tropicais onde ainda não existem muitas cronologias datadas (Rozendaal & Zuidema, 2011).

#### **1.4 A espécie arbórea *Macrolobium acaciifolium* (Benth.) Benth. (Fabaceae) e a sua importância na dendrocronologia**

Muitas espécies arbóreas podem ocorrer tanto em ambientes de várzea como de igapó (Ayres, 1993), como é o caso da espécie *Macrolobium acaciifolium*, que possui ampla distribuição geográfica e é abundante em florestas tropicais (Wittmann *et al.*, 2009). É uma espécie semi-decídua, sendo dominante nas elevações baixas das áreas de igapó e de várzea (Schöngart *et al.*, 2002, 2005). Trata-se de uma leguminosa de porte médio, de 20 a 30 metros de altura e diâmetro de até 150 cm, com base do tronco acanalada e raízes tabulares pequenas, não possuindo nódulos, podendo tolerar inundações médias de até 7 metros de altura

(Schöngart *et al.*, 2002; Kern *et al.*, 2010; Wittmann *et al.*, 2010b). *M. acaciifolium* é conhecida popularmente como “araparí”, a sua madeira possui usos comerciais, sendo destinada para embalagens, compensados, móveis, carpintaria e construção civil em geral (Wittmann *et al.*, 2010b). Possui ampla ocorrência e abundância em planícies inundáveis do Brasil (Wittmann *et al.*, 2010b), Colômbia (Urrego, 1997), Peru (Nebel *et al.*, 2001) e Venezuela (Colonello, 1990). Possivelmente é uma espécie pioneira de longa vida, uma vez que em áreas onde ocorreu sua exploração é observado, um rápido processo de regeneração e crescimento (Scabin *et al.*, 2012). Em áreas submetidas a prolongados períodos de inundação, a espécie pode ser encontrada em bosques monodominantes com indivíduos de idade semelhante (Schöngart *et al.*, 2005). Durante o período de inundação essas árvores mudam as folhas e iniciam a floração e a frutificação nos sistemas de várzea e igapó (Schöngart *et al.*, 2002). Nesse período também ocorre a redução das taxas respiratórias e as vias metabólicas passam a seguir caminhos anaeróbicos (Schlüter, 1989). A inundação desencadeia respostas fisiológicas que provocam a diminuição da respiração radicular no início da fase aquática e depois de 50 dias de inundação, a respiração anaeróbica na raiz alcança um nível máximo (Schlüter, 1989). Depois de 200 dias sob condições anaeróbicas, a concentração de etanol aumenta rapidamente e o parênquima marginal formado nesse período é preenchido com uma substância secundária que pode ter papel na remoção de metabólitos danosos a célula da planta (Piedade *et al.*, 2010).

Em *M. acaciifolium* a densidade da madeira varia entre  $0,39 \text{ g cm}^{-3}$  e  $0,60 \text{ g cm}^{-3}$  (Parolin *et al.*, 1998; Schöngart, 2003) e é significativamente menor na floresta de igapó do que na várzea (Schöngart *et al.*, 2005). Árvores com idade acima de 500 anos foram encontradas nas florestas de igapó, enquanto na várzea encontraram-se indivíduos com idade máxima de 157 anos (Schöngart *et al.*, 2005). De acordo com estudo de Batista (2011), na RDS (Reserva de Desenvolvimento Sustentável) Uatumã, a população da espécie estudada apresentou DAP (diâmetro à altura do peito) médio (mín.-máx.) de 97 cm (74-137 cm), incremento médio em diâmetro (mm) de  $3,8 (\pm 0,41)$  e idade média (anos) de  $268 (\pm 88)$ . É comprovadamente apta para investigações dendrocronológicas por apresentar anéis distintos, longevidade, e poucas anomalias na formação dos anéis de crescimento, como anéis falsos e anéis descontínuos (Schöngart *et al.*, 2005).

Diante do que foi exposto, considerando os intrincados processos ecológicos das áreas alagáveis da Amazônia e a sua relação com o pulso de inundação monomodal, o presente estudo buscou a conexão entre a alteração do pulso de inundação pela hidrelétrica e a morte

de populações de árvores a jusante da barragem nas cotas topográficas baixas da floresta de igapó. Trata-se de um distúrbio ambiental desconhecido que se manifesta a grandes distâncias da barragem após uma janela temporal longa. Utilizamos como principal ferramenta investigativa a dendrocronologia que foi aplicada de forma inédita em florestas tropicais. Ainda, os resultados obtidos com a dendrocronologia foram comparados com uma segunda metodologia totalmente independente, a datação por carbono radioativo ( $^{14}\text{C}$ ).

## 2. HIPÓTESES E OBJETIVOS

A partir da observação da presença de árvores mortas de *Macrolobium acaciifolium* ao longo do Rio Uatumã, chegamos à pergunta deste trabalho:

- O que provocou a morte das vastas populações de árvores dessa espécie nas cotas topográficas baixas da floresta de igapó do Rio Uatumã?

Para responder essa pergunta temos como hipótese principal:

- A alteração do regime hidrológico causou as mortes de vastas populações de árvores de *Macrolobium acaciifolium* nas cotas topográficas baixas da floresta de igapó do Rio Uatumã.

Diante disso, elaboramos três hipóteses e previsões a serem testadas com o procedimento científico proposto neste trabalho (fig. 2).



Figura 2 - Hipóteses e previsões

Assim, temos como objetivo principal:

- Datar a morte das árvores da espécie *Macrolobium acaciifolium* utilizando dendrocronologia e carbono radioativo (<sup>14</sup>C) e relacionar o ano da morte com episódios de alteração do regime hidrológico no Rio Uatumã, a jusante da barragem da hidrelétrica de Balbina.

Objetivos específicos

1. Construir uma cronologia exatamente datada (referência) com árvores vivas de *Macrolobium acaciifolium* nas áreas alagáveis do Rio Uatumã;
2. Relacionar as séries temporais de anéis de crescimento de cada indivíduo morto de *Macrolobium acaciifolium* com a cronologia referência para datar o ano de sua morte;
3. Validar os resultados obtidos com a datação dos indivíduos mortos de *Macrolobium acaciifolium* por dendrocronologia através da datação com carbono radioativo (<sup>14</sup>C);
4. Relacionar a morte dos indivíduos de *Macrolobium acaciifolium* com alterações do regime hidrológico no Rio Uatumã;
5. Analisar as variações nas taxas de incremento radial que antecederam a morte de cada indivíduo.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Área de estudo

Com origem no escudo pré-cambriano das Guianas (IDESAM, 2009), o Rio Uatumã é um dos afluentes do Rio Amazonas pela margem esquerda. Este rio possui perfil de baixa declividade na maior parte da sua extensão, exceto nas zonas de corredeiras e cachoeiras, das quais Morena e Balbina eram as mais importantes, sendo esta última o local de instalação da Hidrelétrica Balbina (Santos & Jegu, 1996). As planícies inundáveis do Rio Uatumã são cobertas por florestas de igapó (Targhetta, 2012). O clima é equatorial pluvial, com chuvas predominantes no período de novembro a abril (precipitação média em torno de 2.026 mm) (RADAMBRASIL, 1978).

A região sofre influência da Usina Hidrelétrica de Balbina, que foi construída no período de 1983 a 1987 e represou parte do Rio Uatumã, originando em 1987 um reservatório com área de 2.360 km<sup>2</sup> e afogando grandes áreas de floresta (Fearnside, 1990). Dados obtidos pelo Instituto Nacional de Pesquisa Espacial (INPE), através de imagens de satélite, mostram que quando o nível da água se encontra ao vertedouro (51 m), a área alagada total pode alcançar 4.438 km<sup>2</sup> (FUNCATE/INPE/ANEEL, 2000). Ao longo de toda a represa é possível ver populações de árvores mortas que são conhecidas como “paliteiros”. A jusante da hidrelétrica verifica-se que o padrão de inundação do Rio Uatumã foi alterado com a instalação da UHE (fig. 3). Nas cotas topográficas baixas ao longo do rio, é possível observar vastas populações de árvores mortas, com “paliteiros” semelhantes com os encontrados na área da represa (fig. 4).

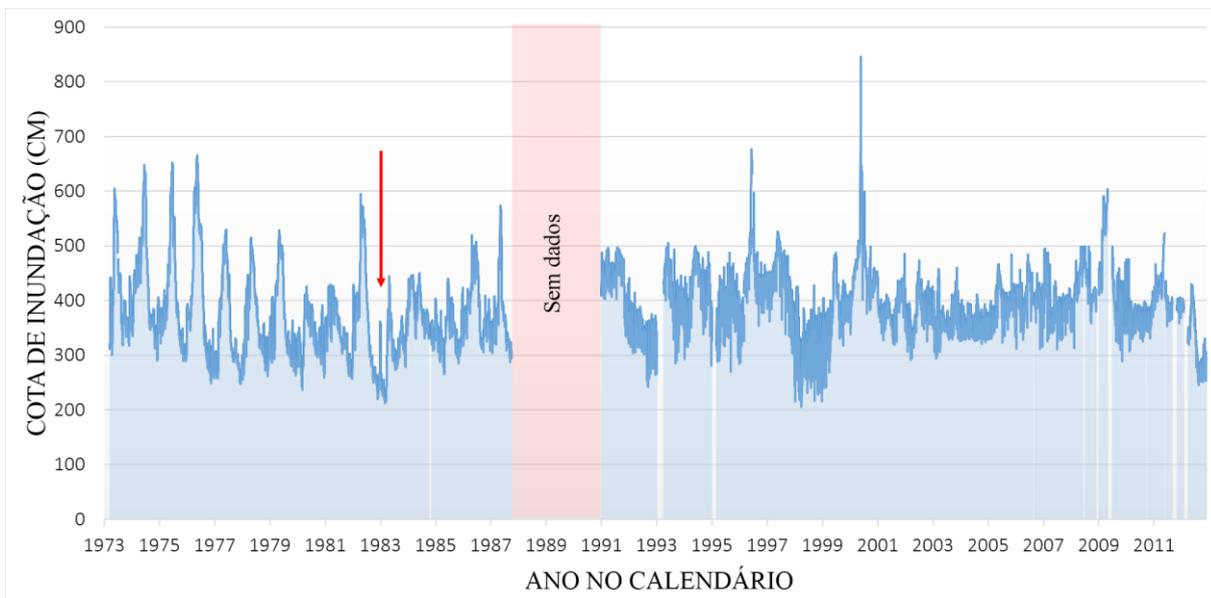


Figura 3 – Variações do nível da água (cm) do Rio Uatumã no período de 1973 a 2012 e a alteração do regime de inundação ocasionado após o início da implementação (seta vermelha) e início das operações da UHE de Balbina (1989). Não há dados para o período da faixa em vermelho (1988 a 1991) (Fonte: ANA – Agência Nacional de Águas).



Figura 4 - "Paliteiros" localizados na represa de Balbina (1) e a jusante da UHE (2).

No Rio Uatumã, nas cotas baixas do igapó, ao longo de todo o rio são encontrados indivíduos mortos de diversas espécies (fig. 5) em um evidente limite entre floresta viva e floresta morta (fig. 6).



Figura 5 – Indivíduos mortos de diversas espécies nas cotas topográficas baixas do igapó do Rio Uatumã.



Figura 6 – Pequena diferença topográfica determina o limite entre floresta viva e floresta morta.

A área de estudo cobriu 100 km de extensão ao longo do Rio Uatumã, a jusante da UHE de Balbina (fig. 7), englobando parte da área da Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã (RDS Uatumã). Para tanto, nos foram concedidas licenças pelo Centro Estadual de Unidades de Conservação do Amazonas (CEUC) (processo n.º 1248/2012).



Figura 7 – Área de estudo no Rio Uatumã cobrindo 100 km a jusante da UHE Balbina. Os pontos amarelos representam cada indivíduo morto de *Macrolobium acaciifolium* coletado e o seu número de identificação.

### 3.2 Delineamento amostral

Para verificar as mudanças no regime hidrológico do Rio Uatumã que poderiam afetar as florestas alagáveis onde são encontradas as árvores mortas de *M. acaciifolium*, dados de cotas diárias de 1973 a 2012 referentes aos níveis de água foram obtidos através da ANA/CPRM (Agência Nacional de Águas / Serviço Geológico do Brasil), levando em conta os registros na estação de Cachoeira da Morena, a jusante da barragem, localizada nas coordenadas 01 ° 82' 68" S e 59 ° 27'41" O. Com esses dados geramos hidrográficos com o nível médio, desvio padrão, mínimas e máximas para o período anterior e posterior a implementação da UHE. A variação diária no nível de inundação do rio e a duração da fase terrestre na cota de inundação média em que as árvores mortas se encontravam foram comparadas para os dois períodos a partir da mesma série de dados.

Ao longo dos 100 km da área de estudo, foram coletados indivíduos mortos da espécie *Macrobium acaciifolium* nos quais foi possível verificar a presença de casca, o que indica a conservação do último anel de crescimento e possibilita a datação do ano da morte do indivíduo. Para descrever cada amostra, os indivíduos foram caracterizados quanto ao diâmetro à altura do peito (DAP), altura do tronco e georreferenciados com GPS (Garmin - GPSmap 60CSx). Na etapa seguinte, com o uso de motosserra foi coletada uma secção transversal do tronco. Os discos foram marcados com tinta spray e transportados para análise (fig. 8), no Laboratório de Dendroecologia da cooperação entre o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e o Instituto Max Planck de Química (MPIC), em Manaus (Projeto INPA/Max-Planck). A estimativa da cota de inundação em que cada indivíduo se encontrava foi realizada pela distância vertical da base do tronco com relação à linha da água (a cota de inundação do dia), que foi obtida em medições na estação da Cachoeira da Morena da ANA (Agência Nacional de Águas). Como se trata de uma espécie das cotas topográficas baixas das florestas de igapó, as coletas tiveram uma curta janela de tempo para serem realizadas com segurança, o que correspondeu ao período dos níveis mínimos da seca na Amazônia Central. As coletas foram realizadas em dezembro de 2012 e em janeiro de 2013.

A cronologia datada (referência) utilizada para encontrar o ano da morte dos indivíduos teve como base os dados coletados para a cronologia construída por Batista (2011), na qual foram utilizados indivíduos da mesma espécie na mesma área de estudo. Com o objetivo de construir uma cronologia mais robusta e que se estendesse até períodos atuais, foi coletado um par de amostras de 30 indivíduos vivos, resultando em um total de 50 amostras que somaram-se as amostras coletadas por Batista (2011) para a construção de uma nova

cronologia (referência). A coleta foi feita através do uso de brocas dendrocronológicas de 5 mm de diâmetro na altura do peito, cobrindo diversas classes diamétricas localizadas em diversas cotas topográficas ao longo dos 100 km da área de estudo. Cada amostra foi colada em suporte de madeira para proteção física e posterior preparação da amostra. Essas coletas foram realizadas em dezembro de 2013.

Com o objetivo de encontrar a exata datação, a cronologia (curva de referência) construída foi comparada com a série temporal de dados da duração da fase terrestre no Rio Negro na cota de 23,6 metros, utilizando os dados coletados diariamente de 1903 a 2011 pela Agência Nacional de Águas - ANA, no Porto de Manaus.



Figura 8 – Coleta de amostras de árvores mortas e vivas ao longo do Rio Uatumã.

### 3.3 Análise dendrocronológica

Os discos de madeira referentes aos indivíduos mortos e as amostras de madeira de indivíduos vivos foram lixados progressivamente com variados graus de granulometria (120 a 600). Isso possibilita a melhor visualização da estrutura dos anéis de crescimento (lenho inicial e lenho tardio) e suas limitações por faixas de parênquima marginal e variações intra- anuais na densidade da madeira (fig. 9). Após as amostras serem lixadas, os anéis foram marcados com o auxílio de lupa (Leica MZ 8) acoplada a uma tela de 32 polegadas capaz de gerar imagens de alta definição.

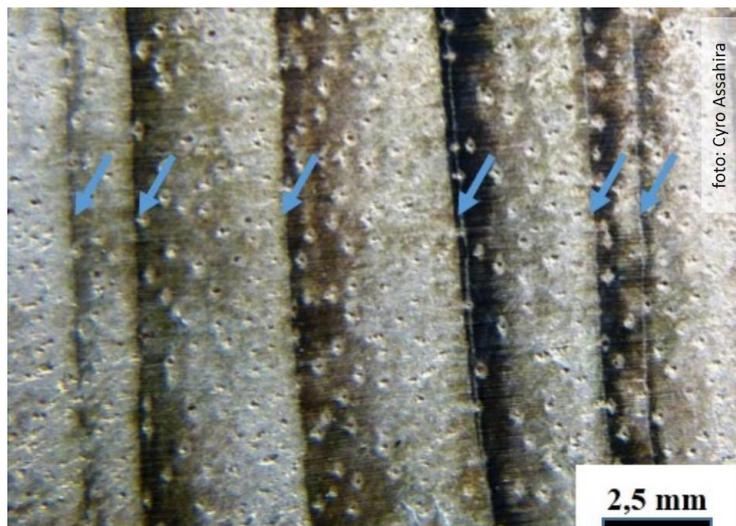


Figura 9 - Estrutura anatômica da madeira de *M. acaciifolium*. As setas indicam o parênquima marginal limitando cada anel de crescimento, que pode apresentar também variações intra-anuais da densidade da madeira.

Na etapa seguinte, com o uso de aparelho digital de medição com precisão de 0,01 mm (LINTAB), acoplado a um computador e o software para análises temporais TSAP-Win (*Time Series Analyses and Presentation – Version 4.64*), foram geradas as séries temporais com as taxas de incremento radial para cada indivíduo.

Para a datação das árvores mortas e a construção da cronologia média com os indivíduos vivos, foi utilizada a técnica de interdatação (*cross-dating*), que compreende a comparação e sobreposição de séries temporais entre trechos coincidentes (Pilcher, 1990; Worbes, 1989; Schöngart *et al.*, 2004, 2005). Isso se dá visualmente e estatisticamente, o que permite construir uma série da largura dos anéis entre os indivíduos comparados (Worbes, 1995). A confiabilidade na interdatação relaciona-se com o número de árvores amostradas e como as séries vão se sobrepor (Fritts, 1976).

O software TSAP-Win foi utilizado para o cálculo do GLK (alemão: Gleichläufigkeit; percentual de coincidência nas oscilações entre duas curvas), valor T de Student e indexação das curvas individuais (Schöngart *et al.*, 2004). A indexação visa à remoção de variações de longo termo que afetam a série cronológica e foi calculada como o resíduo da subtração do valor bruto da largura do anel pela média móvel de 5 anos (Worbes, 2004).

O valor T de Student expressa o grau de afinidade entre duas séries temporais enquanto é incorporado o número de observações e foi calculado de acordo com algoritmo desenvolvido por Baillie e Pilcher (1973):

$$\text{Student's } t = r \cdot \frac{\sqrt{n-2}}{\sqrt{1-r^2}}$$

( $n$  = número de casos;  $r$  = coeficiente de correlação)

Em adição ao valor T de Student, o GLK é utilizado na dendrocronologia para investigar o sucesso da interdatação. O valor GLK indica a proporção de coincidência entre duas curvas ano a ano no período de observação, e é gerada através das seguintes equações (Eckstein & Bauch, 1969):

$$\Delta_i = (x_{i+1} - x_i) \quad \text{quando} \quad \begin{array}{l} \Delta_i > 0 : Glk_{ix} = +\frac{1}{2} \\ \Delta_i = 0 : Glk_{ix} = 0 \\ \Delta_i < 0 : Glk_{ix} = -\frac{1}{2} \end{array}$$

$$\text{para duas curvas x e y} \quad Glk_{(x,y)} = \frac{100}{n-1} \sum_{i=1}^{n-1} |Glk_{ix} + Glk_{iy}|$$

(n = número de valores; x, y = séries e  $\Delta_i$  = diferença na largura dos anéis entre dois anos consecutivos)

Para a datação do ano da morte de cada árvore, a curva de cada indivíduo morto foi interdatada com a cronologia média (referência), que foi construída com as curvas dos indivíduos vivos, sendo considerados no mínimo 3 réplicas para cada trecho da cronologia e cálculo da curva média.

Para avaliar e buscar padrões no processo que antecedeu a morte de cada indivíduo coletado, foram analisadas as séries temporais com dados brutos levando em consideração os 10 anos anteriores a data da morte. Foi calculada a taxa de incremento relativo para cada ano com relação a média obtida para toda a série temporal, sendo considerados como taxas de incremento reduzido valores abaixo de 50%, taxas de incremento elevado para valores acima de 100% e taxas de crescimento regular para valores entre 50% e 100%. As taxas foram calculadas através da fórmula:

$$\%Ti = (T / M) \times 100$$

(%Ti = percentual da taxa de incremento relativo do ano *i* com relação a média de toda amostra; T = taxa de incremento do ano analisado; M = média da taxa de incremento de toda a amostra)

Essa fórmula é baseada no que foi proposto por Nowacki & Abrams (1997), que leva em conta a mudança relativa do ano em análise com relação à média móvel no período dos 10 anos anteriores e posteriores ao ano em análise, o que se dá pela seguinte fórmula:

$$\%GCi = [(M2-M1) / M1] \times 100$$

(%GCi = percentual de mudança para o ano *i*; M1 = média dos 10 anos precedentes (incluso ano *i*) e M2 = média dos 10 anos subsequentes)

### 3.4 Datação por carbono radioativo (<sup>14</sup>C)

O dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) presente na atmosfera contém, além do <sup>12</sup>C (~99%), uma pequena quantidade de isótopos <sup>13</sup>C (estável) e <sup>14</sup>C (radioativo). Com meia vida de 5730 anos, o <sup>14</sup>C ocorre na atmosfera principalmente como <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> e é normalmente produzido por reações nucleares entre raios cósmicos de nêutrons e átomos de nitrogênio do ar (Libby, 1952). Episódios recentes de variação de <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> na atmosfera têm se referido às atividades antrópicas, como o início do período industrial com o uso de combustíveis fósseis e os testes nucleares durante a Guerra Fria (Suess, 1955; Keeling, 1979).

A datação através do carbono radioativo (<sup>14</sup>C) para os anos de 1950 ao presente é baseada nas variações das concentrações de <sup>14</sup>C provenientes de testes nucleares ocorridos por volta de 1960 e o seu decaimento em razão do fim dos testes e a incorporação desse carbono pelos oceanos e biosfera (Nydal & Lövseth, 1983). A mudança brusca e o decaimento nas taxas de <sup>14</sup>C/C é denominado como “Efeito de Suess” (Suess, 1955) e pôde ser observado no período relacionado aos testes atômicos (fig. 10). Dessa forma, temos dois valores referentes à variação do <sup>14</sup>C, um referente ao período anterior e outro posterior ao Efeito de Suess (Stuiver & Becker, 1986).

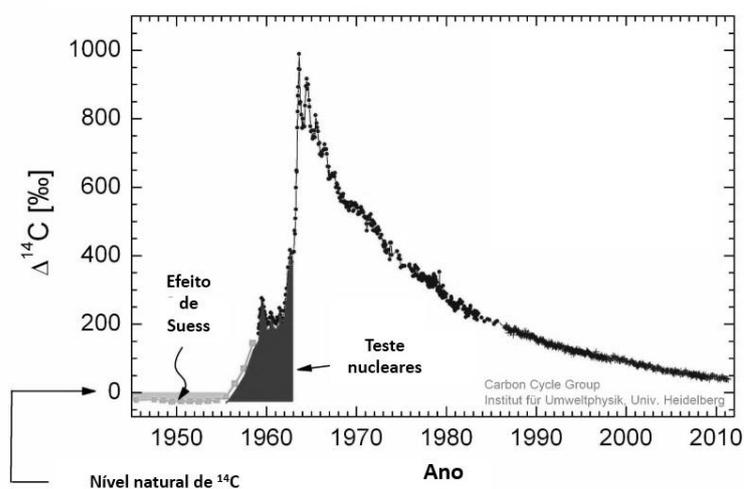


Figura 10 – Concentração de <sup>14</sup>C na atmosfera e o Efeito de Suess ao longo dos últimos 50 anos; dados anteriores a 1959 foram obtidos a partir de anéis de crescimento (em cinza); dados subsequentes (em preto) foram obtidos nas estações de Vermunt (Áustria) e Jungfraujoeh (Suíça) (Levin *et al.*, 2010).

Nas espécies vegetais, a celulose está presente na parede celular do tecido xilemático (Taiz & Zeiger, 1998) e faz parte da composição dos anéis de crescimento (Fritts *et al.*, 1991). A celulose é um polissacarídeo estável, e o carbono e o oxigênio que fazem parte do anel principal de sua estrutura molecular não fazem trocas com a maioria dos elementos da composição química do vegetal e nem realizam translocações pela própria planta (Barbour *et al.*, 2004). Por causa da sua estabilidade, os isótopos da celulose mantêm o registro de sinais fisiológicos e ambientais, sendo assim utilizados como elementos para a análise de  $^{14}\text{C}$  (Gaudinski *et al.*, 2005).

A quantidade de  $^{14}\text{C}$  em um material específico pode ser influenciada por variáveis locais e referentes ao próprio material. Assim é necessário construir uma curva de concentração do rádio carbono versus o ano no calendário para cada material, processo no qual a dendrocronologia tem sido utilizada como forma de calibrar as datações da madeira através do  $^{14}\text{C}$  (Bowman, 1990).

Pazdur *et al.* (2007), estudando anéis de crescimento de carvalhos e pinheiros coletados na Europa (Polônia), Ásia (Japão) e América do Sul (Peru) fizeram uma reconstrução dos últimos 400 anos, com resolução de 1 ano, das concentrações de  $^{13}\text{C}$  e  $^{14}\text{C}$ , podendo verificar efeitos de Suess nos seus resultados.

Nas florestas alagáveis da Amazônia, a datação dos anéis de crescimento por  $^{14}\text{C}$  tem sido utilizada com o fim de discutir a sua natureza anual e as idades das árvores (Worbes & Junk, 1999; Dezzeo *et al.*, 2003).

No presente estudo em cooperação com a Dra. Susan E. Trumbore do Instituto Max Planck de Biogeoquímica (Jena, Alemanha), foi realizada no Instituto Max Planck de Biogeoquímica de Jena, Alemanha, a datação através do carbono radioativo ( $^{14}\text{C}$ ) como metodologia adicional para encontrar o ano da morte dos indivíduos coletados. Assim, após a análise dendrocronológica, o último anel de cada amostra foi cuidadosamente isolado com o uso de estilete, acondicionado em recipientes hermeticamente fechados e o material exportado para análise na Alemanha, com licença de exportação (licença Cites-IBAMA, N.º 120029) (fig. 11). A celulose foi isolada através da metodologia Jayme-Wise (Green, 1963). As taxas de  $^{14}\text{C}$  e  $^{13}\text{C}$  encontradas na celulose das amostras foram obtidas através de espectrômetro de massa - AMS (Accelerator Mass Spectrometry). Para a calibração e o cálculo do intervalo provável da datação da amostra foi utilizado o software OxCal v4.2 e considerado a concentração de carbono radioativo no padrão moderno (período posterior a 1950).

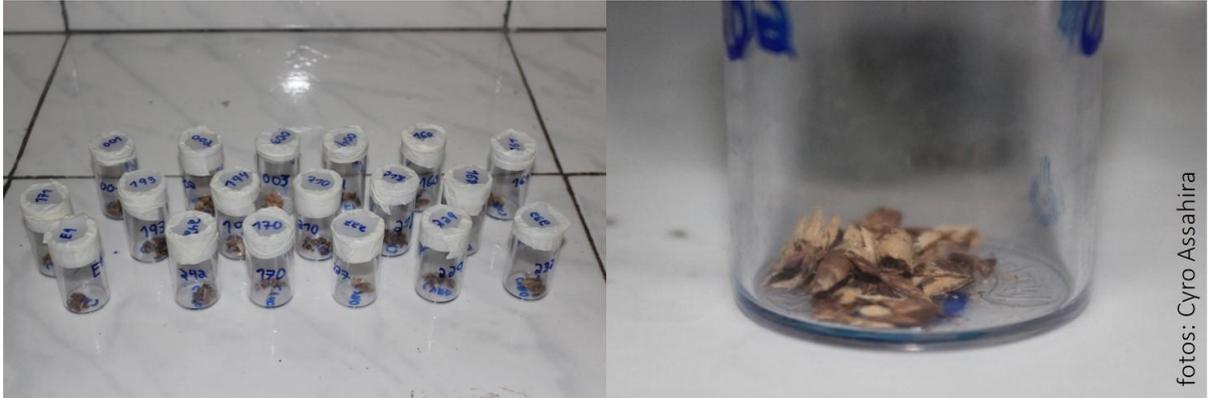


Figura 11 – Isolamento do último anel de crescimento para a datação por carbono radioativo ( $^{14}\text{C}$ ).

## 4. RESULTADOS

### 4.1 Alterações no pulso de inundação do Rio Uatumã com a instalação da barragem da UHE de Balbina

Ao analisar as séries temporais de inundação do Rio Uatumã verificamos alterações no regime hidrológico após a implementação da UHE de Balbina. O pulso de inundação monomodal ainda persiste (fig. 12), porém com diminuição de 94,5 cm na amplitude média. Observam-se alterações no nível médio que aumentou 22,4 cm (fig. 13) e na variação diária média que aumentou 10,0 cm (fig.14). Foram observadas mudanças significativas nos parâmetros analisados (tab. 1).

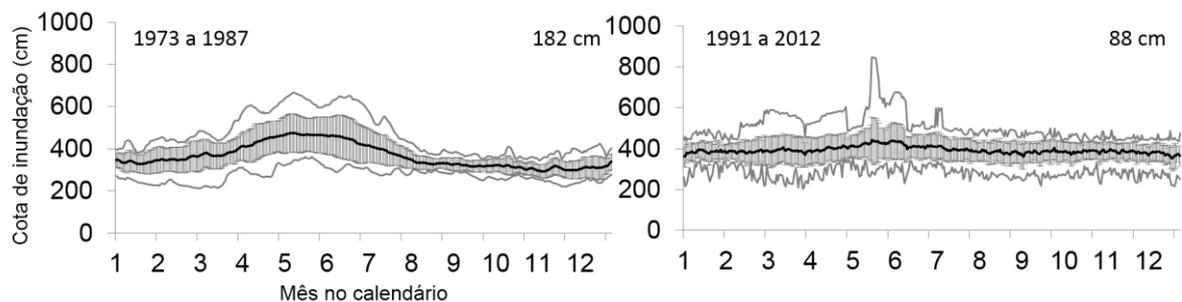


Figura 12 – Pulso de inundação no Rio Uatumã no período anterior a implementação da UHE de Balbina (1973 a 1987) ( $n=15$ ) e no período posterior (1991 a 2012) ( $n=22$ ). A amplitude média é indicada no canto superior direito. Os hidrográficos indicam a cota de inundação média, desvio padrão, mínimas e máximas. (Fonte: ANA – Agência Nacional de Águas).

Tabela 1 - Parâmetros hidrológicos do Rio Uatumã evidenciando as mudanças hidrológicas entre o período após a construção da UHE de Balbina (1991 a 2012) e no período anterior (1973 a 1987). O teste de Wilcoxon indicou mudanças significativas nos parâmetros comparados.

Parâmetro	1973 a 1987	1991 a 2012	Diferença entre os períodos	Teste de Wilcoxon
Tamanho da amostra	<i>n</i> = 15	<i>n</i> = 22		
Amplitude do pulso de inundação (cm)	182	88	94	
Nível médio (cm)	366,16 (±56,00)	392,16 (±16,30)	26,4	<i>p</i> <0,0001
Nível mínimo (cm)	212	206	6	
Nível máximo (cm)	665	846	181	
Tamanho da amostra	<i>n</i> = 5281	<i>n</i> = 7592		
Variação diária média (cm)	5,0 (±4,8)	15,0 (±17,0)	10	<i>p</i> <0,0001
Variação diária máxima (cm)	60	153	93	
Variação diária mínima (cm)	0	0		
Duração média da fase terrestre na cota de 320 cm (dias)	94,3 (±62,5)	17,6 (±38,0)		

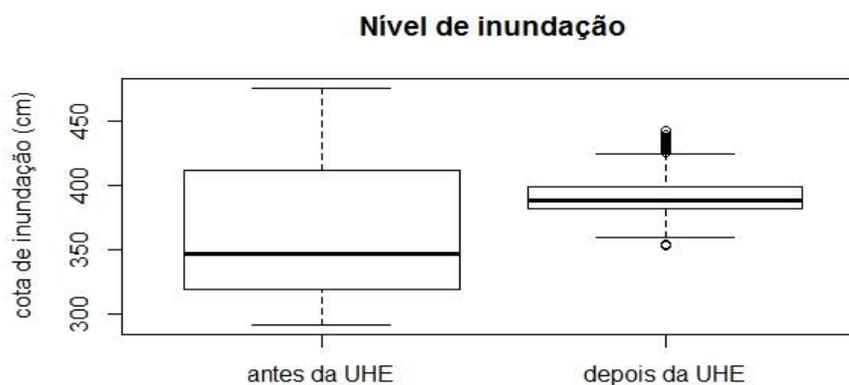


Figura 13 – Nível de inundação (cm) no Rio Uatumã no período anterior a implementação da UHE de Balbina (1973 a 1987) e no período posterior (1991 a 2012) (Fonte: ANA – Agência Nacional de Águas).

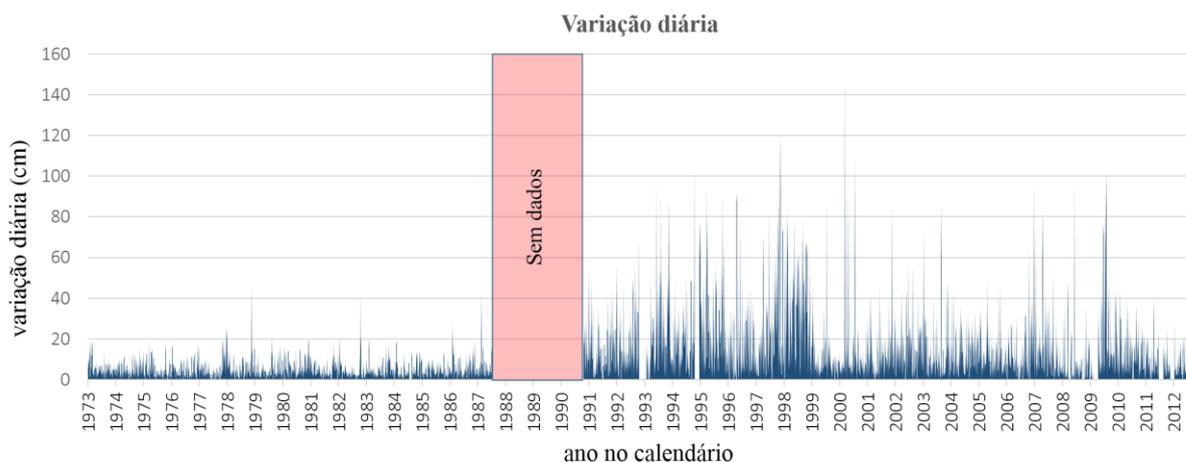


Figura 14 – Variação diária (cm) no Rio Uatumã no período de 1973 a 2012. A faixa em vermelho vai do período de 1988 a 1990 e compreende o período final da instalação e início da operação da UHE; não há dados para esse período (Fonte: ANA– Agência Nacional de Águas).

Analisando a duração da fase terrestre nas cotas topográficas baixas da floresta de igapó, encontramos mudanças entre o período anterior e posterior a construção da UHE (tab. 1), sendo possível observar a completa supressão da fase terrestre em anos seguidos (fig.15).



Figura 15 - Duração da fase terrestre na cota média de ocorrência das árvores mortas de *Macrolobium acaciifolium* (320 cm) no Rio Uatumã, sendo possível observar anos consecutivos com a ausência da fase terrestre. A faixa em vermelho vai do período de 1988 a 1990 e compreende o período final da instalação e início da operação da UHE; não há dados para esse período.

## 4.2 Dendrocronologia e datação por carbono radioativo ( $^{14}\text{C}$ )

A cronologia (referência) de árvores vivas foi construída com 37 indivíduos que apresentaram a média de  $65,38 \pm 57,20$  anéis (mín. 10 – máx. 256) e DAP médio de  $86,58 \pm$

27,11 cm (mín. 34,0 – máx. 135,7), cobrindo o período no calendário de 1638 a 2012 (fig. 16). Quando comparada com as curvas de duração da fase terrestre no Rio Negro, onde dados foram coletados diariamente através de instrumentos de medição do Porto de Manaus, a cronologia se correlacionou significativamente, sendo assim referenciada no tempo (fig. 17).

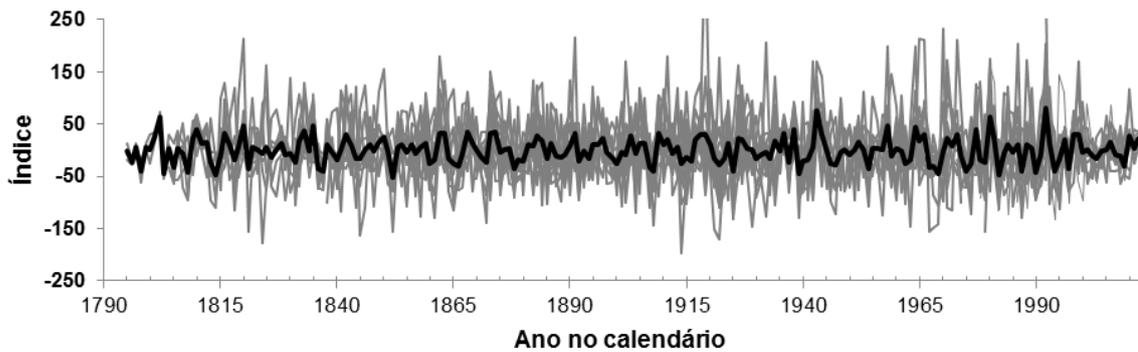


Figura 16 – Cronologia (referência) de 1793 a 2012. As curvas em cinza representam as séries temporais de cada indivíduo utilizado na cronologia ( $n=37$ ) e a linha preta a cronologia média.

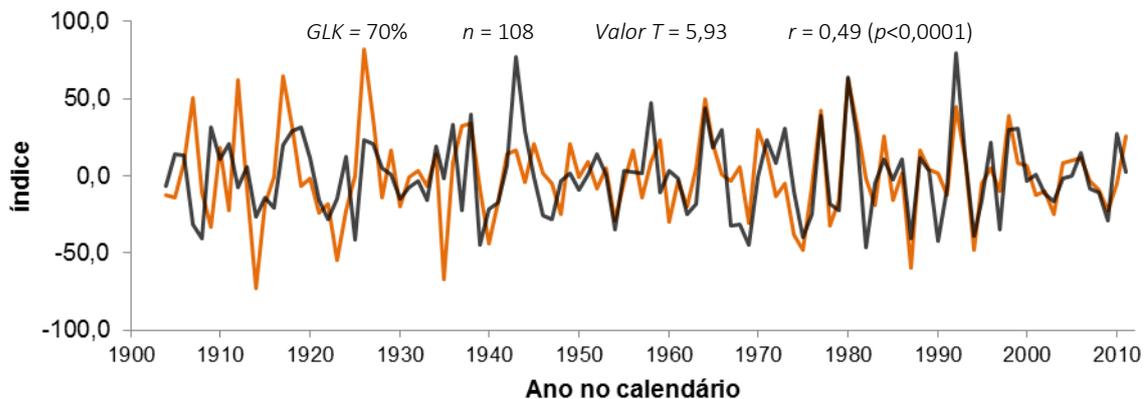


Figura 17 – Correlação significativa entre a cronologia construída e a duração da fase terrestre de 1903 a 2011 no Rio Negro em Manaus. Dados foram obtidos do Porto de Manaus considerando a cota de inundação de 23,6 metros. A linha preta representa a cronologia média e as curvas em laranja representam a fase terrestre.

Foram coletados 17 indivíduos arbóreos mortos localizados de 34,6 km a 105,5 km da barragem, todos em cotas topográficas baixas, próximos à linha da água, no pico da estação seca. Apresentando média de  $123,35 \pm 57,64$  anéis (mín.: 26 – máx.: 216), DAP médio de  $71,56 \pm 29,83$  cm (mín.: 35,1- máx.: 127,7) e taxa de incremento radial (TIR) médio de  $1,9 \pm 1,1$  cm (tab. 3). Todos os indivíduos mortos foram datados significativamente ( $p < 0,05$ ) com a cronologia referência (fig. 18).

Tabela 2 – Coleta de indivíduos mortos de *Macrolobium acaciifolium*. Estão indicados n.º de anéis contados, DAP (diâmetro na altura do peito), TIR (taxa de incremento radial) e distância da barragem. \*Amostras sem a presença de medula.

Amostra	n.º anéis contados	DAP (cm)	TIR (mm)	Distância da barragem (km)
132	103	97,6	3,56	105,5
139	77	57,5	3,02	101,4
147	26*	76,0	4,06	97,9
152	190	76,6	1,28	85,7
160	182*	78,0	1,58	78,5
161	90	67,0	0,90	78,1
168	216	57,6	0,85	68,7
170	64*	69,0	0,86	69,5
171	104	35,1	1,60	70,4
193	149	72,0	0,78	65,9
194	83	45,8	0,78	63,4
210	175*	114,0	2,00	65,1
218	202*	1,10	0,87	53,6
227	122	70,0	3,17	45,3
229	175	105,0	2,35	37,8
232	65	127,7	0,81	35,8
242	74	66,5	3,13	34,6

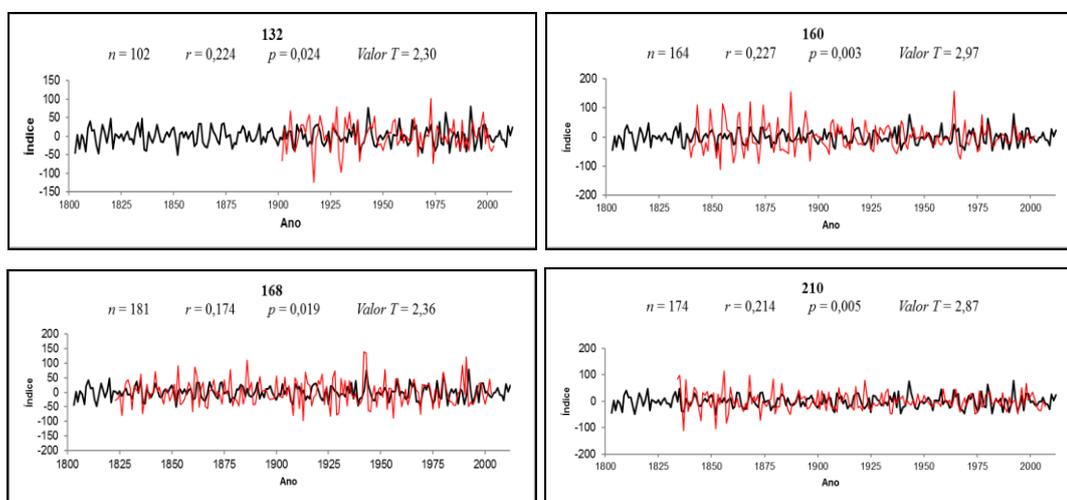


Figura 18 – Séries temporais de árvores mortas (linha em vermelho) interdatadas com a cronologia referência (curvas em preto).

A análise das séries temporais com dados brutos nos 10 anos antecedentes ao ano da morte (fig. 19) e o cálculo das taxas de incremento relativo, revelaram em 53% dos indivíduos, anos consecutivos de taxas reduzidas no crescimento radial relativo anteriormente à data da morte, apresentando média de 4 ( $\pm 1$ ) anos (máx. = 6 anos; mín. = 3 anos). Levando em conta os anos finais de cada série, foi possível identificar 3 categorias principais:

- A) Anos consecutivos com taxas de incremento radial relativo reduzido ( $n = 09$ ; 53%);
- B) Taxa de incremento radial relativo reduzida no ano da morte, com período precedente regular ou de elevado crescimento ( $n= 05$ ; 29%);
- C) Taxa de incremento radial regular no ano da morte ( $n= 03$ ; 18%).

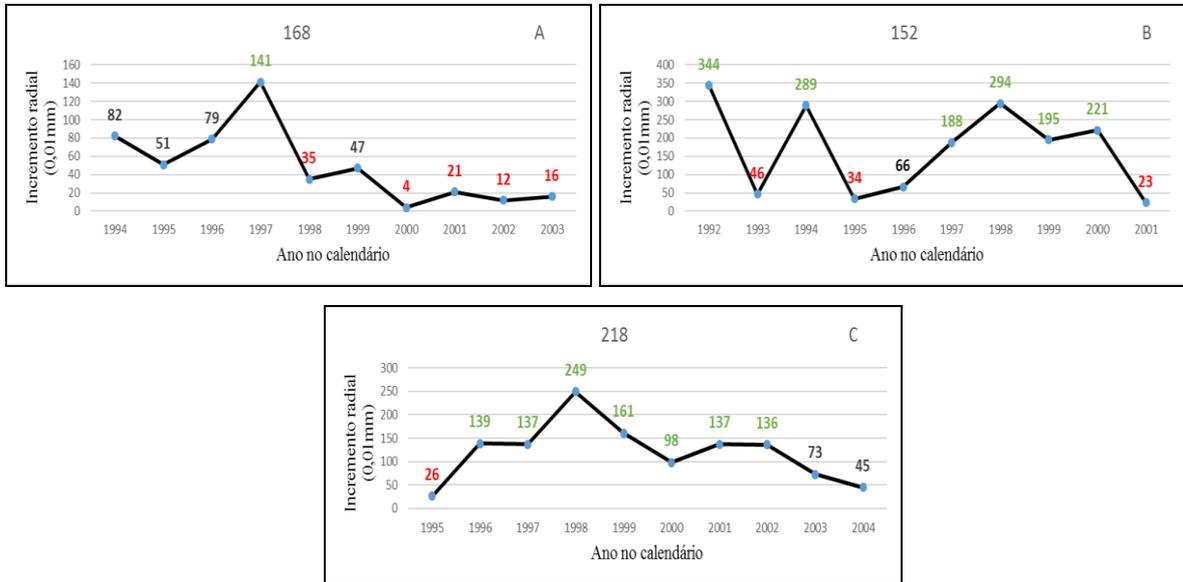


Figura 19 - Séries temporais com dados brutos de incremento radial no período dos 10 anos anteriores ao ano da morte. Em vermelho encontram-se os valores de taxas de incremento reduzidas em relação à média de toda a amostra; em preto encontram-se os valores de incremento relativo regular e em verde os incremento relativos elevados. No canto superior direito de cada gráfico encontra-se a classificação proposta de acordo com o padrão final: A) Anos seguidos com taxas de incremento radial relativo reduzido; B) Taxa de incremento radial relativo reduzida no ano da morte, com período regular ou de elevado crescimento precedente; C) Taxa de incremento radial regular no ano da morte.

Apenas um indivíduo não foi datado através de  $^{14}\text{C}$ , em razão da insuficiente quantidade de celulose presente no último anel, devido a forte decomposição da madeira (tab. 4). A datação pela dendrocronologia coincidiu com 87,5% dos resultados obtidos com  $^{14}\text{C}$ , sendo que nos resultados que não coincidiram, o desvio foi de apenas 1 ano (tab. 5).

Tabela 3 – Datação das amostras através de carbono radioativo ( $^{14}\text{C}$ ) com as proporções de celulose,  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\Delta^{14}\text{C}$  presentes em cada amostra. \*Amostra não datada por  $^{14}\text{C}$  devido à baixa quantidade de celulose presente no último anel.

Amostra	Celulose (% do peso total)	C na celulose (%)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	±	Fraction Modern	±	$\Delta^{14}\text{C}$ (‰)	±	Período $^{14}\text{C}$	Datação (erro ± 1-2 anos)
132	46	42	-26,7	0,15	1,0754	0,0024	67,1	2,4	> Moderno	1958 ou 2003-2006
139	44	41	-25,1	0,15	1,0692	0,0024	60,9	2,4	> Moderno	1957-8 ou 2004-2007
147	48	42	-24,6	0,15	1,0645	0,0024	56,2	2,4	> Moderno	1957-8 ou 2005-2010
152	44	42	-26,7	0,15	1,0869	0,0024	78,6	2,4	> Moderno	1958 ou 2001-2003
160	24	48	-25,2	0,15	0,9805	0,0021	-27,1	2,1	*	*
161	44	42	-26,5	0,15	1,0595	0,0027	51,4	2,7	> Moderno	1957 ou 2007-2011
168	42	42	-25,3	0,15	1,0817	0,0027	73,4	2,7	> Moderno	1958 ou 2002-2004
170	28	44	-26,3	0,15	1,0803	0,0024	71,9	2,4	> Moderno	1958 ou 2003-2005
171	37	45	-26,9	0,15	1,0844	0,0024	76,0	2,4	> Moderno	1958 ou 2001-2004
193	28	39	-27,1	0,15	1,0689	0,0025	60,7	2,5	> Moderno	1958 ou 2004-2008
194	49	42	-26,5	0,15	1,0712	0,0025	62,9	2,5	> Moderno	1957-8 ou 2004-2007
210	43	40	-27,6	0,15	1,0693	0,0026	61,1	2,6	> Moderno	1957-8 ou 2004-2007
218	36	40	-24,9	0,15	1,0665	0,0025	58,3	2,5	> Moderno	1957-8 ou 2004-2008
227	25	43	-26,2	0,15	1,0687	0,0024	60,4	2,4	> Moderno	1957-8 ou 2004-2007
229	42	44	-25,5	0,15	1,1201	0,0025	111,5	2,5	> Moderno	1957-9 ou 1994-1997
232	45	45	-25,9	0,15	1,0841	0,0025	75,7	2,5	> Moderno	1958 ou 2001-2004
242	35	46	-25,4	0,15	1,0694	0,0024	61,1	2,4	> Moderno	1957-8 ou 2004-2007

Tabela 4 – Datação das amostras através da dendrocronologia (interdatação) em que todos resultados foram significativamente datados com a curva referência. Em azul estão os resultados da interdatação que coincidiram com a datação por <sup>14</sup>C. \*Amostra não datada por <sup>14</sup>C devido à baixa quantidade de celulose presente no último anel.

Amostra	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>n</i>	Valor <i>T</i>	Datação com dendrocronologia (interdatação)	Datação por <sup>14</sup> C
132	0,224	0,024	102	2,30	2003	2003-2006
139	0,614	0,001	27	3,89	2008	2004-2007
147	0,397	0,049	25	2,08	2010	2005-2010
152	0,178	0,014	190	2,48	2001	2001-2003
160	0,227	0,003	164	2,97	2002	*
161	0,244	0,028	81	2,23	2007	2007-2011
168	0,174	0,019	181	2,36	2003	2002-2004
170	0,239	0,022	92	2,33	2006	2003-2005
171	0,278	0,009	87	2,67	2004	2001-2004
193	0,220	0,028	99	2,22	2005	2004-2008
194	0,337	0,004	71	2,98	2006	2004-2007
210	0,214	0,005	174	2,87	2007	2004-2007
218	0,184	0,035	131	2,13	2004	2004-2008
227	0,215	0,024	110	2,28	2004	2004-2007
229	0,196	0,031	122	2,18	1996	1994-1997
232	0,290	0,022	62	2,34	2002	2001-2004
242	0,304	0,014	64	2,52	2004	2004-2007

## 5. DISCUSSÃO

A ocorrência de anéis anuais em *Macaranga acaciifolium* já foi demonstrada em diversos trabalhos através de metodologias independentes (e.g. Worbes 1989; Schöngart *et al.*, 2002, 2005; Batista, 2011; Scabin *et al.*, 2012). A cronologia referência construída no presente estudo demonstrou-se significativamente correlacionada com a duração da fase terrestre do Rio Negro, onde os dados foram obtidos com medições diárias instrumentalizadas do Porto de Manaus, fato que evidencia a exata posição da cronologia com os anos do calendário. Semelhantemente, em estudo realizado com indivíduos coletados nas Reservas de Desenvolvimento Sustentável de Mamirauá e Amanã (RDSM e RDSA), Schöngart *et al.* (2005) construíram cronologias para cada uma dessas áreas e encontraram correlações significativas com a mesma série de dados.

A análise das séries temporais levando em conta os anos precedentes à data da morte revelou que grande parte dos indivíduos apresentou taxas de incremento relativo reduzidas por anos consecutivos, o que pode indicar um evento de contínuo estresse que se manifestou

ao longo de anos. Em estudo com a aplicação da dendrocronologia em países temperados, a diminuição das taxas de incremento radial por anos subsequentes já foi discutida como padrão precedente à morte do indivíduo arbóreo (Swaine *et al.*, 1987).

Eventos estressantes extremamente severos podem causar a morte em uma janela temporal pequena, o que pode ser indicado por taxas de incremento radial relativo reduzidas no ano da morte, com um período precedente regular ou de elevado crescimento. Taxas regulares no ano da morte podem indicar a morte em uma janela temporal ainda mais curta, sendo um período menor do que o necessário para ser registrado no anel de crescimento. Essa fragilidade pode estar relacionada com um episódio anterior de acentuado estresse. Em florestas temperadas, Suarez *et al.* (2004) demonstraram em estudo com períodos de acentuada seca, que esses eventos podem não causar a morte em um primeiro momento, contudo tornam os indivíduos inaptos a suportar um novo evento de estresse.

Estudos em florestas alagáveis tropicais já demonstraram a coincidência entre as datações obtidas com a dendrocronologia e o carbono radioativo ( $^{14}\text{C}$ ) (Dezzeo *et al.*, 2003). No presente estudo, a coincidência ocorreu na maioria dos casos e, quando esta não se fez presente, a diferença foi de apenas 1 ano. Esta pequena diferença pode ser atribuída ao alburno em avançado estágio de decomposição e aos anéis muito estreitos formados no período anterior à data da morte, dificultando muito as análises dendrocronológicas.

As espécies arbóreas das cotas baixas do igapó podem estar sujeitas a um período de inundação de até 290 dias por ano (Schlüter, 1989; Ferreira, 1997). No entanto, a série de inundação contínua imposta com a implementação da UHE de Balbina foi muito além desse período. Analisando o pulso de inundação na cota média de ocorrência das árvores mortas de *Macaranga acaciifolium* foi verificado que a implementação da UHE provocou uma expressiva mudança na duração anual da fase terrestre, que se tornou mais curta, tendo longos períodos nos quais ela foi totalmente suprimida. A datação do ano da morte das árvores demonstrou em todos os casos coincidência com os períodos de anos consecutivos em que a fase terrestre foi suprimida (fig. 20), validando a hipótese A (morte relacionada com longos períodos sem a fase terrestre).

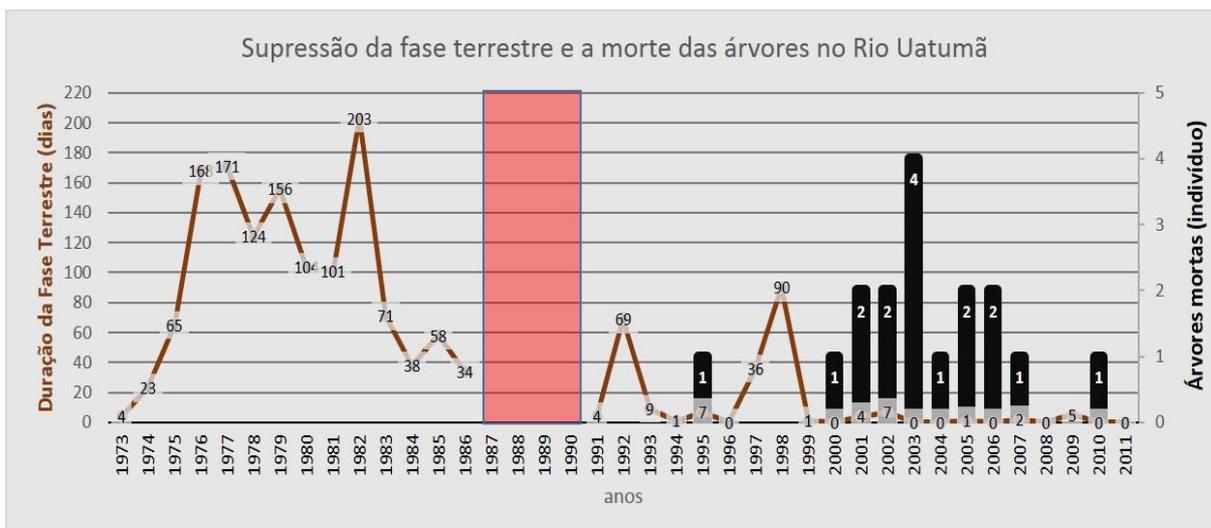


Figura 20 - Supressão da fase terrestre na cota média de 320 cm e a morte de árvores no Rio Uatumã, sendo possível observar a morte dos indivíduos coletados coincidindo com anos consecutivos de ausência da fase terrestre. A faixa em vermelho vai do período de 1988 a 1990 e compreende o período final da instalação e início da operação da UHE; não há dados para esse período.

As árvores morreram a grandes distâncias da barragem, com mortes datadas até duas décadas depois da implementação da UHE. Possivelmente outras populações mortas encontradas nas cotas baixas do igapó também morreram pela mesma causa, o que pode ter ocorrido com a espécie *Eschweilera tenuifolia* (O. Berg.) Miers. (Lecythidaceae) que constitui vastos bosques monodominantes de indivíduos mortos ao longo da área de estudo (fig. 21).



Figura 21 – Bosques monodominantes de indivíduos mortos de *Eschweilera tenuifolia* encontrados a jusante do Rio Uatumã.

Os pulsos repentinos de inundação encontram-se distribuídos por todo o período analisado, não havendo coincidência entre o início desses pulsos com o ano da morte das árvores, de forma que a hipótese B (morte relacionada com pulsos acentuados e repentinos) não pôde ser validada. As espécies das cotas baixas das florestas alagáveis são muito adaptadas a longos períodos de inundação (Schlüter, 1989; Ferreira, 1997) e possivelmente devido a essas adaptações, a situação de inundação repentina desencadeada pela barragem não causou a morte dos indivíduos coletados.

A hipótese C (morte das árvores atribuída à implementação da UHE e a primeira abertura das comportas em 1989) não pôde ser validada, porém, tampouco pode ser descartada, uma vez que foram encontrados muitos indivíduos arbóreos em avançado estágio de decomposição, fora de condições para a datação do ano da morte com os métodos propostos. Possivelmente, essas árvores mortas são indícios de um distúrbio ambiental em um período antecedente às datas encontradas nesse estudo.

Analisando a mudança no regime do Rio Uatumã no período anterior e posterior a instalação da UHE, foi verificado que o pulso de inundação monomodal ainda persiste, porém com uma amplitude média menor que no período precedente, assim as comunidades dos estratos mais altos da floresta de igapó seriam menos afetadas ou, dependendo da cota de inundação, não submetidas ao pulso de inundação, uma vez que a amplitude da inundação diminuiu, não sendo mais suficiente para provocar a fase aquática nessas cotas topográficas. Possivelmente a atenuação ou a ausência da fase aquática desencadeia, em um primeiro momento, condições favoráveis ao desenvolvimento das espécies vegetais desses estratos, uma vez que a fase aquática geralmente está relacionada com o período desfavorável ao crescimento das espécies arbóreas (Schöngart *et al.*, 2002; Parolin *et al.*, 2004b). A ausência do pulso de inundação também seria uma grande barreira para a dispersão e regeneração, uma vez que o período de frutificação e de dispersão das sementes de diversas espécies está sincronizado com o pulso de inundação (Schöngart *et al.*, 2002). Wittmann *et al.* (2006) descreveram os estratos topográficos mais altos das florestas de várzea como zonas de transição com a floresta de terra firme, onde frequentemente ocorre a migração de espécies entre esses dois ambientes. Com o tempo e a supressão do pulso de inundação nas cotas mais altas do igapó, a migração de espécies da terra firme contígua pode se intensificar; a proximidade com a esse ambiente e terra firme, a atenuação da fase aquática podem fazer com que as adaptações para a inundação não sejam mais úteis para a competição. Sob tais circunstâncias, a migração das espécies de terra firme para locais atualmente colonizados por florestas de igapó pode ser favorecida.

Ao mesmo tempo em que ocorreu a diminuição da amplitude do pulso de inundação, o aumento do nível médio no Rio Uatumã submeteu as comunidades dos estratos baixos do igapó a uma condição prolongada de alagamento. Essa situação, além do estresse fisiológico, possivelmente se constitui em uma barreira física para o estabelecimento de sementes, especialmente para as flutuantes, que utilizam a fase aquática para dispersão e necessitam da fase terrestre para o estabelecimento (Waldhoff *et al.*, 1996). Este é o caso da espécie

*Macrobium acaciifolium*, que possui sementes com tecido inflado com ar (Parolin *et al.*, 2010). Muitas das sementes das florestas alagáveis na Amazônia não germinam quando estão submersas, necessitando das condições ambientais da fase terrestre para seu estabelecimento (Parolin, 2001), condições que têm se tornado rara nas cotas baixas do igapó do Rio Uatumã. Essa situação também deve afetar a comunidade de plântulas, uma vez que estas são mais sensíveis ao alagamento do que as árvores adultas (Kozlowski, 1997).

Buscando o padrão de mudanças hidrológicas encontrados no Rio Uatumã em outras hidrelétricas nas áreas alagáveis da Amazônia, analisamos a UHE Tucuruí que foi construída no Rio Tocantins a partir de 1976 e entrou em operação em 1984, represando uma área de 2.875 km<sup>2</sup> (Eletronorte, 2014). Analisando o regime hidrológico do Rio Tocantins (fig. 22) após a implementação da Usina Hidrelétrica de Tucuruí, a jusante da barragem foram verificadas mudanças hidrológicas parecidas com as ocorridas no Rio Uatumã. Observa-se o pulso de inundação monomodal com a diminuição de 145 cm em sua amplitude e o aumento de 39 cm no nível médio do rio. Analisando as cotas de inundações mais baixas da floresta alagável do Rio Tocantins, observa-se que ocorreram anos seguidos em que a fase terrestre foi totalmente suprimida (fig. 23), situação muito semelhante àquela anteriormente discutida para o Rio Uatumã.

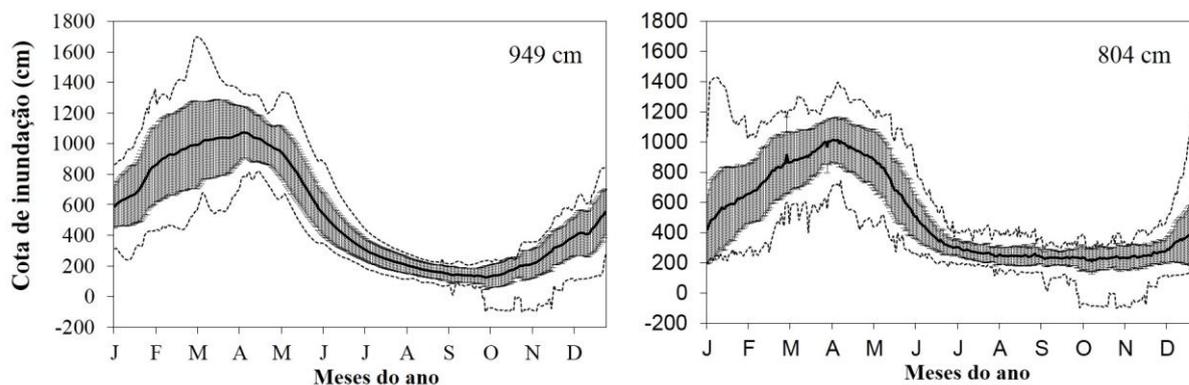


Figura 22 – Padrão do pulso de inundação no Rio Tocantins no período anterior a implementação da UHE de Tucuruí (1970 a 1984) ( $n=15$ ) e no período posterior (1985 a 2013) ( $n=29$ ). A amplitude média é indicada no canto superior direito. Os hidrográficos indicam a cota de inundação média, desvio padrão, mínimas e máximas. (Fonte: ANA – Agência Nacional de Águas).

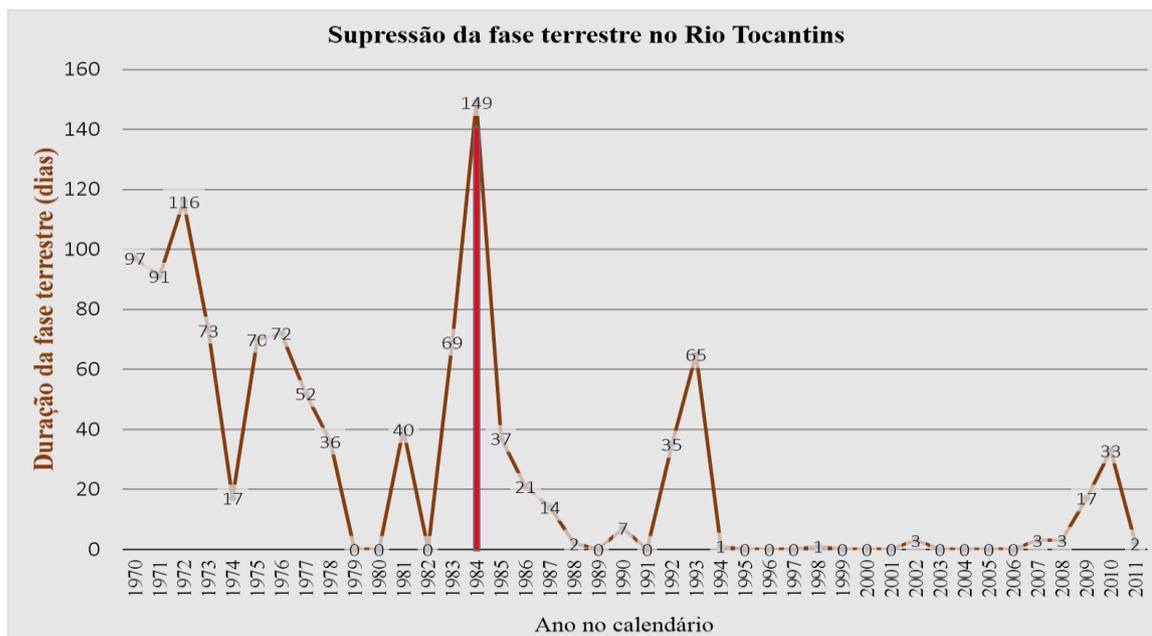


Figura 23 – Supressão da fase terrestre na cota de inundação de 180 cm no Rio Tocantins, sendo possível observar anos consecutivos com a ausência da fase terrestre após a implementação da UHE Tucuruí. A faixa em vermelho compreende o início das operações da hidrelétrica (1984).

O grande número de árvores mortas de diversas espécies encontradas no Rio Uatumã e os resultados obtidos no presente trabalho indicam impactos de grandes proporções a jusante, sugerindo que possivelmente ocorre grande emissão de gases de efeito estufa no curso abaixo da barragem de hidrelétricas na Amazônia. Essas emissões somam-se com as que ocorrem na área represada (Kemenes *et al.*, 2011; Fearnside & Pueyo 2012), aumentando ainda mais as emissões de gases de efeito estufa por MW produzido.

O governo brasileiro pelo Plano Decenal de Expansão Energética tem planejado para o período de 2012-2021 na Amazônia Legal brasileira, a construção de 17 novas UHEs, com a maioria planejada em rios de água clara (rios Xingú, Branco, Tapajós, Araguaia) associados com a vegetação de igapó. Geralmente, florestas de igapó apresentam baixas taxas de crescimento arbóreo resultando em elevadas idades das espécies arbóreas (Schöngart *et al.* 2005; da Fonseca *et al.* 2009; Schongart 2010; Scabin *et al.* 2012). Estudos da dinâmica florestal do igapó ao longo dos rios de água clara ainda são escassos. Rosa (2013) estimou as idades e taxas de crescimento de *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Calophyllaceae) em áreas alagáveis da Amazônia brasileira nos igapós dos rios de água preta e de água clara e nas florestas de várzea dos rios de água branca. O estudo indicou as taxas de incremento em diâmetro de *C. brasiliense* nos igapós de rios de água clara como superiores às taxas encontradas nos igapós de água preta, porém, essas taxas são inferiores com as encontradas nas florestas de várzeas. Impactos ambientais na dinâmica florestal desencadeados com a alteração do regime hidrológico pela instalação de UHEs ainda são desconhecidos e indicam a

necessidade de realizar mais estudos com o fim de avaliar as particularidades, vulnerabilidades e resiliência de cada ambiente com relação aos distúrbios que podem ser desencadeados a jusante da barragem da UHE.

Os EIAs (Estudo de Impacto Ambiental) e RIMAs (Relatório de Impacto Ambiental) voltados para as obras de hidrelétricas são bastante criticados (Coalition of Human Rights and Environmental NGOs, 2011) e legalizam parte do processo de instalação dessas obras sem que ocorram estudos ambientais suficientes (Castello *et al.*, 2013). Impactos de longo prazo nas florestas alagáveis relacionados com a mudança na dinâmica hidrológica, como os discutidos neste trabalho, ainda não foram considerados nos EIA/RIMA.

No contexto dos resultados deste estudo, futuras abordagens já estão planejadas no Rio Uatumã dentro do âmbito do projeto LBA (Large Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazonia) – processo: 457893 do grupo MAUA (Ecologia, Monitoramento e Uso Sustentável de Área Úmidas), visando a avaliação do impacto da UHE Balbina na dinâmica florestal do igapó, além de datar árvores de outras espécies mortas com os mesmos métodos propostos neste estudo.

Atualmente, muito tem sido discutido acerca dos impactos sociais, financeiros e ecológicos da implementação da UHE de Belo Monte no Rio Xingu, no estado do Pará (*e.g.* Fearnside, 2009, 2011, 2012; Seva Filho, 2005; Sousa Junior *et al.*, 2006), considerada por seus idealizadores e construtores como uma das hidrelétrica de menor impacto na Amazônia, em razão da considerável diminuição do reservatório, que foi de 1.225 km<sup>2</sup> para 516 km<sup>2</sup> (MME, 2014). Entretanto, os impactos das Usinas Hidrelétricas na Amazônia vão muito além da área represada e mesmo com a diminuição na área do reservatório os danos ambientais ainda são alarmantes, possivelmente com uma infinidade de distúrbios ambientais ainda a serem descobertos.

## 6. CONCLUSÕES

- A cronologia referência teve correlação significativa com dados derivados de medições instrumentalizadas, indicando estar exatamente datada, além de corroborar o fato de que variáveis hidrológicas nas florestas tropicais são determinantes para as taxas de incremento radial.
- Todas as interdatações entre a cronologia referência e a curva de cada indivíduo foram significativamente correlacionadas e as datações dendrocronológicas

coincidiram com as datações através de  $^{14}\text{C}$ , mostrando a grande confiabilidade nas duas técnicas e nos resultados obtidos.

- A dendrocronologia pode ser utilizada para datações de distúrbios ambientais que afetam o desenvolvimento de espécies arbóreas e a dinâmica florestal em florestas tropicais.
- As séries temporais com os 10 últimos anos mostram que o padrão nas taxas de crescimento radial que antecede a morte dos indivíduos pode variar.
- Grande parte dos indivíduos foi capaz de suportar anos consecutivos sob condição de crescimento desfavorável até o ano da morte.
- A implementação da usina hidrelétrica de Balbina causou mudanças no pulso de inundação monomodal do Rio Uatumã, suprimindo a fase terrestre nas cotas topográficas baixas da floresta de igapó, além de um severo estresse por anos consecutivos, que ultrapassou a capacidade regulatória dos mecanismos adaptativos ao alagamento, ocasionando a morte de populações de árvores por, pelo menos, 100 km a jusante da barragem de Balbina, até 20 anos depois da implementação da barragem.
- Os impactos negativos da UHE de Balbina com a alteração do regime hidrológico registrados nesse trabalho podem ser semelhantes em outras hidrelétricas na Amazônia.
- A alteração do regime de inundação causa danos ecológicos de grandes proporções espaciais e temporais, dado a fragilidade das áreas alagáveis da Amazônia e a sua intrincada relação com o pulso de inundação monomodal.

## **7. FINANCIAMENTO**

CNPq Universal (Edital 14/2011, n. 479684/2011-1) e Projeto INPA/Max-Planck

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adams, W. 2000. Prepared for Thematic Review: Social Impacts of Large Dams Equity and Distributional Issues. *World Commissions Dams*, 1: 1-27.

Ayres, J.M. 1993. As matas de várzea do Mamirauá. In: Sociedade Civil Mamirauá (Ed.). *Estudos de Mamirauá*. vol.1. Sociedade Civil Mamirauá, Mamirauá, Amazonas. p. 1–123.

Baines, S.G. 2000. Imagens de liderança indígenas e o Programa Waimiri-Atroari: índios e usinas hidrelétricas na Amazônia. *Revista de Antropologia*, 43: 141-160.

Baillie, M.G.L. & Pilcher, J.R. 1973. A simple cross-dating program for tree-ring research. *Tree-Ring Bulletin*, 33: 7-14.

Barbour, M.M.; Roden, J.S.; Farquhar, G.D.; Ehleringer, J.R. 2004. Expressing leaf water and cellulose oxygen isotope ratios as enrichment above source water reveals evidence of a Péclet effect. *Oecologia*, 138: 426-435.

Becker, B.K. 2012. Reflexões sobre hidrelétricas na Amazônia: água, energia e desenvolvimento. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Humanas*, 7(3): 783-790.

Batista, E.S. 2011. *Dendroclimatologia da espécie arbórea Macaranga acaciifolium (Fabaceae) em florestas de igapó na Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Manaus, Amazonas. 66pp.

Bermann, C. 2012. O projeto da usina hidrelétrica Belo Monte: a autocracia energética como paradigma. *Novos Cadernos NAEA*, 15: 5-23.

Brook, R.K. & McLachlan, S.M. 2008. Trends and prospects for local knowledge in ecological and conservation research and monitoring. *Biodiversity and Conservation*, 17: 3501-3512.

Bigler, C. & Bugmann, H. 2004. Predicting the time of tree death using dendrochronological data. *Ecological Applications*, 14(3): 902-914.

Bowman, S. 1990. *Interpreting the past – Radiocarbon Dating*. University of California Press, USA. 64pp.

Brienen, R.J.W.; Trejos, E.L.; Zuidema, P.A.; Ramos, M.M. 2010. Climate-growth analysis for a Mexican dry forest tree shows strong impacts of Sea Surface temperatures and predicts future growth declines. *Global Change Biology*, 16: 2001-2012.

Campos, J.C. 1970. Principais fatores do meio que afetam o crescimento das árvores. *Floresta*, 2(3): 45-52.

Castello, L.; MacGrath, D.; Hess, L.L; Coe, M.T.; Lefebvre, P.A.; Petry, P.; Macedo, M.N.; Renó, V.F.; Arantes, C.C. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conservation Letters*, 0(2013): 1-13.

Cherubini, P.; Piussi, P.; Schweingruber, F.H. 1996. Spatiotemporal growth dynamics in a subalpine spruce forest in the Alps: a dendroecological reconstruction. *Canadian Journal of Forest Research*, 26: 991–1001.

Cherubini, P.; Dobbertin, M.; Innes, J.L. 1999. Erratum to ‘Potential sampling bias in long-term forest growth trends reconstructed from tree rings: a case study from the Italian Alps. *Forest Ecology and Management*, 114: 165 -167.

Coalition of Human Rights and Environmental NGOs. 2011. *Universal Periodic Review – The Belo Monte Hydroelectric Dam Project*. Sociedade Paraense de Direitos Humanos. PA, Brasil. 13pp.

Colonello, G.A. 1990. Venezuelan floodplain study on the Orinoco River. *Forest Ecology Management*, 33:103–124.

Diegues, A.C. 2000. *Os saberes tradicionais e a biodiversidade no Brasil*. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil. 211pp.

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

Da Fonseca Júnior, S.F.; Piedade, M.T.F.; Schöngart, J. 2009. Wood growth of *Tabebuia barbata* (E. Mey.) Sandwith (Bignoniaceae) and *Vatairea guianensis* Aubl. (Fabaceae) in Central Amazonian black-water (igapó) and white-water (várzea) floodplain forests. *Trees*, 23: 127–134.

De Simone, O.; Junk, W.J.; Schmidt, W. 2003. Central Amazon Floodplain Forests: Root Adaptations to Prolonged Flooding. *Russian Journal of Plant Physiology*, 50(6): 848 – 855.

Eckstein, D. & Bauch, J. 1969. Beitrag zur Rationalisierung eines dendrochronologischen Verfahrens und zur Analyse seiner Aussagesicherheit. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 88: 230-250.

Eletronorte, 2014. Eletronorte – Tucuruí. (<http://www.eln.gov.br/usinas/tuc/MeiotucFichatecnica.asp>). Acesso: 18/01/2014.

Fearnside, P.M. 1990. Brazil's Balbina Dam: environment versus the legacy of the pharaohs in Amazonia. *Environmental Management*, 13(4): 401–423.

Fearnside, P.M. 1999. Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: risks, value and conservation. *Environmental Conservation*, 26: 305–321.

Fearnside, P.M. 2005. Hidrelétricas Planejadas no Rio Xingu como Fontes de Gases do Efeito Estufa: Belo Monte (Kararaô) e Altamira (Babaquara). In: Sevá Filho, A.O. (Ed.). *Tenotã-mõ: Alertas sobre as consequências dos projetos hidrelétricos no rio Xingu, Pará, Brasil*. International Rivers Network, São Paulo, Brasil. p. 204-241.

Fearnside, P.M. 2009. O Novo EIA-RIMA da Hidrelétrica de Belo Monte: Justificativas Goela Abaixo In: Santos, S.M.S.B.M. & Hernandez, F.M. (Eds.). *Painel de Especialistas: Análise Crítica do Estudo de Impacto Ambiental do Aproveitamento Hidrelétrico de Belo Monte*. Painel de Especialistas sobre a Hidrelétrica de Belo Monte, Belém, Pará. p. 108-117.

Fearnside, P.M. 2012. Desafios para midiaticização da ciência na Amazônia: O exemplo da hidrelétrica de Belo Monte como fonte de gases de efeito estufa. In: A. Fausto Neto (Ed.). *A Midiaticização da Ciência: Cenários, Desafios, Possibilidades*. Editora da Universidade Estadual da Paraíba (EDUEPB), Campina Grande, PB. p. 107-123.

Fearnside, P.M. & Graça, P.M.L.A. 2006. BR-319: Brazil's Manaus-Porto Velho Highway and the potential impact of linking the arc of deforestation to Central Amazonia. *Environmental Management*, 38(5): 705-716.

Fearnside, P.M. & Pueyo, S. 2012. Underestimating greenhouse-gas emissions from tropical dams. *Nature Climate Change*, 2(6): 382–384.

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. 2000. Effects of flooding duration on species richness, floristic composition and forest structure in river margin habitat in Amazonian blackwater floodplain fore implications for future design of protected areas. *Biodiversity and Conservation*, 9: 1-14.

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

Finer, M. & Jenkins, C.N. 2012. Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *Plos One*, 7: 1-4.

Fittkau, E.J.; Junk, W.J.; Klinge, H.; Sioli, H. 1975. Substrate and vegetation in the Amazon region. In: Cramer, J. (Ed.). *Vegetation and Substrate*. p. 75–90.

Fritts, H.C.; Vaganov, E.A.; Sviderskaya, I.V.; Shashkin, A.V. 1991. Climatic variation and tree-ring structure in conifers: empirical and mechanistic models of tree-ring width, number of cell, cell size, cell-wall thickness and wood density. *Climate Research*, 1: 97-116.

FUNCATE/INPE/ANEEL. 2000. *Mapeamento por satélite das áreas inundadas por reservatórios de hidrelétricas brasileiras*. Convênio FUNCATE/INPE/ANEEL, São Paulo, Brasil.

Furch, K. 1997. Chemistry of várzea and igapó soils and nutrient inventory of their floodplain forests. In: Junk, W.J. (Ed.). *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. V. 126. Ecological Studies, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York. p. 47–68.

Gaudinski, J.B.; Dawson, T.E.; Quideau, S.; Schuur, E.A.G.; Roden, J.S.; Trumbore, S.E.; Sandquist, D.R.; Oh, S.W.; Washylishen, R.E. 2005. Comparative analysis of cellulose preparation techniques for use with C-13, C-14, and O-18 isotopic measurements. *Analytical Chemistry*, 77 (22): 7212-7224.

Green, J.W. 1963. Wood cellulose. In: Whistler, R. L. (Ed.). *Methods in carbohydrate chemistry*. v. 3. Academic Press: New York, p. 9-21.

Houghton, R.A.; Skole, D.L.; Nobre, C.A.; Hackler, J.L.; Lawrence, K.T.; Chomentowski, W.H. 2000. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. *Nature*, 403: 301–304.

IDESAM, 2012. Instituto de Desenvolvimento e Conservação da Amazônia ([www.idesam.org.br/projetos/rds\\_uatuma.php](http://www.idesam.org.br/projetos/rds_uatuma.php)). Acesso: 18/05/13.

Irmler, U. 1977. Inundation Forest Types in Vicinity Of Manaus. *Biogeographica*, 8: 17–29.

IPCC, 2007. *Climate Change 2007: An Assessment of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Valencia.

Jackson, M.B. & Colmer, T.D. 2005. Response and Adaptation by Plants to Flooding Stress. *Annals of Botany*, 96: 501–505.

Johnson, E.A. & Greene, D.F. 1991. A method for studying dead bole dynamics in *Pinus contorta* var. *latifolia*–*Picea engelmannii* forests. *Journal of Vegetation Science*, 2: 523–30.

Junk, W.J. 1989. Flood tolerance and tree distribution in Central Amazonian floodplains. In: Nielsen, L.B.; Nielsen, I.C.; Baisley, H. (Eds.). *Tropical Forests: botanical dynamics, speciation and diversity*. Academic Press, New York, p. 47-64.

Junk, W.J. & Nunes de Mello, J.A.S. 1990. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Estudos Avançados*, 4(8): 126-146.

Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Schöngart, J.; Cohn-Haft, M.; Adeney, J.M.; Wittmann, F. 2011. A classification of major naturally-occurring Amazonian Lowland Wetlands. *Wetlands*, 31(4): 623–640.

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(1): 5–22.

Johnson, E.A. & Fryer, G.I. 1989. Population dynamics in lodge pole pine–Engelmann spruce forests. *Ecology*, 70: 1335–1345.

Kashiwaya, K. & Okimura, T. 1990. Reconstruction of past erosional force from tree ring information around the Rokko Mountains, Japan. *Quaternary Research*, 34(2): 240-248.

Keeling, C.D. 1979. The Suess Effect:  $^{13}\text{C}$ - $^{14}\text{C}$  Interrelations. *Environment International*, 2: 229-300.

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.

Kern, J.; Kreibich, H.; Koschorreck, M.; Darwich, A. 2010. Nitrogen Balance of a floodplain forest of the Amazon River: The role of nitrogen fixation. 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, v. 210. Springer Verlag, Dordrecht-Heidelberg-London-New York, p. 281–299.

Kingsford, R.T. 2000. Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecology*, 25: 109-127.

Kozlowski, T.T. 1997. Responses of woody plants to flooding and salinity. Tree Physiology Monograph n°1. (<http://heronpublishing.com/tp/monograph/kozlowski.pdf>). Acesso: 09/10/13.

Levin, I.; Naegler, T.; Kromer, E.; Diehl, M.; Francey, R. J.; Gomez-Pelaez, A.J.; Schäfer, A.; Steele, L.P.; Wagenbach, D.; Weller, R.; Worthy, D. E. 2010. Observations and modelling of the global distribution and long-term trend of atmospheric  $^{14}\text{CO}_2$ . *Tellus*, 62: 26-46.

Libby, W.F. 1952. Radiocarbon dating. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA, 161pp.

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.). *Central Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Ecological Studies, Springer Verlag, Dordrecht-Heidelberg-London-New York, p. 43–59.

MME, 2011. *Ministério de Minas e Energia Plano Decenal de Expansão de Energia 2020*. Empresa de Pesquisa Energética, DF, Brasil. 80pp.

MME, 2014. Belo Monte ([http://www.mme.gov.br/mme/menu/belo\\_monte.html](http://www.mme.gov.br/mme/menu/belo_monte.html)). Acesso:18/02/2014.

Montero, J.C.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F. 2012. Floristic variation across 600 km of inundation forests (Igapó) along the Negro River, Central Amazonia. *Hydrobiologia*, 729: 229-246.

Nebel, G.; Kvist, L.P.; Vanclay, J.K.; Christensen, H.; Freitas, L.; Rui, Z.J. 2001. Structure and floristic composition of floodplain forests in the Peruvian Amazon: I Overstorey. *Forest Ecology and Management*, 150: 27–57.

Nepstad, D.; Schwartzman, S.; Bamberger, B.; Santilli, M.; Ray, D.; Schlesinger, P.; Lefebvre, P.; Alencar, A.; Prinz, E.; Fiske, G.; Rolla, A. 2006. Inhibition of Amazon Deforestation and Fire by Parks and Indigenous Lands. *Conservation Biology*, 20: 65-73.

Nolte, C.; Agrawai, A.; Silvius, K.M.; Soares-Filho, B.S. 2013. Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110: 4956-4961.

Nowacki, G.J. & Abrams, M.D. 1997. Radial-growth averaging criteria for reconstructing disturbance histories from presettlement-origin oaks. *Ecological Monographs*, 67: 225-249.

Norte Energia, 2014. (<http://www.blogbelomonte.com.br>). Acesso: 24/03/14.

Nydal, R. & Lövseth, K. 1983. Tracing Bomb <sup>14</sup>C in the atmosphere 1962-1980. *Journal of Geophysical Research*, 88: 3621-2642.

Oyama, M.D. & Nobre, C.A. 2003. A new climate vegetation equilibrium state for Tropical South America. *Geophysical Research Letters*, 30(23): 2199-2203.

- Parolin, P. 2001. Morphological and physiological adjustments to waterlogging and drought in seedlings of Amazonian floodplain trees. *Oecologia*, 128:326–335.
- Parolin, P.; Ferreira, L.V.; Junk, W.J. 1998. Central Amazonia floodplains: effect of two water types on the wood density of trees. *International Journal of Limnology*, 26: 1106–1112.
- Parolin, P.; Adis, J.; Rodrigues, W.A.; Amaral, I.; Piedade, M.T.F. 2004a. Floristic study of an igapó floodplain forest in Central Amazonia, Brazil (Tarumã-Mirim, Rio Negro). *Amazoniana*, 18: 29-4.
- Parolin, P.; De Simone, O.; Haase, K.; Waldhoff, D.; Rottenberger, S.; Kuhn, U.; Kesselmeier, J.; Kleiss, B.; Schmidt, W.; Piedade, M.T.F.; Junk, W. J. 2004b. Central Amazonian Floodplain Forests: Tree Adaptations in a Pulsing System. *The Botanical Review*, 70(3): 357-380.
- Parolin, P.; Waldhoff, D.; Piedade, M.T.F. 2010. Fruit and seed chemistry, biomass and dispersal. In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (Eds.). *Central Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Springer, Berlin/ Heidelberg/New York. p. 243-258.
- Pazdur, A.; Nakamura, T.; Pawelczyk, S.; Pawlyta, J.; Piotrowska, N.; Rakowski, A.; Sensula, B.; Szczepanek, M. 2007. Carbon Isotopes in tree rings: Climate and the Sues Effect Interferences in the last 400 years. *Radiocarbon*, 49: 775-788.
- Pedersen, B.S. 1998. The role of stress in the mortality of midwestern oaks as indicated by growth prior to death. *Ecology*, 79: 79–93.
- Pedersen, B.S. & McCune, B.A. 2002. Non-invasive method for reconstructing the relative mortality rates of trees in mixed-age, mixed-species forests. *Forest Ecology and Management*, 155: 303–314.

Piedade, M.T.F. 1985. *Ecologia e Biologia reprodutiva de Astrocaryum jauari Mart. (Palmae) como exemplo de população adaptada as áreas inundáveis do Rio Negro (igapós)*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Manaus. 187pp.

Piedade, M.T.F.; Junk, W.J.; Parolin, P. 2000. The flood pulse and photosynthetic response of trees in a White water floodplain (várzea) of the central Amazonia, Brazil. *Limnology*, 27: 1734–1739.

Piedade, M.T.F.; Ferreira, C.S.; Wittmann, A.O.; 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, v. 210. Springer Verlag, Dordrecht-Heidelberg-London-New York, p. 127–139.

Piedade M.T.F.; Junk, W.J.; Schöngart, J; Piedade, L.R.; Wittmann, F. 2012. Recursos Hídricos e Áreas Úmidas Amazônicas no Contexto de um Mundo Globalizado. In: O. Fonseca & Camargo. (Eds.). *Temas Contemporâneos de Direito Ambiental*. 1ª ed. UEA. Manaus, p. 21-30.

Pilcher, J.R. 1990. Sample preparation, cross-dating, and measurement. In: Cook, E.R.; Kairiukstis, L.A. (Ed.). *Methods of Dendrochronology, Applications in the Environmental Sciences*. Kluwer, Dordrecht, Boston, p. 40-41.

RADAM BRASIL. 1976. *Programa de integração nacional. Levantamento de recursos naturais*. Rio de Janeiro, DNPM. 510pp.

Rozendaal, D.M.A. & Zuidema, P.A. 2011. Dendroecology in the tropics: a review. *Trees – Structure and Function*, 25: 3–16.

Rosa, S.A. 2013. *Aspectos dendroecológicos e dendroclimatológicos de Calophyllum brasiliense Cambess. (Calophyllaceae) em diferentes tipologias de áreas úmidas no Brasil* Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Manaus, Amazonas. 151pp.

Salati, E. & Vose, P.B. 1984. Amazon basin: a system in equilibrium. *Science*, 225: 129–138.

Salati, E.; Santos, A.A.; Lovejoy, T.E.; Klabin, I. 1998. *Porque salvar a floresta amazônica*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 114pp.

Santos, G.M. & Jegu, M. 1996. Inventário taxonômico dos anostomídeos (Pisces, Anostomidae) da bacia do Rio Uatumã-AM, Brasil, com descrição de duas espécies novas. *Acta Amazonica*, 26: 151-184.

Scabin, A.; Costa, F.; Schöngart, J. 2012. The spatial distribution of illegal logging in the Anavilhanas Archipelago (Central Amazonia) and logging impacts on the primary timber species. *Environmental Conservation*, 39(1): 111–121.

Schlüter, U.B. 1989. Morphologische, anatomische und physiologische Untersuchungen zur Überflutungstoleranz zweier charakteristischer Baumarten (*Astrocaryum jauari* und *Macrobium acaciaefolium*) des Weiss- und Schwarzwasserüberschwemmungswaldes bei Manaus. – Ein Beitrag zur Ökosystemanalyse von várzea und igapó Zentralamazoniens. (PhD Thesis) - University of Kiel. 147pp.

Schlüter, U-B & Fürch, B. 1992. Morphologische, anatomische und physiologische Untersuchungen zur Überflutungstoleranz des Baumes *Macrobium acaciaefolium*, charakteristisch für die Weiss- und Schwarzwasserüberschwemmungswälder bei Manaus, Amazonas. *Amazoniana*, 1: 51–69.

Schöngart, J. 2003. *Dendrochronologische Untersuchungen in Überschwemmungswäldern der várzea Zentralamazoniens*. Tese de Doutorado. Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Universität Göttingen. 223pp.

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

Schöngart, J. 2010. Growth-Oriented Logging (GOL): The use of Species-Specific Growth Information for Forest Management in Central Amazonian Floodplains. In: Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. (Eds). *Central Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management*. Springer, Dordrecht/Berlin/Heidelberg/New York, p. 437-462.

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(4): 581–597.

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

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

Schöngart, J.; Wittmann, F.; Worbes, M. 2010. Biomass and Net Primary Production of Central Amazonian 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*. 1<sup>a</sup> ed. Dordrecht, Heidelberg, London: Springer, p. 347–388.

Schöngart, J.; Arieira, J.; Fortes, C.F.; Arruda, E.C.; Nunes da Cunha, C. 2011: Age-related and stand-wise estimates of carbon stocks and sequestration in the aboveground coarse wood biomass of wetland forests in the northern Pantanal, Brazil. *Biogeosciences*, 8: 3407–3421.

Schweingruber, F.H. 1996. *Tree Rings and Environment. Dendroecology*. Birmensdorf, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, WSL/FNP. Berne, Stuttgart, Vienna. 609pp.

Scudeller, V.V. & Souza, A.M.G. 2009. Florística da Mata de Igapó na Amazônia Central. In: Santos-Silva, E.N., Scudeller, V.V. (Orgs.). Biotupé: Meio Físico, Diversidade Biológica e Sociocultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central. Vol. 2. UEA Edições, Manaus, AM.

Sevá Filho, A.O. 2005. *Tenotã-mõ: Alertas sobre as conseqüências dos projetos hidrelétricos no rio Xingu, Pará, Brasil*". International Rivers Network, São Paulo, Brazil. 344pp.

Shukla, J.; Nobre, C.; Sellers, P. 1990. Amazon deforestation and climate change. *Science*, New Series, 4948(247): 1322-1325.

Sioli, H. 1956. As águas da região do alto Rio Negro. *Boletim Técnico do Instituto Agrônômico do Norte*, 32: 117–150.

Sioli, H. & Klinge, H. 1962. Solos, tipos de vegetação e águas na Amazônia. *Boletim Museu Paraense Emilio Goeldi*, 1: 27–41.

Sioli, H. 1991. *Amazônia: Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais*. Editora Vozes. Rio de Janeiro, Brasil. 71pp.

Sousa Júnior, W.C.; Reid, J.; Leitão, N.C.S. 2006. *Custos e benefícios do complexo hidrelétrico Belo Monte: Uma abordagem econômico-ambiental*. Conservation Strategy Fundação. Brasil. 90pp.

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

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 of the United States of America*, 110: 9601-9606.

Stuiver, M. & Becker, B. 1986. High-precision decadal calibration of the radiocarbon time scale AD 1950-2500 BC. *Radiocarbon*, 28: 863-910.

- Suarez, M.L.; Ghermandi, L.; Kitzberger, T. 2004. Factors predisposing episodic drought-induced tree mortality in *Nothofagus* – site, climatic sensitivity and growth trends. *Journal of Ecology*, 92: 954-966.
- Suess, H.E. 1955. Radiocarbon concentration in modern wood. *Science*, 122: 415–417.
- Swaine, M.D.; Lieberman, D.; Putz, F.E. 1987. Special Symposium Issue: The Dynamics of Tree Populations in Tropical Forest. *Journal of Tropical Ecology*, 3: 359-366.
- Taiz, L. & Zeiger, E. 1998. *Plant Physiology*. Sinauer Associates, Sunderland, MA, USA. 720pp.
- Targhetta, N. 2012. *Comparação florística e estrutural entre florestas de igapó e campinarana ao longo de gradientes hidro-edáficos na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã, Amazônia*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Manaus, Amazonas. 104pp.
- Urrego, L.E. 1997. *Floodable forests in the Middle Caquetá region: characterization and succession*. Estudios en la Amazonia Colombiana, Santafé de Bogotá, Colombia. 288pp.
- Villalba, R. & Veblen, T. T. 1998. Influences of large-scale climatic variability on episodic tree mortality in northern Patagonia. *Ecology*, 79: 2624–2640.
- Waldhoff, D.; Saint-Paul, U.; Furch, B. 1996. Value of fruits and seeds from the floodplain forests of Central Amazonia as food resource for fish. *Ecotropica*, 2: 143–156.
- Willis, K.J.; Gillson, L.; Brncic, T.M. 2004. How “Virgin” Is Virgin Rainforest? *Science*, 204: 402-403.
- Wittmann, F.; Anhuf, D.; Junk, W.J. 2002. Tree species distribution and community structure of central Amazonian várzea forests by remote-sensing techniques. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 805–820.

Wittmann, F.; Schöngart, J.; Montero, J.C.; Motzer, T.; 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.

Wittmann F.; Schöngart J.; Queiroz H.L.; Oliveira Wittmann A.; Conserva, A.S.; Piedade M.T.F.; Kesselmeier J.; Junk W.J. 2009. The Amazon floodplain Demonstration Site: Sustainable timber production and management of Central Amazonian white-water floodplains. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 9(1): 41–54.

Wittmann, F.; Schöngart, J.; Junk, W.J. 2010a. Phytogeography, Species, Diversity, Community Structure and Dynamics of Central Amazonian 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/Heidelbergh/London/New York, p. 61-102.

Wittmann, F.; Schöngart, J.; Brito, J.M.; Oliveira Wittmann, A.; Piedade, M.T.F.; Parolin, P.; Junk, W.J.; Guillaumet, J.L. 2010b. *Manual of Trees from Central Amazonian Várzea Floodplains: Taxonomy, Ecology, and Use – Manual de Árvores de Várzea da Amazônia Central. Taxonomia, Ecologia e Uso*. Editora INPA, Manaus, Brazil. 298pp.

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.

Worbes, M. 1985. Structural and other adaptations to longterm flooding by trees in Central Amazonia. *Amazoniana*, 9(1): 459–484.

Worbes, M. 1989. Growth rings, increment and age of tree in inundation forest, savannas and a mountain forest in the Neotropics. *IAWA Bulletin*, 10(2): 109–122.

Worbes, M. 1995. How to measure growth dynamics in tropical trees a review. *IAWA Journal*, 16: 337-351.

Worbes, M. 2002. One hundred years of tree-ring research in the tropics – a brief history and an outlook to future challenges. *Dendrochronologia*, 20 (1-2): 217–231.

Worbes M. & Junk, W.J. 1999. How old are tropical trees? The persistence of a myth. *Iawa Journal*, 20(3): 255–260.

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

Worbes M. & Fichtler, E. 2010. Wood anatomy and tree-ring structure and their importance for tropical dendrochronology. 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, Vol. 210. Springer Verlag, Dordrecht-Heidelberg-London-New York, p. 329–346.