

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS  
Programa Integrado de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos  
Naturais**

**ESTIMATIVAS DE BIOMASSA LENHOSA, ESTOQUE E SEQÜESTRO DE  
CARBONO ACIMA DO SOLO AO LONGO DO GRADIENTE DE INUNDAÇÃO EM  
UMA FLORESTA DE IGAPÓ ALAGADA POR ÁGUA PRETA NA AMAZÔNIA  
CENTRAL**

**EVA WARREN CORACIARA STADTLER**

Manaus, Amazonas  
Junho, 2007

**EVA WARREN CORACIARA STADTLER**

**ESTIMATIVAS DE BIOMASSA LENHOSA, ESTOQUE E SEQÜESTRO DE  
CARBONO ACIMA DO SOLO AO LONGO DO GRADIENTE DE INUNDAÇÃO EM  
UMA FLORESTA DE IGAPÓ ALAGADA POR ÁGUA PRETA NA AMAZÔNIA  
CENTRAL**

ORIENTADOR: Dr. JOCHEN SCHÖNGART

Dissertação apresentada ao PIPG-  
BTRN como parte dos requisitos  
para a obtenção do título de Mestre  
em Ciências Biológicas, área de  
concentração em Botânica.

Manaus, Amazonas  
Junho, 2007

S777 Stadtler, Eva Warren Coraciara

Estimativas de biomassa lenhosa, estoque e seqüestro de carbono acima do solo ao longo do gradiente de inundação em uma floresta de igapó alagada por água preta na Amazônia Central / Eva Warren Coraciara Stadtler. -- Manaus: INPA/UFAM, 2007.

57 f.: ilustr.

Dissertação (mestrado) –INPA/UFAM, 2007.

Orientador: Schöngart, Jochen.

Área de concentração: Botânica.

1. Dinâmica florestal – Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã (AM) 2. Dendrocronologia 3. Florestas de igapó

CDD 19ª ed 581 5

Sinopse:

Estudou-se a biomassa lenhosa, o estoque, o seqüestro e o tempo de residência do carbono na biomassa acima do solo em florestas de igapó alagadas por água preta em diferentes cotas de inundação da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. As estimativas foram feitas através de seis modelos alométricos e os resultados foram contextualizados com os de florestas de várzea e terra firme, identificando suas implicações para o manejo florestal com fins madeireiros.

Palavras-chave:

Florestas alagáveis, dendrocronologia, dinâmica florestal, árvores, idade, crescimento radial, densidade da madeira.

A Bráulio Santos.

## Agradecimentos

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), por disponibilizar a estrutura necessária para minha formação profissional; à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo; e ao Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (FEPIM 044/2003) e Projeto INPA/Max-Planck, pelo financiamento e logística.

Ao Dr. Jochen Schöngart, que aceitou o duplo desafio de me ter como sua primeira orientada e me orientar sem eu anteriormente nunca ter tido a experiência de trabalhar com dendrocronologia. Serei sempre grata pela confiança, paciência, dedicação, partilha de conhecimentos e lição de bom profissionalismo.

Às pessoas que foram essenciais para a execução desta pesquisa e tornaram as excursões ao Lago Amanã inesquecíveis: Celso e Waldeney (técnicos), José Lima (para-botânico), Seu Otávio, Seu Bento e Zé da Penha (barqueiros), Jackson, Zé Pretinho e Seu França (auxiliares de campo), Deusa e Maria (cozinheiras), Robson e Sinomar Júnior (alunos) e Dr. Florian Wittmann (pesquisador INPA/Max-Planck).

À Alcineide Andrade e Giselle Marques, pela amizade e assistência que tanto facilitaram a vida burocrática dentro do INPA.

Aos colegas de turma Adriana Mari, Eleonora Andrade, Geisianne Pimenta, Isabel Reis, Ressiliane Prata, Robson Rodrigues e Welma Souza que, cada um ao seu modo, contribuiu para meu amadurecimento como pessoa.

Aos demais colegas da Pós-Graduação em Botânica, pela troca de experiências, pensamentos, idéias e informações que me permitiram conhecer um pouco mais da cultura tão diversificada desse nosso País.

Aos integrantes do Projeto INPA/Max-Planck, pela convivência agradável e ajuda quando se fez necessária.

Ao meu companheiro Bráulio Santos, por estar ao meu lado e me apoiar em cada fase da minha vida profissional e pessoal nos últimos seis anos. Minha maior influência para vir fazer o mestrado na Amazônia, possivelmente sem seu incentivo eu não chegaria até aqui. MUITÍSSIMO obrigada pela ajuda nunca negada, paciência sem fim, otimismo constante, estímulo para encarar os desafios e amor sempre disponível.

À minha família e aos velhos amigos que, mesmo a mais de 5.000 km de distância, me apoiaram e torceram nessa etapa crucial e desafiadora da minha vida; e aos novos amigos, pela oportunidade de dividir as aflições, conquistas e descobertas desta fascinante “empreitada” que é viver no maior estado do Brasil cercado pela maior floresta tropical do mundo.

## Resumo

Florestas alagáveis exercem um papel importante nos ciclos biogeoquímicos. Entretanto, pouco se conhece a respeito da quantidade de carbono que estas florestas são capazes de estocar. Neste estudo, foram estimados a biomassa lenhosa, o estoque, o seqüestro e o tempo de residência do carbono na biomassa acima do solo em florestas de igapó alagadas por água preta em três cotas de inundação da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. Adicionalmente, métodos dendrocronológicos foram empregados para determinar a idade das florestas, o incremento radial anual e a densidade da madeira das espécies arbóreas das diferentes cotas de inundação. Para a coleta de dados, utilizou-se 11 parcelas de 625 m<sup>2</sup> onde todas as árvores com DAP  $\geq$  10 cm foram identificadas e aferidas em DAP e altura. As estimativas foram realizadas através de seis modelos alométricos que levam em consideração diferentes variáveis da vegetação. Houve uma mudança na composição florística e um aumento da riqueza de espécies ao longo do gradiente de inundação. Entretanto, com exceção da altura das árvores, que foi maior no igapó alto (menor período de alagamento), as florestas dos igapós baixo, médio e alto não diferiram com relação aos valores médios de DAP, idade, incremento radial anual e densidade da madeira. A idade das florestas foi estimada entre 261 e 337 anos, sendo consideradas florestas maduras. Das seis equações alométricas utilizadas, apenas três que consideravam simultaneamente os parâmetros DAP, densidade da madeira e altura das árvores estimaram valores semelhantes de biomassa lenhosa e estoque de carbono. Em média, o igapó baixo apresentou uma biomassa de 180 Mg/ha, sendo significativamente menor do que os igapós médio e alto (232 e 229 Mg/ha, respectivamente). O mesmo foi observado para o estoque de carbono, que foi respectivamente de 90, 116 e 115 Mg C/ha nas cotas baixa, média e alta. Houve uma tendência ao aumento do seqüestro de carbono de 1,2 na cota baixa para 2,0 Mg C/ha/ano na cota alta, mas o tempo médio de residência do carbono não diferiu significativamente entre os igapós (54, 57 e 78 anos). Comparado a várzeas com alta produtividade, o igapó de Amanã apresenta uma dinâmica de crescimento lenta e conseqüentemente um baixo potencial de exploração para fins madeireiros. Futuros estudos avaliando o crescimento ao nível de espécie são necessários para o melhor entendimento da dinâmica deste igapó.

## Abstract

Floodplain forests play an important role in the biogeochemical cycles. However, little is known about the amount of carbon that these forests are able to store. In this study, we estimate aboveground woody biomass, carbon stock and sink, and residence time of carbon in biomass in three flooding levels of the black-water igapó forests of the Amanã Sustainable Development Reserve, Central Amazonia. Additionally, dendrochronological methods were applied to determine forest age, annual radial increment and wood density of tree species in the different levels of inundation. To collect data, we used 11 625-m<sup>2</sup> plots where all trees with DBH  $\geq$  10 cm were identified and measured in DBH and height. Estimates were made by using allometric regression models which take into account different variables of vegetation. We observed a change on floristic composition and an increase on species richness along the gradient of inundation. However, with the exception of tree height that was larger in the high igapó (smaller flooding time), low, middle and high igapó forests did not differ in terms of DBH, age, annual radial increment, and woody density. Forests were estimated to be between 261 and 337 yrs-old, being considered as mature forests. Of the six allometric equations evaluated, only the three which consider simultaneously the parameters DBH, woody density and tree height estimated similar values of woody biomass and carbon stock. In average, low igapó presented biomass of 180 Mg/ha, which is significantly fewer than middle and high igapós (232 and 229 Mg/ha, respectively). The same was found for carbon stock, which was respectively 90, 116 and 115 Mg C/ha in the low, middle and high portions. We observed a tendency of increase on carbon sink from 1.2 in the low portion to 2.0 Mg C/ha/year in the high portion, but mean residence time of carbon did not differ significantly among igapós (54, 57 and 78 years). Compared to high productive várzeas, the igapós of Amanã present a slow growth dynamic and therefore a low potential for timber exploitation. Further studies evaluating growth in species level are required to a better understanding of the carbon dynamics of this igapó.



## Sumário

Resumo.....	vii
Abstract.....	viii
Lista de Figuras.....	x
1. Introdução.....	1
2. Revisão Bibliográfica.....	4
2.1. Pulso de inundação e classificação das áreas alagáveis da Amazônia..	4
2.2. Adaptações e respostas das plantas ao alagamento: anéis anuais de crescimento.....	5
2.3. Zonação de espécies nas florestas alagáveis da Amazônia Central.....	6
2.4. Dendrocronologia nos trópicos: florestas alagáveis amazônicas.....	7
2.5. Estimativas de biomassa lenhosa, estoque e seqüestro de carbono acima do solo em florestas da Amazônia.....	8
3. Objetivos.....	11
4. Material e Métodos.....	12
4.1. Área de estudo.....	12
4.2. Coleta de dados.....	13
4.2.1. Estabelecimento de parcelas.....	13
4.2.2. Levantamento florístico e medição do DAP e da altura.....	14
4.2.3. Coleta das amostras de madeira.....	14
4.2.4. Determinação da idade, incremento radial anual e densidade da madeira.....	14
4.2.5. Estimativa de biomassa lenhosa acima do solo.....	16
4.2.6. Estimativa de estoque e seqüestro acima do solo e tempo de residência do carbono na biomassa lenhosa.....	18
4.3. Análise de dados.....	18
5. Resultados.....	19
6. Discussão.....	31
7. Conclusões.....	35
8. Referências Bibliográficas.....	36

## Lista de Figuras

Figura 1: Área de estudo (em destaque) localizada na Amazônia Central, Brasil: Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã (Fonte: INPE).....	12
Figura 2: Tipos de anéis anuais de crescimento de espécies arbóreas tropicais ocorrentes no igapó da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. As setas os limites dos anéis.....	15
Figura 3: Diâmetro à altura do peito (média $\pm$ desvio padrão) de árvores amostradas em uma parcela de 625 m <sup>2</sup> nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. As letras iguais no gráfico significam ausência de diferença estatística. N <sub>baixo</sub> = 28; N <sub>médio</sub> = 36; N <sub>alto</sub> = 36.....	22
Figura 4: Altura (média $\pm$ desvio padrão) de árvores amostradas em uma parcela de 625 m <sup>2</sup> nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. As letras diferentes no gráfico representam valores diferentes estatisticamente ( $p < 0,05$ ). N <sub>baixo</sub> = 28; N <sub>médio</sub> = 36; N <sub>alto</sub> = 36.....	22
Figura 5: Idade (média $\pm$ desvio padrão) de árvores amostradas em uma parcela de 625 m <sup>2</sup> nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. As letras iguais no gráfico significam ausência de diferença estatística. N <sub>baixo</sub> = 25; N <sub>médio</sub> = 33; N <sub>alto</sub> = 24.....	24
Figura 6: Incremento radial anual (média $\pm$ desvio padrão) de árvores amostradas em uma parcela de 625 m <sup>2</sup> nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. As letras iguais no gráfico significam ausência de diferença estatística. N <sub>baixo</sub> = 25; N <sub>médio</sub> = 33; N <sub>alto</sub> = 24.....	24
Figura 7: Densidade da madeira (média $\pm$ desvio padrão) de árvores amostradas em uma parcela de 625 m <sup>2</sup> nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. As letras iguais no gráfico significam ausência de diferença estatística. N <sub>baixo</sub> = 26; N <sub>médio</sub> = 34; N <sub>alto</sub> = 36.....	25
Figura 8: Biomassa lenhosa acima do solo estimada (média $\pm$ desvio padrão) através de seis modelos alométricos nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã,	

Amazônia Central. Os dados foram coletados em 11 parcelas de 625 m <sup>2</sup> , sendo três na cota baixa, quatro na média e quatro na alta. ....	28
Figura 9: Estoque de carbono acima do solo estimado (média ± desvio padrão) através de seis modelos alométricos nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. Os dados foram coletados em 11 parcelas de 625 m <sup>2</sup> , sendo três na cota baixa, quatro na média e quatro na alta.....	29
Figura 10: Seqüestro de carbono anual acima do solo estimado nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. Os dados representam a média dos seis modelos utilizados e foram coletados em uma parcela de 625 m <sup>2</sup> estabelecida em cada cota.....	30
Figura 11: Tempo de residência do carbono na biomassa lenhosa (média ± desvio padrão) nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. Os dados representam a média dos seis modelos utilizados. As letras iguais no gráfico significam ausência de diferença estatística. N <sub>baixo</sub> = 25; N <sub>médio</sub> = 33; N <sub>alto</sub> = 24.....	30

## 1. Introdução

A Amazônia brasileira apresenta uma área de aproximadamente 5.000.000 km<sup>2</sup>, dos quais cerca de 80% são ocupados pelas florestas de terra firme e 6% pelas florestas alagáveis (Pires & Prance, 1985). Estas últimas são divididas em dois tipos principais de acordo com as condições hidrológicas e hidroquímicas das águas dos rios que as inundam anualmente: várzeas e igapós (Sioli, 1954; Prance, 1979, 1980). As várzeas (200.000 km<sup>2</sup>) são inundadas por rios de águas brancas oriundos dos Andes e das encostas pré-andinas, de pH neutro, com alta carga de sedimentos e ricos em nutrientes (Furch, 1984; Junk, 1984), enquanto os igapós (100.000 km<sup>2</sup>) são alagados por rios de águas pretas ou claras, de pH ácido, com baixa carga de sedimentos e nutricionalmente pobres (Prance, 1979; Furch, 1997).

As florestas de igapó e várzea formam juntas a maior área de florestas alagáveis do mundo, com aproximadamente 300.000 km<sup>2</sup>, e juntamente com os igarapés de terra firme, representam 20% da bacia amazônica (Junk, 1993). Desempenham importantes funções ecológicas, como regulação hidrológica e criação de habitats para uma elevada diversidade de espécies de plantas e animais, incluindo espécies endêmicas e em extinção (Junk & Silva, 1997; Junk *et al.*, 2000). Além disso, tais florestas têm um papel importante nos ciclos biogeoquímicos (Junk, 1993).

A despeito da sua diversidade biológica e dos serviços ambientais prestados, as florestas alagáveis da Amazônia ainda são pouco conhecidas com relação a estimativas de biomassa lenhosa, estoque e seqüestro de carbono acima do solo. O pouco que se conhece se deve principalmente a estudos desenvolvidos em florestas de várzea (*e.g.*, Worbes, 1997; Nebel *et al.*, 2001; Schöngart, 2003; Malhi *et al.*, 2004, 2006). Para as florestas de igapó em regime de inundação por águas pretas, a maioria dos trabalhos se referem à fitofisionomia (Rodrigues, 1961; Takeuchi, 1962; Keel & Prance, 1979; Revilla, 1981; Ayres, 1993; Ferreira, 1991, 1997, 2000; Ferreira & Prance, 1999; Ferreira & Stohlgren, 1999; Parolin *et al.*, 2003, 2004a; Piedade *et al.*, 2005), alguns à densidade da madeira (Worbes *et al.*, 1995; Parolin & Ferreira, 1998; Parolin & Worbes, 2000) e outros a taxas médias de incremento radial (Worbes, 1994; Schöngart *et al.*, 2005). Não existem estudos sobre

estimativas de biomassa lenhosa, estoque e seqüestro de carbono acima do solo em florestas de igapó inundadas por águas pretas.

A dinâmica das florestas alagáveis é fortemente influenciada pelo pulso anual de inundação (Junk, 1989, 1998; Dezzeo *et al.*, 2003; Schöngart *et al.*, 2004, 2005). A mudança ambiental extrema entre alagamento e seca causa grande estresse às plantas, as quais respondem à inundação periódica através de adaptações morfológicas, anatômicas, fisiológicas e fenológicas (Junk, 1989; Ferreira, 1991; Waldhoff *et al.*, 1998; Parolin, 2001; De Simone *et al.*, 2002; Schöngart *et al.*, 2002). As árvores respondem às condições desfavoráveis de crescimento durante a fase de submersão através da dormência cambial, resultando na formação de anéis anuais (Worbes, 1985, 1989, 1997). Desta forma, as árvores restringem o crescimento da madeira principalmente à fase terrestre (período vegetativo) (Worbes, 1985; Schöngart *et al.*, 2002; Dezzeo *et al.*, 2003), onde a duração do período vegetativo reflete-se na largura do anel formado (Worbes, 1989; Schöngart *et al.*, 2004, 2005).

Em conjunto, as diferentes adaptações apresentadas pelas espécies arbóreas em florestas alagáveis resulta na substituição de comunidades ao longo do gradiente de inundação (Takeuchi, 1962; Keel & Prance, 1979; Revilla, 1981; Junk, 1989; Ferreira, 1991; Worbes, 1997; Wittmann & Junk, 2003; Parolin *et al.*, 2004a). Esta zonação de espécies está diretamente relacionada ao tempo de inundação que cada faixa do relevo é submetida ao longo do ano (Piedade, 1985; Ayres, 1993; Ferreira, 1997, 2000; Ferreira & Prance, 1999; Ferreira & Stohlgren, 1999; Wittmann *et al.*, 2002, 2006; Piedade *et al.*, 2005). Assim, as porções mais baixas do gradiente são colonizadas por espécies tolerantes ao alagamento anual acima de 270 dias, enquanto que as porções mais elevadas são colonizadas por espécies menos tolerantes a períodos prolongados de inundação (Piedade, 1985; Junk, 1989; Ferreira, 1991).

Além do pulso de inundação, a dinâmica das florestas alagáveis também pode depender das características das águas que banham esses ecossistemas (Junk, 1993; Parolin & Ferreira, 1998). Incremento radial anual de espécies arbóreas em florestas de várzea é duas vezes mais elevado do que em florestas de igapó (Worbes, 1997) e, devido às baixas taxas de incremento radial, as árvores no igapó tendem a ser mais velhas do que indivíduos da mesma espécie com o mesmo diâmetro na várzea (Schöngart *et al.*, 2005). Estudos de Malhi *et al.* (2004, 2006)

indicam que florestas de várzea têm maior biomassa lenhosa e seqüestro de carbono acima do solo do que florestas de igapó alagadas por águas claras.

As estimativas de biomassa e seqüestro de carbono em florestas tropicais são geralmente realizadas utilizando-se modelos alométricos (*e.g.*, Phillips *et al.*, 1998; Chambers *et al.*, 2001; Clark *et al.*, 2001b; Nebel *et al.*, 2001; Chave *et al.*, 2001, 2003, 2004, 2005; Baker *et al.*, 2004b; Malhi *et al.*, 2004, 2006). Para florestas da Amazônia, equações alométricas são geradas principalmente a partir de dados de florestas de terra firme, sendo inexistentes para florestas alagáveis. Assim, o presente trabalho buscou estimar a biomassa lenhosa, o estoque e o seqüestro de carbono acima do solo ao longo do gradiente de inundação em florestas de igapó alagadas por águas pretas testando-se a aplicação de seis modelos alométricos. Adicionalmente, métodos dendrocronológicos (análise de seqüências de anéis anuais de crescimento) foram empregados para determinar a idade, o incremento radial anual e a densidade da madeira das espécies arbóreas das diferentes cotas de inundação.

## 2. Revisão Bibliográfica

### 2.1. Pulso de inundação e classificação das áreas alagáveis da Amazônia

O pulso de inundação foi descrito por Junk *et al.* (1989) como a força dirigente responsável pela existência, produtividade e interações das áreas alagáveis da Amazônia. Segundo os autores, os grandes rios e seus tributários na região amazônica são caracterizados por um padrão de inundação monomodal que submete as planícies associadas a um alagamento anual, regular e relativamente previsível resultante principalmente da variação sazonal da precipitação nas áreas de captação dos rios. Um rio e suas áreas alagáveis formam uma unidade ecológica denominada sistema rio-planície de inundação, no qual as diferentes características hidrológicas e hidroquímicas das águas que inundam anualmente tais áreas permite a classificação destas em dois tipos principais: várzeas e igapós (Sioli, 1954; Prance, 1979, 1980).

As várzeas compreendem uma área de aproximadamente 200.000 km<sup>2</sup> e são periodicamente alagadas por rios de água branca que nascem nas regiões andinas e pré-andinas (Furch, 1984; Junk, 1984, 1993). A turbidez dessas águas é provocada pela alta carga de sedimentos resultante do intenso processo de erosão, as quais apresentam um pH aproximadamente neutro e são ricas em minerais dissolvidos e em eletrólitos (Gibbs, 1967; Prance, 1979; Junk, 1983). Em função desse aporte anual de sedimentos, as florestas de várzea crescem sobre solos ricos em nutrientes e, conseqüentemente, são ecossistemas altamente produtivos, sendo as regiões rurais mais densamente povoadas da Amazônia (Junk, 1993, 1998; Junk *et al.*, 2000). Atividades econômicas como, por exemplo, agricultura, pesca, pecuária e extração de madeira têm sido exaustivamente desenvolvidas nessas áreas (Junk, 1998).

Os igapós possuem uma extensão cerca de 100.000 km<sup>2</sup> e são periodicamente inundados por rios de águas pretas ou claras que nascem respectivamente, na própria bacia Amazônica ou nos escudos das Guianas e do Brasil Central (Prance, 1979; Sioli, 1991; Junk, 1993). As águas pretas são escuras, transparentes, ácidas, ricas em substâncias húmicas dissolvidas, porém pobres em minerais dissolvidos e em eletrólitos (Prance, 1979; Junk, 1983, 1993). Já as águas

claras têm características intermediárias entre as brancas e as pretas, sendo esverdeadas, transparentes, ácidas ou neutras e variáveis quanto à concentração de minerais dissolvidos e eletrólitos (Prance, 1979; Junk, 1983, 1993). As florestas de igapó são consideradas pouco produtivas uma vez que crescem sobre solos com pequenos estoques de nutrientes e baixo potencial fértil (Klinge *et al.*, 1983, 1984; Furch, 1997; Junk, 1998). Por isto, do ponto de vista econômico, não são ambientes favoráveis à agricultura. Em adição, a extração seletiva de madeira pode comprometer a conservação desses ecossistemas em função do lento crescimento das espécies arbóreas (Junk, 1998).

## 2.2. Adaptações e respostas das plantas ao alagamento: anéis anuais de crescimento

O alagamento periódico provocado pela variação sazonal do nível da água dos rios submete as florestas de igapó e várzea a períodos de inundação que varia com a topografia da planície alagável (Junk, 1989). Como resultado, a alternância entre fase aquática e terrestre causa grande estresse sobre os organismos, principalmente na vegetação (Junk, 1989; 1998). Em resposta às alterações drásticas na disponibilidade de nutrientes e na concentração de oxigênio e de fitotoxinas durante a fase de submersão, as plantas desenvolvem adaptações que as permitem sobreviver sob condições ambientais extremas nesses ecossistemas (Junk, 1989; Parolin *et al.*, 2004b). Tais adaptações envolvem mudanças morfológicas, anatômicas, fenológicas e fisiológicas (Piedade, 1985; Worbes, 1985; Ferreira, 1991; Ziburski, 1991; Maia, 1997; Wittmann & Parolin, 1999; Maia & Piedade, 2002a, b; Waldhoff *et al.*, 2002).

Uma das características mais evidentes das espécies arbóreas em resposta ao alagamento nas florestas de igapó e várzea é o ritmo de crescimento periódico (Worbes, 1985; Dezzeo *et al.*, 2003). Durante a fase aquática, condições anaeróbicas do solo levam à redução na respiração das raízes e na captação de água e nutrientes (Worbes, 1985; Meyer, 1991). Como resultado, muitas espécies perdem ou trocam suas folhas (Adis *et al.*, 1979; Wittmann & Parolin, 1999; Schöngart *et al.*, 2002). Adicionalmente, o câmbio entra em dormência, resultando na formação de células menores, de paredes mais espessas, lumens reduzidos e/ou densidade mais elevada no limite da zona de crescimento dos anéis anuais; o



câmbio volta a ficar ativo no final da fase aquática e o crescimento radial, então, é retomado (Worbes, 1985, 1989, 1997; Schöngart *et al.*, 2002). O efeito direto dessa limitação de crescimento à fase terrestre, ou período vegetativo, é refletido na largura dos anéis, isto é, quanto maior a duração da fase de emersão maior é a largura do anel formado e vice-versa (Worbes, 1995; Schöngart, *et al.*, 2004, 2005).

### 2.3. Zonação de espécies nas florestas alagáveis da Amazônia Central

As florestas alagáveis da Amazônia Central são de interesse especial para pesquisas botânicas devido à fitofisionomia particular, à fácil acessibilidade de suas margens e às excepcionais condições ambientais (Worbes, 1997). Assim como nas matas de terra firme, a fisionomia da vegetação das florestas de igapó e várzea varia em função da posição no relevo e das características morfológicas, hidrológicas e físico-químicas dos solos (Worbes, 1997; Ribeiro *et al.*, 1999; Wittmann *et al.*, 2002). Entretanto, para as áreas alagáveis, o principal fator responsável pela substituição de comunidades de plantas ao longo da topo-seqüência do relevo é o período de inundação ao qual cada porção do gradiente é anualmente submetida (Worbes, 1983, 1986; Piedade, 1985; Junk, 1989; Campbell *et al.*, 1992; Ayres, 1993; Ferreira, 1991, 1997, 2000; Ferreira & Stohlgren, 1999; Wittmann *et al.*, 2002; Piedade *et al.*, 2005). Como resultado, diferentes espécies tendem a colonizar diferentes cotas de inundação, sendo tal distribuição seqüencial denominada zonação de espécies (Takeuchi, 1962; Keel & Prance, 1979; Revilla, 1981; Huber, 1909 *apud* Ferreira, 1991).

A zonação de espécies característica das florestas alagáveis reflete as diversas adaptações à inundação das espécies arbóreas (Keel & Prance, 1979; Junk, 1989; Wittmann & Junk, 2003). Desta forma, árvores encontradas nas porções mais baixas do relevo de igapós (*e.g.*, *Symmeria paniculata* Benth. e *Eschweilera tenuifolia* (O. Berg) Miers) são mais resistentes a longos períodos de inundação, que podem ultrapassar 270 dias por ano, enquanto que aquelas encontradas nas porções mais elevadas (*e.g.*, *Mora paraensis* (Ducke) Ducke e *Pentaclethra macroloba* (Willd.) Kuntze) resistem menos tempo ao alagamento (Piedade, 1985; Ferreira, 1991, 2000). No entanto, algumas espécies são generalistas e podem colonizar todo o gradiente de inundação (*e.g.*, *Malouetia furfuracea* Spruce ex Müll. Arg.), indicando que nas florestas alagáveis algumas espécies arbóreas apresentam

ampla plasticidade ecológica ao alagamento periódico (Worbes, 1985; Ferreira, 1991; Ferreira & Stohlgren, 1999; Parolin *et al.*, 2004b; Wittmann *et al.*, 2006).

Além da substituição seqüencial de espécies, o período de inundação influencia a diversidade de plantas ao longo da toposseqüência do relevo nas florestas de igapó e várzea. Em geral, o número de espécies é maior nas porções mais elevadas do relevo (menor período de alagamento) quando comparado às porções mais baixas (maior período de alagamento) (Junk, 1989; Campbell *et al.*, 1992; Ayres, 1993; Ferreira, 1991, 1997; Worbes, 1997; Ferreira & Stohlgren, 1999; Wittmann *et al.*, 2002, 2006). Provavelmente esta menor riqueza de espécies nas menores elevações se deve à pressão seletiva para adaptação ao habitat prolongadamente alagado (Junk, 1989; Ferreira, 1991). Tal fato sugere que os diversos mecanismos para tolerar o período de inundação levam a diferentes estratégias de crescimento e estabelecimento, podendo ser relacionados à zonação encontrada ao longo do gradiente de inundação (Junk, 1989; Ferreira, 2000; Wittmann & Junk, 2003). No igapó, por exemplo, observa-se que espécies arbóreas conseguem se estabelecer em porções mais baixas do relevo do que na várzea (Ferreira, 1991, 2000). Uma das explicações para tal fato é que há um maior fluxo de fótons na água preta do que na branca e, assim, melhores condições de sobrevivência das folhas quando submersas e maior disponibilidade de oxigênio (Schlüter & Furch, 1992; Schlüter *et al.*, 1993; Worbes, 1997).

#### 2.4. Dendrocronologia nos trópicos: florestas alagáveis amazônicas

As primeiras descobertas sobre a ocorrência de anéis anuais de crescimento foram realizadas em zonas temperadas por Leonardo da Vinci no século XV (Schweingruber, 1988). Conseqüentemente, até o final do século XIX, a análise da formação dos anéis na madeira de árvores em resposta à sazonalidade climática, ou dendrocronologia, desenvolveu-se principalmente em tais ambientes (Worbes, 2002). Desde então, estudos apontam a temperatura como o fator principal que controla o ritmo de crescimento anual nas zonas temperadas e, por isto, acreditava-se que árvores tropicais não formavam anéis anuais devido à temperatura ser quase constante nos trópicos (*e.g.*, Whitmore, 1990). No início do século XX, entretanto, foi provada a existência de anéis de crescimento em espécies lenhosas de florestas tropicais (Coster, 1923, 1926, 1927, 1928; Geiger, 1915 *apud* Worbes, 2002), onde

os fatores que controlam o ritmo de crescimento, por exemplo, das árvores na Amazônia são a precipitação e o pulso de inundação nas florestas de terra firme e nas florestas alagáveis, respectivamente (Worbes, 1995).

Estudos dos anéis anuais são importantes para o conhecimento da relação entre clima e crescimento das árvores (Worbes, 1985, 1989, 1997; Dezzeo *et al.*, 2003; Schöngart, 2003; Schöngart *et al.*, 2002, 2004, 2005, 2006), reconstrução climática (Schöngart *et al.*, 2004, 2005, 2006) e seqüestro de carbono na biomassa da madeira (Schöngart, 2003). Adicionalmente, trabalhos de dendrocronologia podem contribuir para a elaboração de planos de manejo florestal sustentáveis e/ou conservação da biodiversidade uma vez que, através da análise dos anéis de crescimento, pode-se determinar a taxa anual de incremento radial e assim avaliar a dinâmica de crescimento de espécies arbóreas ou florestas (Worbes, 2002). Apesar de tais importâncias e aplicabilidades, poucas pesquisas têm sido desenvolvidas em florestas de igapó e várzea da Amazônia Central.

O crescimento radial das árvores tropicais de diferentes fitofisionomias tem sido estudado através do uso de diferentes métodos, o que gera incertezas quanto às taxas anuais de incremento radial (Ketterings *et al.*, 2001). Por outro lado, a utilização de técnicas dendrocronológicas possibilita estimativas mais precisas, rápidas e baratas sobre a quantidade de carbono estocado na madeira porque permite a coleta de dados numa escala temporal maior do que as técnicas convencionais (*e.g.*, medições repetidas de diâmetro à altura do peito, fitas dendrométricas) em apenas uma única amostra (Worbes, 2002). Desta forma, a dendrocronologia é uma ferramenta útil para o conhecimento da dinâmica das florestas tropicais nos ciclos biogeoquímicos.

## 2.5. Estimativas de biomassa lenhosa, estoque e seqüestro de carbono acima do solo em florestas da Amazônia

Florestas tropicais desempenham um papel fundamental no ciclo global de carbono, sendo responsáveis possivelmente por mais de um terço da produtividade primária líquida terrestre e por aproximadamente 40% do carbono estocado na biomassa da vegetação (Melillo *et al.*, 1993; Dixon *et al.*, 1994; Field *et al.*, 1998; Phillips *et al.*, 1998; Clark *et al.*, 2001a; Malhi *et al.*, 2004; Vieira *et al.*, 2004, 2005). Dentre estas, as florestas amazônicas compreendem em torno de 45% da cobertura

total de floresta tropical do mundo e contêm cerca de 30% dos estoques terrestres de carbono do planeta (Malhi *et al.*, 2002; Vieira *et al.*, 2004, 2005). Estudos têm indicado que florestas tropicais maduras atuam como sumidouros de carbono ao fixá-lo na biomassa da madeira (Grace *et al.*, 1995; Malhi *et al.*, 1998; Phillips *et al.*, 1998). Nestes ecossistemas, a maior parte do carbono de vida longa reside nos troncos das árvores e, assim, a produtividade de biomassa lenhosa nos troncos determina a dinâmica de estocagem de carbono acima do solo (Malhi *et al.*, 2004).

A Produtividade Primária Líquida (PPL) de um ecossistema terrestre é a soma entre a matéria orgânica produzida e a matéria orgânica perdida pelas plantas no final de um intervalo de tempo (Clark *et al.*, 2001b). Considera-se matéria orgânica toda biomassa acima e abaixo do solo, como folhas, flores, frutos, galhos, troncos, raízes, compostos orgânicos voláteis e exsudatos (Clark *et al.*, 2001a, b). Um dos principais componentes da PPL de uma floresta é o incremento de biomassa lenhosa acima do solo (Clark *et al.*, 2001a, b; Chambers *et al.*, 2001a, 2004), que está diretamente relacionado ao seqüestro de carbono e, por conseqüência, ao ciclo global de carbono. Segundo Malhi *et al.* (2004), o seqüestro de carbono é a taxa anual na qual o carbono é fixado em estruturas lenhosas da biomassa.

A biomassa, por sua vez, é um importante parâmetro para a caracterização de um ecossistema florestal. A eficiência do estoque de biomassa lenhosa indica a qualidade das condições ambientais como clima, hidrologia, estrutura do solo e da vegetação e disponibilidade de nutrientes (Chave *et al.*, 2004). Adicionalmente, o tempo de residência do carbono, o qual corresponde ao tempo em que o carbono permanece fixado na biomassa lenhosa viva acima do solo (Malhi *et al.*, 2004), também pode ser considerado um bom indicador da dinâmica de crescimento de uma floresta. De acordo com Malhi *et al.* (2004), o tempo de residência do carbono em ecossistemas tropicais varia de 20 anos em florestas com alta produtividade a mais de 100 anos em florestas com crescimento lento.

Estimar a produtividade e o acúmulo de biomassa acima do solo em florestas tropicais é particularmente difícil devido à diversidade de espécies arbóreas, variações na densidade da madeira, arquitetura das árvores e formas de vida (lianas, hemiepífitas e palmeiras) (Clark *et al.*, 2001a; Keller *et al.*, 2001; Kettering *et al.*, 2001; Cummings *et al.*, 2002; Chave *et al.*, 2004). Entretanto, diversos estudos têm gerado modelos alométricos consistentes para estimá-la neste tipo de floresta, sobretudo nas florestas de terra firme da Amazônia (e.g., Higuchi *et al.*, 1998;

Chambers *et al.*, 2001; Chave *et al.*, 2001, 2005; Cummings *et al.*, 2002; Baker *et al.*, 2004a). Uma das maiores fontes de incerteza dos modelos é o número e o tipo de parâmetros considerados (Keller *et al.*, 2001; Nebel *et al.*, 2001; Cummings *et al.*, 2002; Baker *et al.*, 2004b; Chave *et al.*, 2004). De acordo com Chave *et al.* (2005), os parâmetros mais consistentes para estimar biomassa acima do solo são, em ordem decrescente de importância, diâmetro do tronco, densidade da madeira, altura das árvores e tipo florestal (seca, úmida ou chuvosa). Geralmente, equações que consideram simultaneamente diâmetro do tronco (ou área basal), densidade da madeira e altura são mais acurados (Chave *et al.*, 2005).

A atividade de “seqüestrador” de carbono de uma árvore depende, dentre outros fatores, da taxa anual de incremento de biomassa. Alguns trabalhos têm investigado tal aspecto em florestas alagáveis da Amazônia (Nebel *et al.*, 2001; Malhi *et al.*, 2004) e concluído que a eficiência como sumidouro varia entre diferentes tipos de florestas. Worbes (1997) mostrou que o incremento radial anual de espécies arbóreas de várzea é duas vezes maior do que de espécies de igapó. Malhi *et al.* (2004) indicaram que a produtividade acima do solo em florestas de várzea é quase o dobro do que em florestas de igapó alagadas por águas claras. Adicionalmente, Schöngart *et al.* (2005) mostraram que indivíduos de *Macrolobium acaciifolium* (Benth.) Benth. na várzea têm taxas de incremento radial duas vezes maior do que indivíduos com mesmo diâmetro no igapó. Tais resultados demonstram a necessidade de se conhecer mais profundamente o papel das árvores como sumidouros de carbono.

### 3. Objetivos

#### 3.1. Geral:

Estimar a biomassa lenhosa seca, o estoque e o seqüestro de carbono acima do solo ao longo do gradiente de inundação na floresta de igapó alagada por água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã (RDS Amanã - Amazônia Central).

#### 3.2. Específicos:

- Medir o diâmetro à altura do peito e a altura das árvores registradas nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da RDS Amanã;
- Determinar a idade, o incremento radial anual e a densidade da madeira das espécies arbóreas amostradas nas diferentes cotas;
- Testar aplicabilidade de seis modelos alométricos para estimar a biomassa lenhosa seca acima do solo das florestas nas diferentes cotas;
- Estimar o estoque, o seqüestro e o tempo de residência do carbono na biomassa lenhosa nos igapós baixo, médio e alto;
- Contextualizar o conjunto dos resultados para o manejo com fins madeireiros da floresta estudada, comparando com estudos realizados em florestas de várzea.

## 4. Material e Métodos

### 4.1. Área de estudo:

A área de estudo deste trabalho foi a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã (RDS Amanã). Esta Reserva, juntamente com a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá e o Parque Nacional do Jaú, formam o núcleo do Corredor Central da Amazônia e a maior área de floresta tropical do mundo, com cerca de 57.460 km<sup>2</sup> (Queiroz, 2005; Schöngart *et al.*, 2005) (Fig. 1). Estas unidades, junto com o Arquipélago das Anavilhanas, são consideradas patrimônio natural da humanidade pela UNESCO.

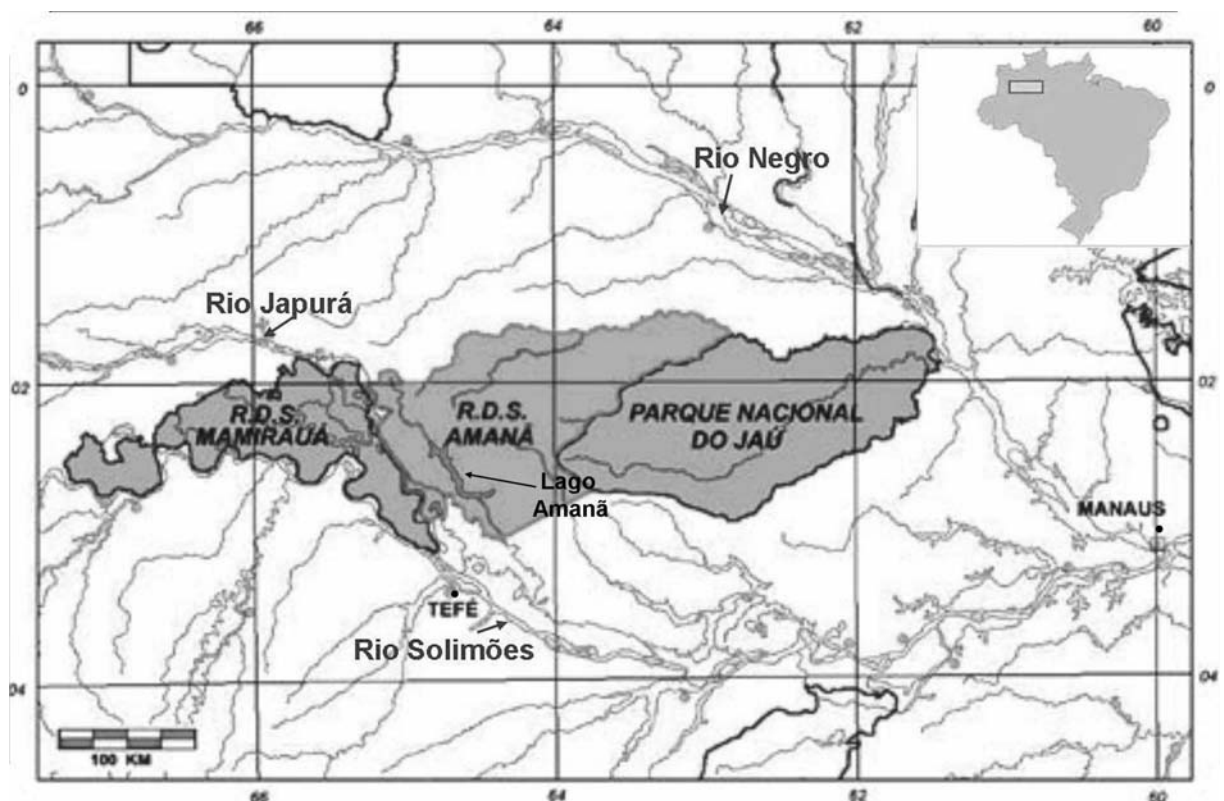


Figura 1: Área de estudo localizada na Amazônia Central, Brasil: Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã (Fonte: Ayres, 1993).

A RDS Amanã encontra-se a 550 km oeste de Manaus (1°30' - 3°00' S, 65°00' - 63°00' O) e compreende os municípios de Barcelos, Coari, Codajás e Maraã, Estado do Amazonas (Decreto Estadual nº 19.021 de 04 de agosto de 1998). Localizada na margem esquerda do baixo Rio Japurá, a Reserva Amanã abrange uma área de 23.500 km<sup>2</sup> do interflúvio Rio Negro - Rio Japurá e possui um dos maiores lagos da Amazônia, o Lago Amanã, local onde foi realizado todo o trabalho de campo (Ayres, 1993; Silva, 2004; Schöngart *et al.*, 2005). Com 126 km<sup>2</sup>, o Lago Amanã apresenta características peculiares. Durante todo o ciclo anual, recebe as águas pretas provenientes dos igarapés da floresta de terra firme ao longo de toda sua extensão, entretanto durante a cheia sofre influência das águas brancas do Rio Japurá pelo menos até o primeiro terço na sua porção sudeste (Ayres, 1993; Silva, 2004). É circundado por diversas formações vegetacionais, incluindo um cinturão de floresta de igapó com cerca de dois quilômetros de largura (Queiroz, 2005; Santos, 1999).

O clima da RDS Amanã é quente e úmido. A temperatura média diária é de 26,9 °C e a precipitação média anual é de aproximadamente de 3000 mm, com uma estação seca bem definida entre julho e outubro (Schöngart *et al.*, 2005). De acordo com dados do Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, o nível de flutuação médio do Rio Japurá durante o período de 1993 a 2000 foi de 11,38 m.

A cota baixa de inundação encontra-se na porção baixa do relevo e está sujeita a uma amplitude de inundação de aproximadamente 580 cm de altura da coluna d'água e período de alagamento de 245 dias por ano; a cota média localiza-se na porção intermediária do relevo e está sujeita a uma amplitude de inundação de 340 cm e 177 dias de alagamento; e a cota alta encontra-se na porção alta do relevo e está submetida a uma amplitude de inundação cerca de 70 cm e 61 dias de alagamento, caracterizando um ecótono entre as florestas de igapó e terra firme. A cota média foi estimada através das marcas nos troncos deixadas pelo nível máximo de inundação no ano de 2006 e através dos dados dos níveis de inundação no período de 1992 a 2004 (dados do Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá).

#### 4.2. Coleta de dados:

##### 4.2.1. Estabelecimento de parcelas



Foram estabelecidas três parcelas permanentes de 100 x 100 m (um hectare) em diferentes cotas de inundação na floresta de igapó do Lago Amanã, sendo uma situada na cota baixa (igapó baixo), uma na média (igapó médio) e uma na alta (igapó alto). Cada hectare foi subdividido em 16 parcelas de 25 x 25 m (625 m<sup>2</sup>), das quais foram sorteadas para este estudo três do igapó baixo, quatro do médio e quatro do alto, totalizando 11 parcelas.

#### 4.2.2. Levantamento florístico e medição do DAP e da altura

Para a realização do levantamento florístico, foi sorteada uma parcela (625 m<sup>2</sup>) de cada cota de inundação. Todas as árvores com o diâmetro à altura do peito (DAP; 1,30 m acima do solo)  $\geq$  10 cm foram identificadas ao nível de espécie com a ajuda de um para-taxôno. Quando a identificação não foi possível em campo, material botânico foi coletado para posterior comparação com exsicatas depositadas no Herbário do INPA em Manaus. O DAP e a altura das árvores foram medidos utilizando-se fita diamétrica e aparelho “Blume Leiss”, respectivamente. Em caso de sapopemas, o diâmetro do tronco foi aferido acima destas.

#### 4.2.3. Coleta das amostras de madeira

A determinação da idade e do incremento radial anual foi feita através da análise dos anéis anuais de crescimento (Worbes, 1995). Para isto, uma amostra de madeira com diâmetro de cinco milímetros foi coletada ao nível do DAP de cada árvore com broca dendrocronológica em uma parcela de 625 m<sup>2</sup> sorteada de cada igapó. Para determinar a densidade da madeira, e adicionalmente estimar a biomassa lenhosa acima do solo através dos modelos alométricos (ver adiante), outra amostra de cada árvore foi coletada, desta vez em todas as 11 parcelas estudadas. Após as extrações, os orifícios dos troncos foram cobertos com cera de carnaúba a fim de evitar possíveis ataques por fitopatógenos. As amostras de madeira foram analisadas no Laboratório de Dendrocronologia do INPA/Max-Planck em Manaus.

#### 4.2.4. Determinação da idade, incremento radial anual e densidade da madeira

Para realizar a análise dendrocronológica, as amostras de madeira foram coladas com cola branca em suportes de madeira e lixadas progressivamente com lixas de variados graus de granulometria até 600  $\mu$ m. A estrutura dos anéis anuais

de crescimento foi examinada macroscopicamente seguindo a classificação da anatomia de madeira de Coster (1927, 1928) e Worbes (1985, 1989). Em espécies arbóreas tropicais, o limite dos anéis é caracterizado principalmente por variações na densidade da madeira (Fig. 2 A), faixas de parênquima marginal (Fig. 2 B,C e D) e alternância das faixas de fibra e parênquima (Fig. 2 E e F).

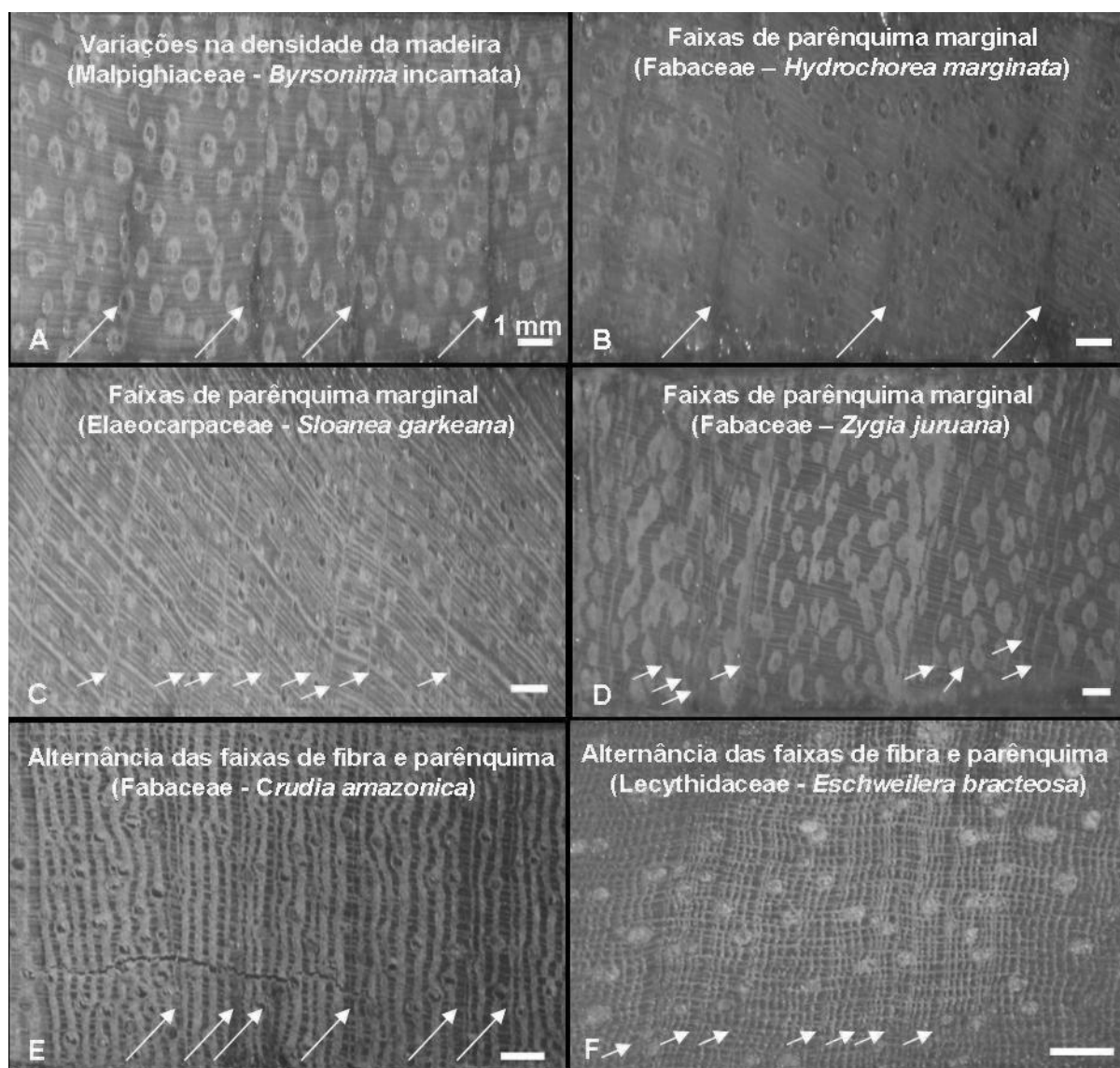


Figura 2: Tipos de anéis anuais de crescimento de espécies arbóreas tropicais ocorrentes no igapó da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. As setas indicam os limites dos anéis.

A idade das árvores foi determinada pela contagem do número de anéis de crescimento e o incremento radial anual pela medição da largura dos anéis. Para estas análises, foi utilizado um aparelho digital com precisão de 0,01 mm (LINTAB)

acoplado a um computador provido de um software especial para análises de seqüências temporais (TSAP-Win = Time Series Analyses and Presentation-Windows). O incremento radial anual médio foi calculado para cada árvore, espécie arbórea e parcela. Não foi possível fazer a análise dendrocronológica de algumas árvores dos três igapós (três árvores do igapó baixo, três do médio e seis do alto) e, conseqüentemente, determinar a idade e o incremento radial anual em função do estado de podridão do tronco, o qual impediu a coleta de amostras de boa qualidade. Uma vez que monocotiledôneas não apresentam crescimento secundário, seis palmeiras da espécie *Euterpe precatoria* (açai) registradas no igapó alto também não tiveram a idade e o incremento radial anual determinados.

Para determinar a densidade da madeira, as amostras foram medidas com paquímetro digital para determinar seu comprimento e submetidas à secagem em estufa por 72 horas sob temperatura constante de 105 °C (Chave *et al.*, 2005; Schöngart *et al.*, 2005). Posteriormente, as amostras foram pesadas em balança digital e a densidade foi calculada pela razão entre o peso da matéria seca e o volume fresco ( $\text{g/cm}^3$ ). Embora as árvores que apresentavam o tronco visivelmente podre impossibilitaram a coleta de boas amostras para a determinação da idade e do incremento radial anual, foi possível determinar a densidade de algumas delas (uma do igapó baixo, uma do médio e seis do alto), assim como para os seis açais encontrados no igapó alto. Entretanto, foi impossível determinar a densidade da madeira de duas árvores do igapó baixo e duas do médio devido ao grau avançado de podridão do tronco.

#### 4.2.5. Estimativa de biomassa lenhosa acima do solo

Em florestas tropicais, a biomassa pode ser mensurada diretamente pela amostragem destrutiva ou indiretamente pela aplicação de modelos alométricos (Keller *et al.*, 2001). Como a amostragem destrutiva é limitada pelo tempo, custo elevado e derrubada de grandes áreas de floresta, as equações alométricas têm sido bastante utilizadas (Cummings *et al.*, 2002). Entretanto, ainda não existem modelos alométricos gerados a partir de dados de florestas alagáveis. Neste estudo, testou-se a aplicabilidade de seis modelos alométricos de diferentes tipos florestais para estimar a biomassa lenhosa acima do solo dos igapós baixo, médio e alto da RDS Amanã. A biomassa foi estimada por cada modelo para cada árvore de três parcelas do igapó baixo, quatro do médio e quatro do alto. Os valores estimados da

biomassa para as parcelas de 625 m<sup>2</sup> foram extrapolados para um hectare a fim de torná-los comparáveis aos de outros estudos. As equações alométricas utilizadas estão descritas na Tabela 1.

Tabela 1: Modelos alométricos testados para estimar a biomassa lenhosa acima do solo de árvores das cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. ABS = área basal; ALT = altura; BIO = biomassa lenhosa acima do solo; DAP = diâmetro à altura do peito; DEN = densidade da madeira.

Modelo	Tipo de floresta	Parâmetros considerados	Equação	Autor
1	Úmida <sup>1</sup>	DEN, DAP, ALT	$BIO = ABS * ALT * DEN * 0,6$	Cannell, 1984
2	Seca <sup>2</sup>	DEN, DAP, ALT	$BIO = 0,112 * (DEN * DAP^2 * ALT)^{0,916}$	Chave <i>et al.</i> , 2005
3	Seca <sup>2</sup>	DEN, DAP	$BIO = DEN * \exp(-0,667 + 1,784 * \ln(DAP) + 0,207(\ln(DAP))^2 - 0,0281(\ln(DAP))^3)$	Chave <i>et al.</i> , 2005
4	Úmida <sup>1</sup>	DEN, DAP, ALT	$BIO = 0,0509 * DEN * DAP^2 * ALT$	Chave <i>et al.</i> , 2005
5	Úmida <sup>1</sup>	DEN, DAP	$BIO = DEN * \exp(-1,499 + 2,148 * \ln(DAP) + 0,207(\ln(DAP))^2 - 0,0281(\ln(DAP))^3)$	Chave <i>et al.</i> , 2005
6	Úmida <sup>1</sup>	DEN, DAP	$BIO = DEN / 0,67 * \exp(0,33(\ln(DAP)) + 0,933(\ln(DAP^2)) - 0,122(\ln(DAP^3)) - 0,37)$	Baker <i>et al.</i> , 2004a

<sup>1</sup> Florestas onde a evapotranspiração excede a precipitação no período de um mês a quatro meses; possuem uma estação seca definida (uma a quatro meses), algumas vezes são semi-decíduas e apresentam precipitação anual entre 1.500 e 3.500 mm (Chave *et al.*, 2005).

<sup>2</sup> Florestas com uma estação seca muito pronunciada (mais de cinco meses) durante a qual as plantas sofrem sério estresse hídrico; apresentam precipitação anual menor que 1.500 mm (Chave *et al.*, 2005).

#### 4.2.6. Estimativa de estoque e seqüestro acima do solo e tempo de residência do carbono na biomassa lenhosa

O estoque de carbono foi estimado de acordo com Brown *et al.* (1995), permitindo determinar a quantidade de carbono estocado durante a vida inteira de cada árvore. Segundo os autores, o conteúdo de carbono corresponde a 50% da biomassa seca (ver também Clark *et al.*, 2001a, b; Roy *et al.*, 2001; Malhi *et al.*, 2004). O seqüestro anual de carbono foi estimado através da mudança do estoque de carbono na biomassa lenhosa de um ano para outro, considerando o aumento do DAP pelos anéis anuais e o aumento da altura através da relação entre DAP e altura. O tempo médio de residência do carbono na biomassa foi estimado dividindo-se o estoque pelo seqüestro. Assim como a biomassa, o estoque foi estimado para cada árvore de três parcelas do igapó baixo, quatro do médio e quatro do alto. O seqüestro e o tempo de residência foram calculados para todas as árvores de uma parcela de cada igapó. Os valores estimados para as parcelas de 625 m<sup>2</sup> foram extrapolados para um hectare (*i.e.*, multiplicado por 16).

#### 4.3. Análise de dados

Para verificar se existe diferença estatística dos valores médios de DAP, altura, idade, incremento radial anual, densidade da madeira e tempo de residência do carbono entre as cotas de inundação baixa, média e alta foram utilizadas análises de variância simples (ANOVA) (Zar, 1996). Foi gerada uma matriz de correlação entre as variáveis DAP, altura, idade, incremento radial anual e densidade da madeira para cada cota de inundação (Zar, 1996). Para avaliar a consistência dos valores estimados de biomassa lenhosa e estoque de carbono por cada modelo alométrico em cada igapó foi usada uma análise de variância dois fatores (Zar, 1996), sendo um fator o modelo (1, 2, 3, 4, 5 e 6) e o outro o igapó (baixo, médio e alto). As ANOVA foram seguidas de teste t para comparação par-a-par das médias. As análises foram feitas com o auxílio dos pacotes estatísticos Biostat 3.0 (Ayres *et al.*, 2003) e Statistica 5.0 (Statsoft, 1996).

## 5. Resultados

A composição florística das cotas de inundação baixa, média e alta está ilustrada na Tabela 2. No total foram amostradas 100 árvores nas três parcelas de 625 m<sup>2</sup>, sendo 28 na cota baixa, 36 na média e 36 na alta. Das 45 espécies encontradas, nove ocorreram no igapó baixo, 19 no médio e 22 no alto. Nenhuma espécie foi comum às três cotas de inundação e seis foram comuns a duas cotas (*Couepia bracteosa*, *Heisteria acuminata*, *Macrolobium acaciifolium* e *Pouteria elegans* nos igapós baixo e médio e *Inga alba* e *Zygia juruana* nos igapós médio e alto). As espécies mais abundantes foram *Couepia bracteosa* (N = 6) no igapó baixo, *Neea madeirana* e *Pouteria elegans* (N = 5 cada) no médio e *Euterpe precatoria* (N = 6) no alto.

O diâmetro à altura do peito foi de 20,2 ± 15,9 cm (média ± desvio padrão) no igapó baixo, 21,1 ± 16,5 cm no igapó médio e 23,8 ± 14,5 cm no igapó alto, mas não houve diferença estatística significativa entre as cotas de inundação ( $F_{2,100} = 0,456$ ;  $p = 0,640$ ; Fig. 3). O maior diâmetro registrado no igapó baixo foi 81,1 cm (*Macrolobium acaciifolium*), no médio 104,9 cm (*Macrolobium acaciifolium*) e no alto 60,5 cm (*Qualea paraensis*).

A altura média das árvores diferiu entre as cotas de inundação ( $F_{2,97} = 9,66$ ;  $p = 0,0003$ ; Fig. 4), exceto entre as cotas baixa e média ( $t = 1,11$ ;  $p = 0,269$ ). No igapó alto a altura foi de 20,2 ± 7,0 m, sendo 44% maior do que no igapó baixo (14,0 ± 4,9 m;  $t = 4,14$ ;  $p = 0,0001$ ) e 29% maior do que no igapó médio (15,7 ± 5,3 m;  $t = 3,24$ ;  $p = 0,0016$ ). A árvore mais alta encontrada na cota baixa apresentou 26 m de altura (*Hydrochorea marginata*), na cota média 28,1 m (*Pterocarpus rohrii*) e na cota alta 37,6 m (*Qualea paraensis*).

Tabela 2: Composição florística de uma parcela de 625 m<sup>2</sup> estabelecida nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. Os valores estão apresentados na forma de média ± desvio padrão. DAP = diâmetro à altura do peito (cm); ALT = altura (m); IDA = idade (anos); INC = incremento radial anual (mm); DEN = densidade da madeira (g/cm<sup>3</sup>).

Família	Espécie	N	DAP	ALT	IDA	INC	DEN
<b>Igapó baixo</b>							
Chrysobalanaceae	<i>Couepia bracteosa</i> Benth.	6	13,5 ± 2,3	11,9 ± 3,6	72 ± 26	1,04 ± 0,24	0,67 ± 0,04
Chrysobalanaceae	<i>Licania apetala</i> (E. Mey.) Fritsch	4	13,5 ± 3,1	15,5 ± 3,7	86 ± 20	0,78 ± 0,04	0,57 ± 0,07
Fabaceae	<i>Crudia amazonica</i> Spruce ex Benth.	2	27,7 ± 3,3	15,7 ± 4,2	74 ± 9	1,87 ± 0,0	0,67 ± 0,01
Fabaceae	<i>Macrolobium acaciifolium</i> (Benth.) Benth.	1	81,1	21,0	261	1,55	0,52
Fabaceae	<i>Hydrochorea marginata</i> (Spruce ex Benth.) Barneby & J.W. Grimes	3	38,2 ± 23,2	19,5 ± 6,0	70 ± 42	2,66 ± 0,83	0,49 ± 0,13
Malpighiaceae	<i>Byrsonima incarnata</i> Sandwith	3	19,2 ± 3,4	17,9 ± 2,9	71 ± 14	1,36 ± 0,11	0,54 ± 0,09
Myrtaceae	<i>Calypttranthes cuspidata</i> DC.	4	13,1 ± 1,1	8,8 ± 3,8	98 ± 35	0,75 ± 0,31	0,68 ± 0,05
Olcaceae	<i>Heisteria acuminata</i> (Humb. & Bonpl.) Engl.	1	11,2	9,9	37	1,53	0,49
Sapotaceae	<i>Pouteria elegans</i> (A. DC.) Baehni	4	14,9 ± 3,5	12,4 ± 3,5	80 ± 10	0,96 ± 0,36	0,71 ± 0,01
Média			20,2 ± 15,9	14,0 ± 4,9	84 ± 44	1,30 ± 0,67	0,61 ± 0,10
<b>Igapó médio</b>							
Chrysobalanaceae	<i>Couepia bracteosa</i> Benth.	1	11,7	14,2	61	0,96	0,65
Chrysobalanaceae	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	2	19,7 ± 11,3	17,6 ± 4,2	56 ± 15	1,69 ± 0,56	0,48 ± 0,01
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea garkeana</i> K. Schum.	1	23,7	12,8	52	2,26	0,75
Euphorbiaceae	<i>Mabea caudata</i> Pax & K. Hoffm.	1	18,1	14,2	73	1,24	0,62
Fabaceae	<i>Macrolobium acaciifolium</i> (Benth.) Benth.	1	104,9	24,3	337	1,56	0,43
Fabaceae	<i>Macrolobium bifolium</i> (Aubl.) Pers.	2	15,9 ± 1,3	13,1 ± 1,7	74 ± 4	1,07 ± 0,14	0,45 ± 0,01
Fabaceae	<i>Tachigali venusta</i> Dwyer	1	15,4	16,2	73	1,05	0,64
Fabaceae	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	1	19,0	21,0	50	1,91	0,64
Fabaceae	<i>Zygia juruana</i> (Harms) L. Rico	2	12,9 ± 0,8	13,2 ± 2,8	55 ± 12	1,19 ± 0,19	0,70 ± 0,14
Fabaceae	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	4	31,7 ± 13,2	22,9 ± 5,2	109 ± 37	1,45 ± 0,35	0,43 ± 0,14
Lauraceae	<i>Licaria brasiliensis</i> (Nees) Kosterm.	1	41,4	19,1	108	1,91	0,53
Lauraceae	<i>Nectandra</i> sp.1	1	13,5	9,6	48	1,42	0,59

Lecythidaceae	<i>Eschweilera albiflora</i> (DC.) Miers	4	19,8 ± 6,6	15,2 ± 5,1	82 ± 25	1,20 ± 0,11	0,66 ± 0,09
Myrtaceae	<i>Myrciaria dubia</i> (Kunth) McVaugh	1	13,0	3,5			
Nyctaginaceae	<i>Neea madeirana</i> Standl.	5	17,2 ± 3,9	11,8 ± 1,1	62 ± 22	1,56 ± 0,70	0,48 ± 0,15
Olacaceae	<i>Heisteria acuminata</i> (Humb. & Bonpl.) Engl.	1	10,5	9,0	64	0,82	0,60
Picrodendraceae	<i>Piranhea trifoliata</i> Baill.	1	17,4	18,1			
Sapotaceae	<i>Pouteria elegans</i> (A. DC.) Baehni	5	15,1 ± 5,0	16,2 ± 4	67 ± 22	1,14 ± 0,15	0,71 ± 0,07
Indeterminada		1	39,3	22,1	174	1,13	0,73
Média			21,1 ± 16,5	15,7 ± 5,3	81 ± 53	1,35 ± 0,39	0,58 ± 0,14
<b>Igapó alto</b>							
Annonaceae	<i>Duguetia surinamensis</i> R.E. Fr.	1	18,1	17,6	88	1,03	0,75
Annonaceae	<i>Xylopia amazonica</i> R.E. Fr.	3	15,5 ± 3,5	19,9 ± 5,5	76 ± 2	1,02 ± 0,22	0,78 ± 0,16
Arecaceae	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	6	14,3 ± 1,4	19,1 ± 3,3			0,46 ± 0,21
Celastraceae	<i>Goupia glabra</i> Aubl.	1	52,5	34,0	246	1,07	0,82
Celastraceae	<i>Maytenus guianensis</i> fo. <i>crenulata</i> Steyerm.	1	11,4	10,6	80	0,71	0,80
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella duckei</i> Huber	1	12,5	15,1	74	0,85	0,80
Fabaceae	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	1	42,1	22,8	73	2,89	0,69
Fabaceae	<i>Zygia juruana</i> (Harms) L. Rico	2	13,7 ± 3,5	15,6 ± 0,01	74 ± 6	0,91 ± 0,16	0,79 ± 0,04
Fabaceae	<i>Hymenolobium heterocarpum</i> Ducke	1	39,0	22,5			0,64
Lauraceae	<i>Ocotea</i> sp. 1	1	18,6	19,4	93	0,99	0,64
Lecythidaceae	<i>Eschweilera bracteosa</i> (Poepp. ex O. Berg) Miers	5	36,4 ± 18,3	26,1 ± 6,2	178 ± 90	1,02 ± 0,12	0,85 ± 0,05
Malvaceae	<i>Apeiba echinata</i> Gaertn.	1	31,0	23,3	150	1,03	0,29
Moraceae	<i>Helianthostylis spruce</i> Baill.	1	10,7	7,9	38	1,39	0,56
Moraceae	<i>Naucleopsis caloneura</i> (Huber) Ducke	1	45,0	32,4	144	1,56	0,65
Myristicaceae	<i>Iryanthera macrophylla</i> (Benth.) Warb.	1	13,3	19,9	52	1,28	0,47
Myristicaceae	<i>Virola calophylla</i> (Spruce) Warb.	1	21,9	16,8	59	1,87	0,48
Ochnaceae	<i>Ouratea costanaefolia</i> (DC.) Engl.	1	16,4	13,3			0,64
Phyllantaceae	<i>Hyeronima laxiflora</i> Müll. Arg.	3	24,1 ± 7,4	13,2 ± 4,5			0,49 ± 0,25
Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp. 2	1	21,0	18,5	118	0,89	0,79
Urticaceae	<i>Coussapoa orthoneura</i> Standl.	1	12,8	24,3			0,44
Violaceae	<i>Paypayrola grandiflora</i> Tul.	1	15,0	14,3	68	1,11	0,55
Vochysiaceae	<i>Qualea paraensis</i> Ducke	1	60,5	37,6	166	1,82	0,58
Média			23,8 ± 14,5	20,2 ± 7,0	113 ± 67	1,18 ± 0,47	0,64 ± 0,20



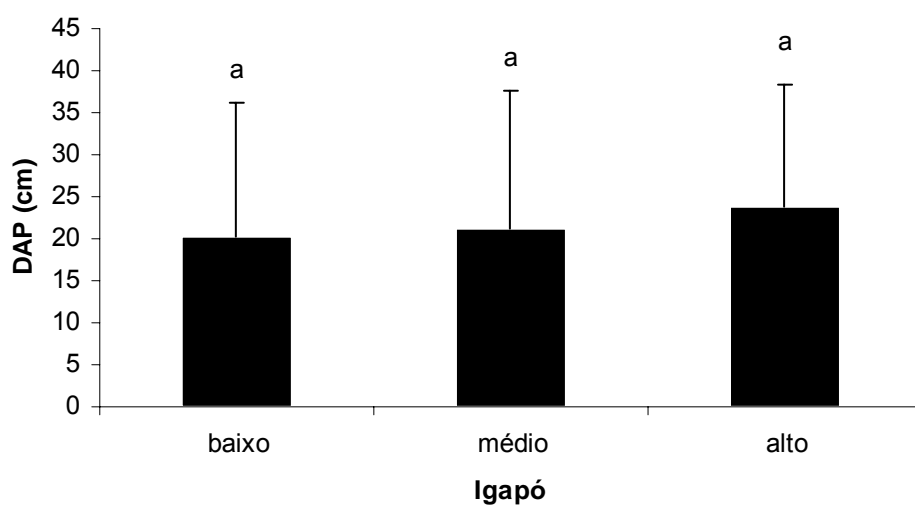


Figura 3: Diâmetro à altura do peito (média  $\pm$  desvio padrão) de árvores amostradas em uma parcela de 625 m<sup>2</sup> nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. As letras iguais no gráfico significam ausência de diferença estatística. N<sub>baixo</sub> = 28; N<sub>médio</sub> = 36; N<sub>alto</sub> = 36.

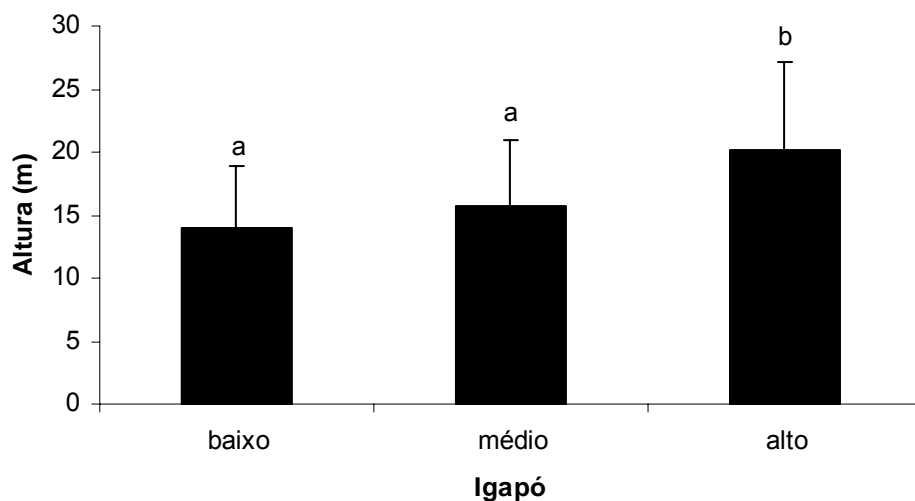


Figura 4: Altura (média  $\pm$  desvio padrão) de árvores amostradas em uma parcela de 625 m<sup>2</sup> nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. As letras diferentes no gráfico representam valores diferentes estatisticamente ( $p < 0,05$ ). N<sub>baixo</sub> = 28; N<sub>médio</sub> = 36; N<sub>alto</sub> = 36.

A diferença na idade média das árvores entre as cotas de inundação não foi significativa ( $F_{2,82} = 2,758$ ;  $p = 0,06$ ; Fig. 5). O igapó baixo apresentou árvores com idade de  $84 \pm 44$  anos, o médio  $81 \pm 53$  anos e o alto  $113 \pm 67$  anos. A árvore mais velha registrada na cota baixa de inundação apresentou uma idade estimada em 261 anos (*Macrolobium acaciifolium*), na cota média 337 anos (*Macrolobium acaciifolium*) e na cota alta 308 anos (*Eschweilera bracteosa*).

O incremento radial anual foi de  $1,30 \pm 0,67$  mm no igapó baixo,  $1,35 \pm 0,39$  mm no igapó médio e  $1,18 \pm 0,47$  mm no igapó alto, entretanto não houve diferença estatística significativa entre as cotas de inundação ( $F_{2,79} = 0,739$ ;  $p = 0,515$ ; Fig. 6). As espécies que apresentaram respectivamente os menores e maiores valores de incremento radial médio foram *Calyptranthes cuspidata* (0,75 mm) e *Hydrochorea marginata* (2,66 mm) na cota baixa, *Neea madeirana* (0,82 mm) e *Sloanea garkeana* (2,26 mm) na cota média e *Maytenus guianensis* (0,71 mm) e *Inga alba* (2,89 mm) na cota alta.

A densidade média da madeira não diferiu entre as cotas de inundação ( $F_{2,93} = 1,105$ ;  $p = 0,367$ ; Fig. 7). No igapó baixo a densidade da madeira foi de  $0,61 \pm 0,10$  g/cm<sup>3</sup>, no médio  $0,58 \pm 0,14$  g/cm<sup>3</sup> e no alto  $0,64 \pm 0,20$  g/cm<sup>3</sup>. A menor e a maior densidade observada na cota baixa foi 0,41 (*Hydrochorea marginata*) e 0,74 g/cm<sup>3</sup> (*Couepia bracteosa*), na média 0,33 (*Pterocarpus rohrii*) e 0,81 g/cm<sup>3</sup> (*Pouteria elegans*) e na alta 0,10 (*Euterpe precatoria*) e 0,94 g/cm<sup>3</sup> (*Xylopia amazonica*).

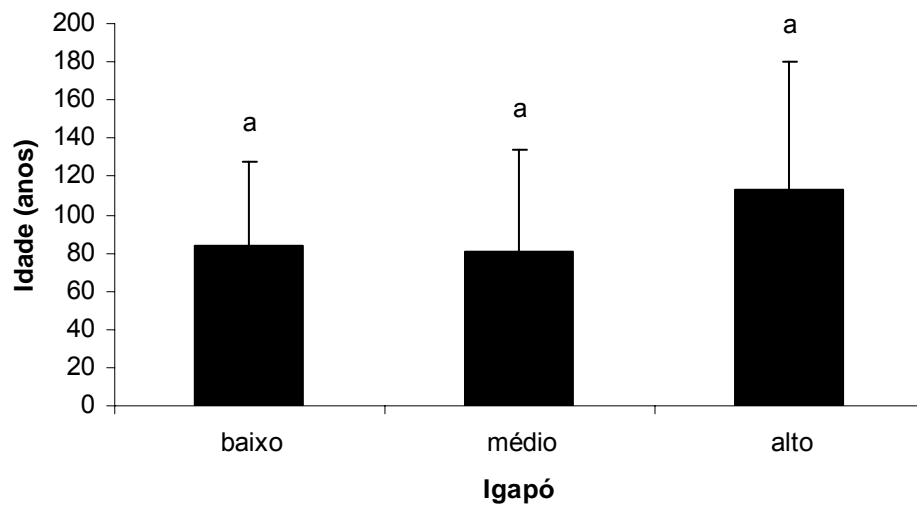


Figura 5: Idade (média  $\pm$  desvio padrão) de árvores amostradas em uma parcela de 625 m<sup>2</sup> nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. As letras iguais no gráfico significam ausência de diferença estatística. N<sub>baixo</sub> = 25; N<sub>médio</sub> = 33; N<sub>alto</sub> = 24.

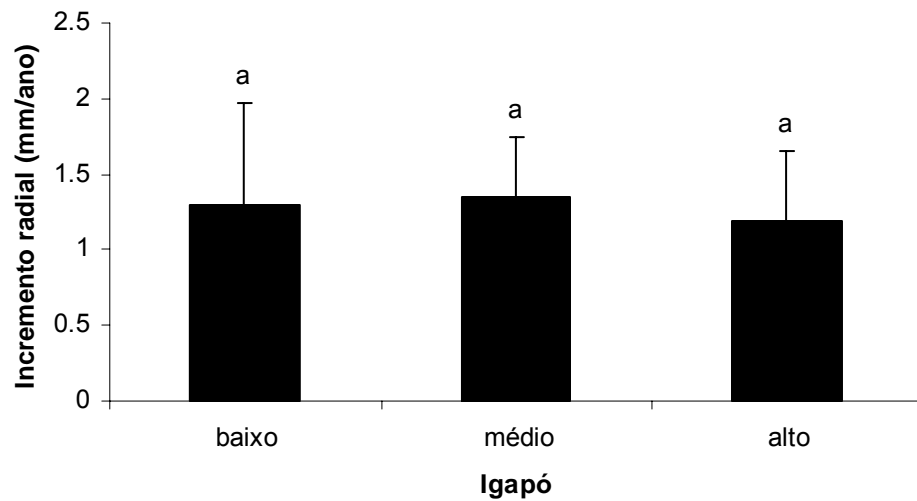


Figura 6: Incremento radial anual (média  $\pm$  desvio padrão) de árvores amostradas em uma parcela de 625 m<sup>2</sup> nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. As letras iguais no gráfico significam ausência de diferença estatística. N<sub>baixo</sub> = 25; N<sub>médio</sub> = 33; N<sub>alto</sub> = 24.

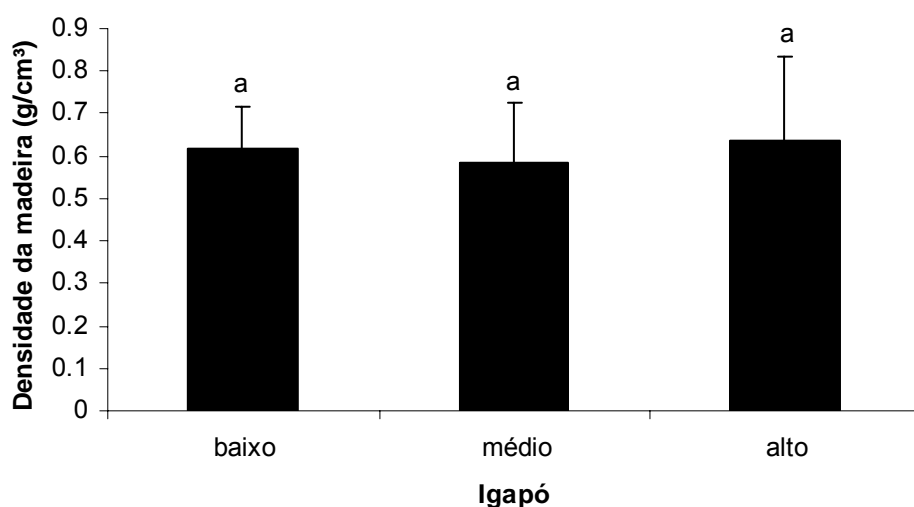


Figura 7: Densidade da madeira (média  $\pm$  desvio padrão) de árvores amostradas em uma parcela de 625 m<sup>2</sup> nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. As letras iguais no gráfico significam ausência de diferença estatística. N<sub>baixo</sub> = 26; N<sub>médio</sub> = 34; N<sub>alto</sub> = 36.

Correlacionando os parâmetros DAP, altura, idade, incremento radial anual e densidade da madeira para cada cota de inundação, apenas as relações entre DAP e altura e DAP e idade foram consistentemente significativas nas três cotas (Tab. 3).

Tabela 3: Matriz de correlação (r) entre diâmetro à altura do peito (DAP), altura (ALT), idade (IDA), incremento radial anual (INC) e densidade da madeira (DEN) nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. Valores destacados em negrito representam diferença estatística significativa ( $p < 0,05$ ).

		DAP	ALT	IDA	INC	DEN
Igapó baixo	DAP					
	ALT	<b>0,5899</b> <b>p=0,002</b>				
	IDA	<b>0,7280</b> <b>p=0,000</b>	0,2581 p=0,213			
	INC	<b>0,5876</b> <b>p=0,002</b>	<b>0,4986</b> <b>p=0,011</b>	-0,0985 p=0,640		
	DEN	<b>-0,5161</b>	<b>-0,4730</b>	-0,1948	<b>-0,5106</b>	

		<b>p=0,008</b>	<b>p=0,017</b>	p=0,351	<b>p=0,009</b>
Igapó médio	DAP				
	ALT	<b>0,6515</b> <b>p=0,000</b>			
	IDA	<b>0,9475</b> <b>p=0,000</b>	<b>0,6235</b> <b>p=0,000</b>		
	INC	0,2642 p=0,119	0,2046 p=0,231	-0,022 p=0,900	
	DEN	-0,208 p=0,224	-0,017 p=0,924	-0,13 p=0,449	-0,264 p=0,120
	DAP				
Igapó alto	ALT	<b>0,9061</b> <b>p=0,000</b>			
	IDA	<b>0,8509</b> <b>p=0,000</b>	<b>0,7805</b> <b>p=0,000</b>		
	INC	0,3989 p=0,054	0,2678 p=0,206	-0,097 p=0,653	
	DEN	0,0977 p=0,650	0,0758 p=0,725	0,3166 p=0,132	-0,356 p=0,088
	DAP				
	DAP				

A biomassa lenhosa estimada acima do solo diferiu significativamente entre as três cotas de inundação ( $F_{2,10} = 25,638$ ;  $p = 0,0003$ ) e entre os seis modelos alométricos ( $F_{5,10} = 23,352$ ;  $p = 0,0001$ ). Em média, o igapó baixo apresentou uma menor biomassa por hectare ( $180 \pm 40,8$  Mg/ha) quando comparado aos igapós médio ( $232 \pm 42,6$  Mg/ha;  $t = 6,349$ ;  $p = 0,0001$ ) e alto ( $229 \pm 40,4$  Mg/ha;  $t = 6,402$ ;  $p = 0,0001$ ). Entretanto, os igapós médio e alto não diferiram entre si ( $t = 0,306$ ;  $p = 0,766$ ; Fig. 8). Os modelos 1, 2 e 4 indicaram valores consistentemente semelhantes, enquanto os modelos 3, 5 e 6 indicaram valores significativamente diferentes dos demais (Tab. 4). Na cota baixa os modelos 1, 2 e 4 estimaram valores médios similares entre 158 e 168 Mg/ha, enquanto os modelos 3, 5 e 6 estimaram 133, 234 e 226 Mg/ha, respectivamente. Similarmente, na cota média os modelos 1, 2 e 4 indicaram valores entre 220 e 240 Mg/ha, enquanto os modelos 3, 5 e 6 estimaram respectivamente 160, 264 e 283 Mg/ha. O mesmo foi observado para a cota alta, onde os modelos 1, 2 e 4 estimaram valores de biomassa lenhosa entre

228 e 246 Mg/ha, o modelo 3 153 Mg/ha e os modelos 5 e 6 253 e 268 Mg/ha, respectivamente (Fig. 8).

Tabela 4: Resultado da ANOVA dois fatores comparando a biomassa lenhosa acima do solo estimada pelos modelos alométricos 1, 2, 3, 4, 5 e 6 para as cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. Valores destacados em negrito representam diferença estatística significativa ( $p < 0,05$ ). GL = graus de liberdade; SQ = soma dos quadrados; QM = quadrados médios.

Fontes de variação	GL	SQ	QM
Cotas de inundação	2	103.53 e+08	517.66 e+07
Modelos alométricos (blocos)	5	235.76 e+08	471.51 e+07
Erro	10	201.91 e+07	201.91 e+06
F (cotas) =	<b>25,6379</b>	---	---
p (cotas) =	<b>0,0003</b>	---	---
F (modelos) =	<b>23,3524</b>	---	---
p (modelos) =	<b>0,0001</b>	---	---
Teste t (cotas de inundação)	t	(p)	---
Médias (cotas baixa e média) =	<b>6,349</b>	<b>0,0001</b>	---
Médias (cotas baixa e alta) =	<b>6,042</b>	<b>0,0001</b>	---
Médias (cotas média e alta) =	0,306	0,7656	---
Teste t (modelos alométricos)	t	(p)	---
Médias (modelos 1 e 2) =	0,061	0,9528	---
Médias (modelos 1 e 3) =	<b>4,696</b>	<b>0,0008</b>	---
Médias (modelos 1 e 4) =	1,289	0,2265	---
Médias (modelos 1 e 5) =	<b>4,621</b>	<b>0,0009</b>	---
Médias (modelos 1 e 6) =	<b>4,266</b>	<b>0,0016</b>	---
Médias (modelos 2 e 3) =	<b>4,636</b>	<b>0,0009</b>	---
Médias (modelos 2 e 4) =	1,349	0,2069	---
Médias (modelos 2 e 5) =	<b>4,682</b>	<b>0,0009</b>	---
Médias (modelos 2 e 6) =	<b>4,327</b>	<b>0,0015</b>	---
Médias (modelos 3 e 4) =	<b>5,985</b>	<b>0,0001</b>	---
Médias (modelos 3 e 5) =	<b>9,318</b>	<b>0</b>	---
Médias (modelos 3 e 6) =	<b>8,962</b>	<b>0</b>	---
Médias (modelos 4 e 5) =	<b>3,333</b>	<b>0,0076</b>	---
Médias (modelos 4 e 6) =	<b>2,977</b>	<b>0,0138</b>	---
Médias (modelos 5 e 6) =	0,355	0,7296	---

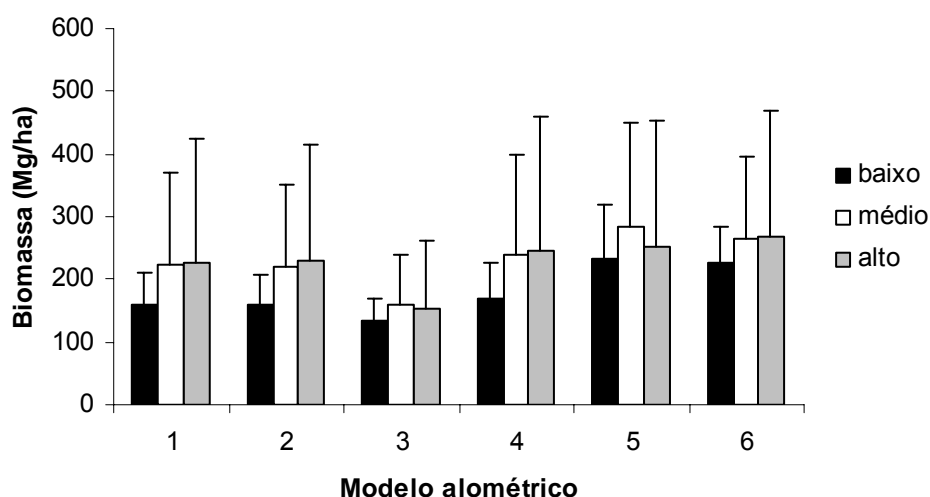


Figura 8: Biomassa lenhosa acima do solo estimada (média  $\pm$  desvio padrão) através de seis modelos alométricos nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. Os dados foram coletados em 11 parcelas de 625 m<sup>2</sup>, sendo três na cota baixa, quatro na média e quatro na alta.

Assim como a biomassa, o estoque de carbono acima do solo também diferiu significativamente entre as três cotas de inundação ( $F_{2,10} = 25,638$ ;  $p = 0,0003$ ) e entre os seis modelos alométricos ( $F_{5,10} = 23,352$ ;  $p = 0,0001$ ). O igapó baixo apresentou um estoque de carbono de  $90 \pm 20,4$  Mg C/ha, sendo cerca de 29% menor do que o dos igapós médio ( $116 \pm 21,3$  Mg C/ha;  $t = 6,349$ ;  $p = 0,0001$ ) e alto ( $115 \pm 20,2$  Mg C/ha;  $t = 6,402$ ;  $p = 0,0001$ ), que não diferiram entre si ( $t = 0,306$ ;  $p = 0,766$ ; Fig. 9). Novamente, não houve diferença estatística entre os valores calculados pelos modelos 1, 2 e 4 para as três cotas de inundação, enquanto que os modelos 3, 5 e 6 calcularam valores diferentes dos demais. Na cota baixa os modelos 1, 2 e 4 estimaram valores médios entre 79 e 84 Mg C/ha, enquanto os modelos 3, 5 e 6 estimaram 67, 117 e 113 Mg C/ha, respectivamente. De maneira semelhante, na cota média os modelos 1, 2 e 4 indicaram valores entre 110 e 120 Mg C/ha, enquanto os modelos 3, 5 e 6 estimaram respectivamente 80, 132 e 142 Mg C/ha. O mesmo foi observado para a cota alta, onde os modelos 1, 2 e 4 estimaram valores de biomassa lenhosa entre 114 e 123 Mg C/ha, o modelo 3 72 Mg C/ha e os modelos 5 e 6 127 e 134 Mg C/ha, respectivamente (Fig. 9).

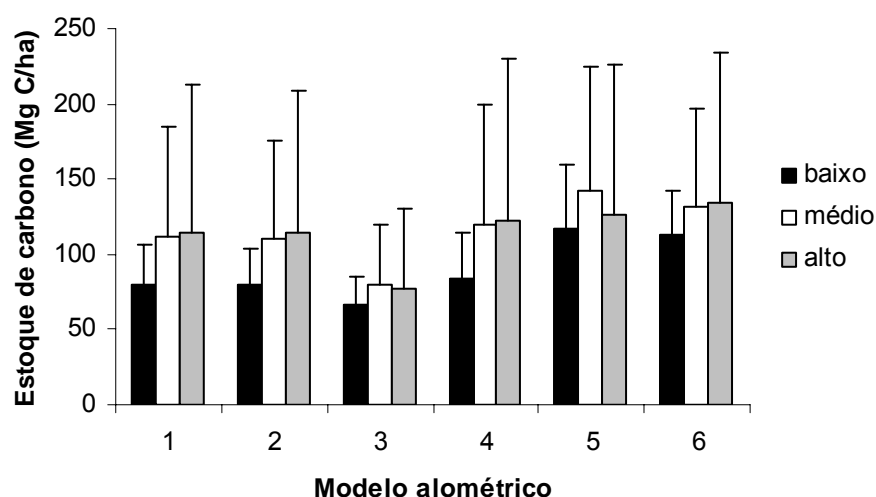


Figura 9: Estoque de carbono acima do solo estimado (média  $\pm$  desvio padrão) através de seis modelos alométricos nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. Os dados foram coletados em 11 parcelas de 625 m<sup>2</sup>, sendo três na cota baixa, quatro na média e quatro na alta.

Embora o seqüestro de carbono tenha sido estimado para apenas uma parcela de 625 m<sup>2</sup> em cada cota de inundação, impossibilitando uma prova estatística por ausência de réplicas, o seqüestro de carbono foi de 2,0 Mg C/ha/ano no igapó alto, sendo 67% maior do que o igapó baixo (1,2 Mg C/ha/ano) e 11% maior do que o igapó médio (1,8 Mg C/ha/ano) (Fig. 10).

O tempo de residência do carbono na biomassa lenhosa foi de 54  $\pm$  60 anos no igapó baixo, 57  $\pm$  59 anos no igapó médio e 78  $\pm$  73 anos no igapó alto, mas não houve diferença estatística significativa entre as cotas de inundação ( $F_{2,79} = 1,071$ ;  $p = 0,348$ ; Fig. 11).



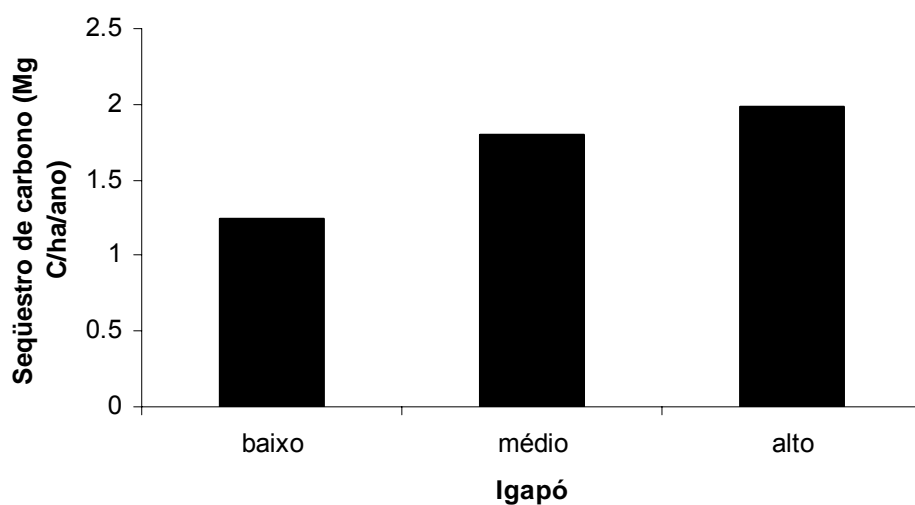


Figura 10: Seqüestro de carbono anual acima do solo estimado nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. Os dados representam a média dos seis modelos utilizados e foram coletados em uma parcela de 625 m<sup>2</sup> estabelecida em cada cota.

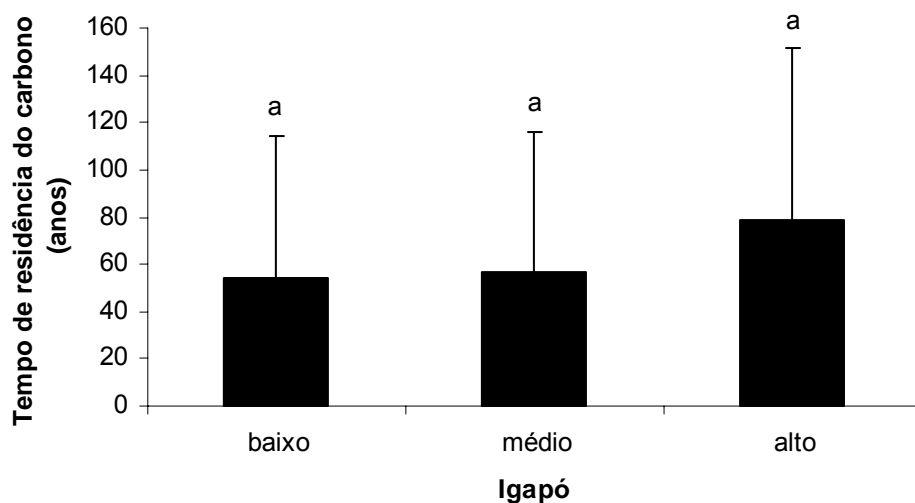


Figura 11: Tempo de residência do carbono na biomassa lenhosa (média  $\pm$  desvio padrão) nas cotas de inundação baixa, média e alta do igapó de água preta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazônia Central. Os dados representam a média dos seis modelos utilizados. As letras iguais no gráfico significam ausência de diferenç  estatística. N<sub>baixo</sub> = 25; N<sub>médio</sub> = 33; N<sub>alto</sub> = 24.

## 6. Discussão

A floresta de igapó estudada apresenta uma mudança na composição florística ao longo do gradiente de inundação. Com a diminuição do tempo de alagamento, há uma tendência ao aumento do número de espécies e à substituição de espécies arbóreas da cota de inundação mais baixa para a mais alta, indicando diferentes adaptações ou estratégias de crescimento como demonstrado por outros estudos desenvolvidos em florestas de várzea e igapó (Keel & Prance, 1979; Junk, 1989; Ferreira, 1991, 1997; Worbes, 1997; Wittmann *et al.*, 2002, 2004, 2006; Wittmann & Junk, 2003; Parolin *et al.*, 2004a). Entretanto, os igapós baixo, médio e alto não são estágios distintos de sucessão e por isto não formam uma cronosequência evidente como a observada em florestas de várzea (Wittmann *et al.*, 2002, 2004, 2006; Schöngart, 2003). Como a idade mínima de uma floresta pode ser determinada através da idade da árvore mais velha registrada, os três igapós estudados têm idade mínima estimada entre 261 e 337 anos, sendo então considerados florestas maduras. Comparando-os a florestas maduras (clímax) de várzea da Amazônia Central, há uma diferença sutil em termos de idade da floresta, incremento radial anual e densidade da madeira (Tab. 5).

Tabela 5: Comparação entre florestas maduras de várzea e os igapós estudados em termos de idade da floresta (IDA), incremento radial anual (INC) e densidade da madeira (DEN).

Referência	Tipo florestal	IDA (anos)	INC (mm/ano)	DEN (g/cm <sup>3</sup> )
Worbes <i>et al.</i> , 1992	Várzea madura	300-400	1,0 a 5,0	0,30 a 1,00
Worbes, 1997	Várzea madura	> 200	1,7 (0,7 a 2,6)	---
Schöngart, 2003	Várzea madura	> 230	1,9	0,70
Este estudo	Igapó de água preta	261-337	1,3 (1,2 a 1,4)	0,61 (0,58 a 0,64)

Em florestas tropicais, estimativas de biomassa lenhosa acima do solo realizadas através de modelos alométricos devem ser cuidadosamente comparadas em função da ausência de padronização dos parâmetros utilizados nas equações (Keller *et al.*, 2001; Nebel *et al.*, 2001; Cummings *et al.*, 2002; Baker *et al.*, 2004b; Chave *et al.*, 2004). De acordo com Chave *et al.* (2005), há uma ordem decrescente de importância dos parâmetros que é: DAP, densidade da madeira e altura das árvores. Quando estas três variáveis são consideradas simultaneamente na equação alométrica, a biomassa é facilmente estimada, independentemente da espécie e do tipo florestal. Os resultados obtidos neste trabalho com relação à aplicabilidade dos modelos gerados em diferentes tipos florestais corroboram os autores uma vez que os modelos que consideram os três parâmetros citados (modelos 1, 2 e 4) estimaram valores semelhantes de biomassa no igapó. Assim, é provável que estas sejam as equações mais adequadas, dentre as avaliadas, para estimar também o estoque, o seqüestro e o tempo de residência do carbono da floresta estudada.

Embora o modelo 6 (Baker *et al.*, 2004a) leve em consideração apenas os parâmetros DAP e densidade da madeira, ele tem sido amplamente utilizado em diversas florestas neotropicais (ver Malhi *et al.*, 2004, 2006). Fazendo uma comparação da floresta estudada com outras da Amazônia, cujos valores foram estimados através deste modelo, pode-se notar uma grande diferença nas estimativas. Quando comparados a florestas de igapó em regime de inundação por águas claras da Bolívia (Las Londras), que apresentam biomassa de 191 Mg/ha (Malhi *et al.*, 2006), os igapós aqui estudados estocam 32% mais biomassa (253 Mg/ha). Por outro lado, quando comparados a várzeas peruanas (Jenaro e Sucusari), equatorianas (Tiputini) e bolivianas (Beni e NoelKempff), que acumulam respectivamente 252, 316, 260, 306 e 323 Mg/ha (Malhi *et al.*, 2006), os igapós de Amanã estocam de 0 a 28% menos biomassa. Adicionalmente, quando comparados a florestas de terra firme da Amazônia Central (PDBFF, Bionte, Caxiuanã, Ducke e Jaú), que apresentam valores médios de biomassa respectivamente de 310, 333, 359, 271 e 391 Mg/ha (Malhi *et al.*, 2006), as florestas de igapós estudadas acumulam de 7 a 54% menos biomassa lenhosa.

Assim como a biomassa, o seqüestro de carbono das florestas de igapó da RDS Amanã também é inferior ao estimado para outras florestas da Amazônia. Em média, o igapó deste estudo apresentou um seqüestro cerca de 1,7 Mg C/ha/ano. Nas florestas de terra firme da Amazônia Central (PDBFF, Bionte e Caxiuanã), o

seqüestro de carbono é de aproximadamente 3,3 Mg C/ha/ano (2,11, 2,6 e 5,2 Mg C/ha/ano, respectivamente) (Malhi *et. al.*, 2004). Schöngart (2003) estimou um seqüestro de 4,28 Mg C/ha/ano para as florestas de várzea de Mamirauá, o qual é cerca de duas vezes e meia maior que o do igapó de Amanã. Comparando-se ao igapó de águas claras da Bolívia (Las Londras) e às várzeas do Equador (Tiputini) e do Peru (Jenaro), que apresentam estimativas respectivamente de 2,94, 2,63 e 5,20 Mg C/ha/ano (Malhi *et. al.*, 2004), as florestas aqui estudadas seqüestram de uma e meia a três vezes menos carbono. Este baixo seqüestro pode ser explicado pela pobreza nutricional relativa dos solos dos igapós de água preta, que por sua vez é diretamente influenciada pela baixa quantidade de nutrientes dissolvidos na água (Furch, 1997; Rodrigues, 2007).

Um dos principais indicadores da velocidade de ciclagem do carbono e da dinâmica florestal e, conseqüentemente, do potencial de exploração da floresta para fins madeireiros, é o tempo de residência do carbono na biomassa lenhosa (Malhi *et al.*, 2004). Períodos longos de residência significam uma dinâmica florestal mais lenta, acompanhada freqüentemente de uma baixa produtividade anual de biomassa. Nas florestas de terra firme da Amazônia Central (PDBFF, Bionte e Caxiuanã), o tempo médio de residência do carbono é de aproximadamente 56 anos (57, 65 e 47 anos, respectivamente) (Malhi *et al.*, 2004). Na várzea de Jenaro, no Peru, onde a produtividade é bastante elevada, o tempo médio de residência é de apenas 25 anos (Malhi *et. al.*, 2004). Por outro lado, o igapó de água clara de Las Londras, na Bolívia, onde a produtividade é moderada, o tempo médio de residência do carbono é de 72 anos (Malhi *et. al.*, 2004). Este valor é um pouco maior do que o valor médio encontrado neste trabalho para o igapó de água preta de Amanã (63 anos), sendo uma evidência de que estas florestas apresentam baixo potencial de exploração para fins madeireiros.

Nos últimos anos, algumas iniciativas de criação de áreas protegidas têm surgido na região amazônica como forma de conservar o patrimônio natural e reduzir o desmatamento (Peres, 2005; Silva, 2005). O núcleo do Corredor Central da Amazônia, que compreende as Reservas de Desenvolvimento Sustentável Amanã e Mamirauá e o Parque Nacional do Jaú, é um dos exemplos dessa iniciativa (Ayres *et al.*, 2005). Em reservas de desenvolvimento sustentável, uma das principais atividades econômicas das populações locais é a extração seletiva de madeira. Entretanto, para ser de fato uma exploração sustentável, os planos de manejo

devem sobretudo considerar o comportamento de crescimento das espécies e a dinâmica da floresta como um todo (Junk, 1998; Schöngart, 2003). Embora este trabalho tenha sido desenvolvido em uma pequena área de um igapó de água preta da RDS Amanã, o conjunto de resultados sugere que não é recomendada a extração madeireira nesta floresta, mesmo nas cotas de inundação mais elevadas. Futuros estudos avaliando o crescimento ao nível de espécie são necessários para o melhor entendimento da dinâmica deste igapó, incluindo seu potencial para manejo florestal ou recursos madeireiros.

## 7. Conclusões

Florestas maduras de igapó de diferentes cotas de inundação não diferem em termos de incremento radial anual e densidade da madeira, sendo relativamente semelhantes a florestas maduras de várzea.

Modelos alométricos que consideram simultaneamente DAP, densidade da madeira e altura das árvores parecem permitir uma previsão mais acurada do estoque de biomassa e conseqüentemente do seqüestro e tempo de residência do carbono da floresta estudada quando comparados a modelos que consideram apenas dois parâmetros.

Em florestas maduras do igapó da RDS Amanã, a biomassa lenhosa e o estoque de carbono aumentam com a diminuição do tempo de alagamento, havendo aparentemente também uma tendência ao aumento do seqüestro de carbono.

Nos igapós estudados, o tempo médio de residência do carbono na biomassa lenhosa é afetado de maneira semelhante pelo tempo de alagamento, porém é maior que o de florestas de várzea com alta produtividade.

Comparando-se com outras florestas alagáveis da Amazônia, as florestas de igapó estudadas possuem uma dinâmica de crescimento lenta e não devem ser manejadas para fins madeireiros.

## 8. Referências Bibliográficas

- Adis, J.; Furch, K.; Irmiler, U. 1979. Litter production of a Central Amazonian black water inundation forest. *Tropical Ecology*, 20: 236-245.
- Ayres, J.M. 1993. *As matas de várzea do Mamirauá*. MCT/CNPq/Sociedade Civil Mamirauá, Brasília, Distrito Federal. 123pp.
- Ayres, M.; Ayres, Jr. M.; Ayres, D.L.; Santos, A.A.S. 2003. *Bioestat: aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas*. Sociedade Civil Mamirauá, Belém, Pará.
- Ayres, J.A.; Fonseca, G.A.B.; Rylands, A.B.; Queiroz, H.L.; Pinto, L.P.; Masterson, D.; Cavalcanti, R.B. 2005. *Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil*. Sociedade Civil Mamirauá, Belém, Pará. 256pp.
- Baker, P.J.; Phillips, O.L.; Malhi, Y.; Almeida, S.; Arroyo, L.; Di Fiori, A.; Erwin, T.; Killeen, T.J.; Laurance, S.G.; Laurance, W.F.; Lewis, S.I.; Lloyd, J.; Monteagudo, A.; Neill, D.A.; Patiño, S.; Pitman, N.C.A.; Silva, J.N.M.; Martínez, R.V. 2004a. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology*, 10: 545-562.
- Baker, T.R.; Phillips, O.L.; Malhi, Y.; Almeida, S.; Arroyo, L.; Di Fiori, A.; Erwin, T.; Higuchi, N.; Killeen, T.J.; Laurance, S.G.; Laurance, W.F.; Lewis, S.L.; Monteagudo, A.; Neill, D.A.; Vargas, P.N.; Pitman, N.C.A.; Silva, J.N.M.; Martínez, R.V. 2004b. Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 359: 353-365.
- Brown, I.F.; Higuchi, N.; Santos, J.; Wofsy, S.C.; Trumbore, S.E.; Martinelli, L.A. 2004b. Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forest. *Oecologia*, 140: 468-479.
- Brown, I.F.; Martinelli, L.A.; Thomas, W.W.; Moreira, M.Z.; Ferreira, C.A.C.; Victoria, R.L. 1995. Uncertainty in the biomass of Amazonian forest: an example from Rondônia, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 75: 175-189.
- Campbell, D.G.; Stone, J.L.; Rosas Jr., A. 1992. A comparison of the phytosociology and dynamics of three floodplain (várzea) forests of known ages, Rio Juruá, Western Brazilian Amazon. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 108: 213-237.

- Cannell, M.G.R. 1984. Woody biomass of forest stands. *Forest Ecology and Management*, 8: 299-312.
- Chambers, J.Q.; Santos, J.; Ribeiro, R.J.; Higuchi, N. 2001. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest. *Forest Ecology and Management*, 152: 73-84.
- Chambers, J.Q.; Higuchi, N.; Teixeira, L.M.; Santos, J.; Laurance, S.G.; Trumbore, S.E. 2004. Response of tree biomass and wood litter to disturbance in a Central Amazon forest. *Oecologia*, 141: 596-614.
- Chave, J.; Riéra, B.; Dubois, M. 2001. Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. *Journal of Tropical Ecology*, 17: 79-96.
- Chave, J.; Condit, R.; Lao, S.; Caspersen, J.P.; Foster, R.B.; Hubbell, S.P. 2003. Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama. *Journal of Ecology*, 91: 240-252.
- Chave, J.; Condit, R.; Aguilar, S.; Hernandez, A.; Lao, S.; Perez, R. 2004. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 359: 409-420.
- Chave, J.; Andalo, C.; Brown, S.; Cairns, M.A.; Chambers, J.Q.; Eamus, D.; Fölster, H.; Fromard, F.; Higuchi, N.; Kira, T.; Lescure, J.-P.; Nelson, B.W.; Ogawa, H.; Puig, H.; Riéra, B.; Yamakura, T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145: 87-99.
- Clark, D.A.; Brown, S.; Kicklighter, D.W.; Chambers, J.K.; Thomlinson, J.R.; Ni, J.; Holland, E.A. 2001a. Net primary production in tropical forest: an evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications*, 11: 371-384.
- Clark, D.A.; Brown, S.; Kicklighter, D.W.; Chambers, J.Q.; Thomlinson, J.R.; Ni, J. 2001b. Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. *Ecological Applications*, 11: 356-370.
- Coster, C. 1923. Lauberneuerung und andere periodische Lebensprozesse in dem trockenen Monsun-Gebiet Ost- Java's. *Annales du Jardin Botanique de Buitenzorg*, 33: 117-188.
- Coster, C. 1926. Die Buche auf dem Gipfel des Pangerango. *Annales du Jardin Botanique de Buitenzorg*, 35: 105-119.



- Coster, C. 1927. Zur Anatomie und Physiologie der Zuwachszonen und Jahresringbildung in den Tropen. *Annales du Jardin Botanique de Buitenzorg*, 37: 49-161.
- Coster, C. 1928. Zur Anatomie und Physiologie der Zuwachszonen und Jahresringbildung in den Tropen. *Annales du Jardin Botanique de Buitenzorg*, 38:1-114.
- Cummings, D.L.; Kauffman, J.B.; Perry, D.A.; Hughes, R.F. 2002. Aboveground biomass and structure of rainforests in the southwestern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 163: 293-307.
- De Simone, O.; Müller, E.; Junk, W.J.; Schmidt, W. 2002. Adaptations of Central Amazon tree species to prolonged flooding: root morphology and leaf longevity. *Plant Biology*, 4: 515-522.
- Dezzeo, N.; Worbes, M.; Ishii, I.; Herrera, R. 2003. Growth rings analysis of four tropical tree species in seasonally flooded forest of the Maripe River, a tributary of the lower Orinoco River, Venezuela. *Plant Ecology*, 168: 165-175.
- Dixon, R.K.; Brown, S.; Houghton, R.A.; Solomon, A.M.; Trexler, M.C.; Wisniewski, J. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263: 185-190.
- Ferreira, L.V. 1991. *O efeito do período de inundação na zanação de comunidades, fenologia e regeneração em uma floresta de igapó na Amazônia Central*. Master's Thesis, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 161pp.
- 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 forests: implications for future design of protected areas. *Biodiversity and Conservation* 9: 1-14.
- Ferreira, L.V.; Prance, G.T. 1999. Ecosystem recovery in terra firme forest after cutting and burning: a comparison on species richness, floristic composition and forest structure in the Jaú National Park, Amazonia. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 130: 97-110.

- Ferreira, L.V.; Stohlgren, T.J. 1999. Effects of river level fluctuation on plant species richness, diversity, and distribution in a floodplain forest in Central Amazonia. *Oecologia*, 120: 582-587.
- Field, C.B.; Behrenfeld, M.J.; Randerson, J.T.; Falkowski, P. 1998. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science*, 281: 237-240.
- Furch, K. 1984. Water chemistry of the Amazon basin. The distribution of chemical elements among freshwaters. In: Sioli, H. (Ed). *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. p. 176-200.
- Furch, K. 1997. Chemistry of várzea and igapó soils and nutrient inventory of their floodplain forests. In: Junk, W.J. (Ed). *The Central Amazon Floodplains. Ecology of a Pulsing System*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. p. 47-67.
- Gibbs, R.J. 1967. Amazon River: environmental factors that control its dissolved and suspended load. *Science*, 156: 1734-1737.
- Grace, J.; Lloyd, J.; McIntyre, J.; Miranda, A.C.; Meir, P.; Miranda, H.S.; Nobre, C.; Moncrieff, J.; Massheder, J.; Malhi, Y.; Wright, I.; Gash, J. 1995. Carbon dioxide uptake by an undisturbed tropical rain forest in Southwest Amazonia. *Science*, 270: 778-780.
- Higuchi, N.; Santos, J.; Ribeiro, R.J.; Minette, L.; Biot, Y. 1998. Biomassa da parte aérea da vegetação de floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia Brasileira. *Acta Amazonica*, 28: 153-165.
- Junk, W.J. 1983. Aquatic Habitats in Amazonia. *The Environmentalist*, 3: 24-34.
- Junk, W.J. 1984. Ecology of the várzea floodplain of Amazonian white water rivers. In: Sioli, H. (Ed). *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*. Dr. W.J. Junk Publishers, Dordrecht. p. 216-243.
- 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, London. p. 47-64.
- Junk, W.J. 1993. Wetlands of Tropical South America. In: Whigham, D.; Hejny, S.; Dykyjova, D. (Eds). *Wetlands of the World*. Vol. 1. Kluwer Academic Publishers B.V. p. 679-739.

- Junk, W.J. 1998. A várzea do Rio Solimões-Amazonas: Conceitos para o aproveitamento sustentável e seus recursos. *Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*. Águas de Lindóia, São Paulo. p. 1-24.
- Junk, W.J.; Silva, V.M.F. 1997. Mammals, reptiles and amphibians. *In*: Junk, W.J. (Ed). *The Central Amazon Floodplains. Ecology of a Pulsing System*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. p. 409-417.
- Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *In*: Dodge, D.P. (Ed). *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences, 106. p.110-127.
- Junk, W.J.; Ohly, J.J.; Piedade, M.T.F.; Soares, M.G.M. 2000. *The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management*. Backhuys Publishers b.V., Leiden. 590 pp.
- Keel, S.H.K.; Prance, G.T. 1979. Studies of the vegetation of a white-sand black-water igapó (Rio Negro, Brazil). *Acta Amazonica*, 9: 645-655.
- Keller, M.; Palace, M.; Hurtt, G. 2001. Biomass estimation in the Tapajos National Forest, Brazil: examination of sampling and allometric uncertainties. *Forest Ecology and Management*, 154: 371-382.
- Ketterings, Q.M.; Coe, R.; Noordwijk, M. van; Ambagau, Y.; Palm, C.A. 2001. Reducing uncertainty in the use of allometric biomass equations for predicting above-ground biomass in mixed secondary forests. *Forest Ecology and Management*, 146: 199-209.
- Klinge, H.; Furch, K.; Harms, E.; Revilla, J. 1983. Foliar nutrient levels of native tree species from Central Amazonia. I. Inundation forests. *Amazoniana*, 8: 19-46.
- Klinge, H.; Furch, K.; Harms, E. 1984. Selected bioelements in bark and wood of native tree species from Central-Amazonian inundation forests. *Amazoniana*, 9: 105-117.
- Maia, L.M.A. 1997. *Influência do pulso de inundação na fisiologia, fenologia e produção de frutos de Hevea spruceana (Euphorbiaceae) e Eschweilera tenuifolia (Lecythidaceae), em área inundável de Igapó da Amazônia Central*. PhD Thesis, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 195pp.

- Maia, L.A.; Piedade, M.T.F. 2002a. Influence of the flood pulse on leaf phenology and photosynthetic activity of trees in a flooded forest in Central Amazonia/Brasil. *Amazoniana*, 17: 53-63.
- Maia, L.M.A.; Piedade, M.T.F. 2002b. Influencia do pulso de inundação na fenologia foliar e conteúdo de clorofila em duas espécies da floresta de igapó da Amazônia central. *Acta Amazonica*, 32: 55-64.
- Malhi, Y.; Nobre, A.D.; Grace, J.; Kruijt, B.; Pereira, M.G.P.; Culf, A.; Scott, S. 1998. Carbon dioxide transfer over a central Amazonian rain forest. *Journal of Geophysical Research*, 103: 31593-31612.
- Malhi, Y.; Phillips, O.L.; Lloyd, J.; Baker, T.; Wright, J.; Almeida, S.; Arroyo, L.; Frederiksen, T.; Grace, J.; Higuchi, N.; Killeen, T.; Laurance, W.F.; Leão, C.; Lewis, S.; Meir, P.; Monteagudo, A.; Neill, D.; Vargas, P.N.; Panfil, S.N.; Patiño, S.; Pitman, N.; Quesada, C.A.; Rudas-LI., A.; Salomão, R.; Saleska, S.; Silva, N.; Silveira, M.; Sombroek, W.G.; Valencia, R.; Martínez, R.V.; Vieira, I.C.G.; Vinceti, B. 2002. An international network to monitor the structure, composition and dynamics of Amazonian forests (RAINFOR). *Journal of Vegetation Science*, 13: 439-450.
- Malhi, Y.; Baker, T.R.; Phillips, O.L.; Almeida, S.; Alvarez, E.; Arroyo, L.; Chave, J.; Czimczik, C.I.; Di Fiori, A.; Higuchi, N.; Killeen, T.J.; Laurance, S.G.; Laurance, W.F.; Lewis, S.L.; Montoya, L.M.M.; Monteagudo, A.; Neill, D.A.; Vargas, P.N.; Patiño, S.; Pitman, N.C.A.; Quesada, C.A.; Salomão, R.; Silva, J.N.M.; Lezama, A.T.; Martínez, R.V.; Terborgh, J.; Vinceti, B.; Lloyd, J. 2004. The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. *Global Change Biology*, 10: 563-591.
- Malhi, Y., Wood, D.; Baker, T.R.; Wright, J.; Phillips, O.L.; Cochrane, T.; Meir, P.; Chave, J.; Almeida, S.; Arroyo, L.; Higuchi, N.; Killeen, T.J.; Laurance, S.G.; Laurance, W.F.; Lewis, S.L.; Monteagudo, A.; Neill, D.A.; Vargas, P.N.; Pitman, N.C.A.; Quesada, C.A.; Salomão, R.; Silva, J.N.M.; Lezama, A.T.; Terborgh, J.; Martínez, R.V.; Vinceti, B. 2006. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forest. *Global Change Biology*, 12: 1-32.
- Melillo, J.M.; McGuire, A.D.; Kicklighter, D.W.; Moore III, B.; Vorosmarty, C.J.; Schloss, A.L. 1993. Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature*, 363: 234-240.

- Meyer, U. 1991. *Feinwurzelsysteme und Mykorrhizatypen als Anpassungsmechanismen in zentralamazonischen Überschwemmungswäldern, igapó und várzea*. PhD Thesis, University of Hohenheim. 206pp.
- Nebel, G.; Dragsted, J.; Vega, A.S. 2001. Litter fall, biomass and net primary production in flood plain forest in the Peruvian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 150: 93-102.
- 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. 1998. Are there differences in specific wood gravities between trees in varzea and igapo (Central Amazonia)? *Ecotropica*, 4: 25-32.
- Parolin, P.; Worbes, M. 2000. Wood density of trees in black water floodplains of Rio Jaú National Park, Amazonia. *Acta Amazonica*, 30: 441-448.
- Parolin, P.; Adis, J.; Da Silva, M.F.; Amaral, I.L.; Schimidt, L.; Piedade, M.T.F. 2003. Floristic composition of a floodplain forest in the Anavilhanas archipelago, Brazilian Amazônia. *Amazoniana*, 17: 399-411.
- Parolin, P.; Adis, J.; Rodrigues, W.A.; Amaral, I.L.; Piedade, M.T.F. 2004a. Floristic study of an igapó floodplain forest in Central Amazonia, Brazil (Tarumã-Mirim, Rio Negro). *Amazoniana*, 18: 29-47.
- 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: 357-380.
- Peres, C.A. 2005. Why we need megareserves in Amazonia. *Conservation Biology*, 19: 728-733.
- Phillips, O.L.; Malhi, Y.; Higuchi, N.; Laurance, W.F.; Núñez, P.V.; Vásquez, R.M.; Laurance, S.G.; Ferreira, L.V.; Stern, M.; Brown, S.; Grace, J. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence of long-term plots. *Science*, 282: 439-442.
- Piedade, M.T.F. 1985. *Ecologia e biologia reprodutiva de Astrocaryum jauari Mart. (Palmae) como exemplo de população adaptada às áreas inundáveis do Rio Negro (igapós)*. Master's Thesis, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 188pp.

- Piedade, M.T.F.; Junk, W.J.; Adis, J.; Parolin, P. 2005. Ecologia, zonação e colonização da vegetação arbórea das Ilhas Anavilhanas. *Pesquisas, Botânica*, 56: 117-143.
- Pires, J.M.; Prance, G.T. 1985. The vegetation types of the Brazilian Amazon. *In*: Prance, G.T.; Lovejoy, T.E. (Eds). *Amazon: Key Environment*. Pergamon Press, Oxford. p.109-145.
- Prance, G.T. 1979. Notes on the vegetation of Amazonia. III. Terminology of Amazonian forest types subjected to inundation. *Brittonia*, 31: 26-38.
- Prance, G. 1980. A terminologia dos tipos de florestas Amazônicas sujeitos à inundação. *Acta Amazonica*, 10: 495-504.
- Queiroz, H. 2005. A criação da Reserva Amanã: um importante estágio para a consolidação do embrião do Corredor Central da Amazônia. *In*: Ayres, J.A.; Fonseca, G.A.B.; Rylands, A.B.; Queiroz, H.L.; Pinto, L.P.; Masterson, D.; Cavalcanti, R.B. (Eds). *Os Corredores Ecológicos das Florestas Tropicais do Brasil*. Sociedade Civil Mamirauá, Belém, Pará. p. 246-249.
- Revilla, J.D.C. 1981. *Aspectos florísticos e fitossociológicos da floresta inundável (igapó). Praia Grande, Rio Negro, Amazonas, Brasil*. Master's Thesis, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 129pp.
- Ribeiro, J.E.L.S.; Hopkins, M.J.G.; Vicentini, A.; Sothers, C.A.; Costa, M.A.S.; Brito, J.M.; Souza, M.A.D.; Martins, L.H.P.; Lohmann, L.G.; Assunção, P.A.C.L.; Pereira, E.C.; Silva, C.F.; Mesquita, M.R.; Procópio, L.C. 1999. Flora da Reserva Ducke: *Guia de Identificação das Plantas Vasculares de uma Floresta de Terra Firme na Amazônia Central*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/DFID, Manaus, Amazonas. 800pp.
- Rodrigues, W.A. 1961. *Estudo preliminar de mata de várzea alta de uma ilha do baixo Rio Negro de solo argiloso e úmido*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Série Botânica, 10. 50pp.
- Rodrigues, R. 2007. Diversidade florística, estrutura da comunidade arbórea e suas relações com variáveis ambientais ao longo do lago Amanã (RDSA), Amazônia Central. Master's Thesis, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 68pp.
- Roy, R.; Saugier, B.; Mooney, H.A. 2001. *Terrestrial Global Productivity*. Academic Press, San Diego. 573pp.

- Santos, P.M.R.S. 1999. *Relatório de visita à Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã*. Não publicado.
- Schlüter, U.B.; Furch, B. 1992. Morphologische, anatomische und physiologische Untersuchungen zur Überflutungstoleranz des Baumes *Macrolobium acaciaefolium*, charakteristisch für die Weiß- und Schwarzwasserüberschwemmungswälder bei Manaus, Amazonas. *Amazoniana*, 12: 51-69.
- Schlüter, U.B.; Furch, B.; Joly, C.A. 1993. Physiological and anatomical adaptations by young *Astrocaryum jauari* Mart. (Arecaceae) in periodically inundation biotopes of Central Amazonia. *Biotropica*, 25: 384-396.
- Schöngart, J. 2003. *Dendrochronologische Untersuchungen in Überschwemmungswäldern der várzea Zentralamazoniens*. Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen 149, Erich Goltze Verlag, 223 pp.
- Schöngart, J.; Piedade, M.T.F.; Ludwigshausen, S.; Horna, V.; Worbes, M. 2002. Phenology and stem-growth periodicity of tree species in Amazonian floodplain forests. *Journal of Tropical Ecology*, 18: 581-597.
- Schöngart, J.; Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Ayres, J.M.; Hüttermann, A.; Worbes, M. 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 *Macrolobium acaciifolium* (Benth.) (Fabaceae) in Amazonian black-water and white-water floodplain forests. *Oecologia*, 145: 454-461.
- Schöngart, J.; Orthmann, B.; Hennenberg, K.J.; Porembski, S.; Worbes, M. 2006. Climate-growth relationships of tropical tree species in West Africa and their potential for climate reconstruction. *Global Change Biology*, 12: 1-12.
- Schweingruber, F.H. 1988. *Tree rings*. Reidel, Dordrecht. 276 pp.
- Silva, R.M. 2004. *Variações físico-químicas espaciais e sazonais e sua relação com as macrófitas aquáticas em dois lagos da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã – RDSA, Amazônia Central*. Master's Thesis, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 100pp.

- Silva, M. 2005. The Brazilian Protected Areas Program. *Conservation Biology*, 19: 608-611.
- Sioli, H. 1954. Beiträge zur regionalen Limnologie des Amazonasgebietes. *Archiv für Hydrobiologie*, 49: 441-518.
- Sioli, H. 1991. *Amazônia: Fundamentos da Ecologia da Maior Região de Florestas Tropicais*. Editora Vozes, Petrópolis, Rio de Janeiro. 3 ed. 71pp.
- StatSoft, Inc. 1996. STATISTICA for Windows [Computer program manual]. StatSoft, Inc., Tulsa.
- Takeuchi, M. 1962. The structure of the amazonian vegetation. VI. Igapó. *Journal of the Faculty Science University of Tokyo*, 8: 297-304.
- Vieira, S.; Camargo, P.B.; Selhorst, D.; Silva, Roseana, Hutyra, L.; Chambers, J.Q.; Brown, I.F.; Higuchi, N.; Santos J.; Wofsy, S.C.; Trumbore, S.E.; Martinelli, L.A. 2004. Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forest. *Oecologia*, 140: 468-479.
- Vieira, S.; Trumbore, S.; Camargo, P.B.; Selhorst, D.; Chambers, J.Q.; Higuchi, N.; Martinelli, L.A. 2005. Slow growth rates of Amazonian trees: consequences of carbon cycling. *PNAS*, 102: 18502-18507.
- Waldhoff, D.; Junk, W.J.; Furch, B. 1998. Responses of three Central Amazonian tree species to drought and flooding under controlled conditions. *International Journal of Ecological and Environments Sciences*, 24: 237-252.
- Waldhoff, D.; Furch, B. 2002. Leaf morphology and anatomy in eleven tree species from Central Amazonian floodplains (Brazil). *Amazoniana*, 17: 79-94.
- Whitmore, T.C. 1990. *An Introduction to Tropical Rain Forests*. Oxford University Press, Oxford, New York, Toronto. 226pp.
- Wittmann, F.; Parolin, P. 1999. Phenology of six tree species from Central Amazonian várzea. *Ecotropica*, 5: 51-57.
- Wittmann, F.; Junk, W.J. 2003. Sapling communities in Amazonian white-water forests. *Journal of Biogeography*, 30: 1533-1544.
- 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.; Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. 2004. The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. *Forest Ecology and Management*, 196: 199-212.



- Wittmann, F.; Schöngart, J.; Montero, J.C.; Motzer, T.; Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Queiroz, H.L.; Worbes, M. 2006. Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography*, 33: 1334-1347.
- Worbes, M. 1983. Vegetation skundliche Untersuchungen zweier Überschwemmungswälder in Zentralamazonien – vorläufige Ergebnisse. *Amazoniana*, 8: 47-65.
- Worbes, M. 1985. Structural and other adaptations to long-term flooding by in Central Amazonia. *Amazoniana*, 9: 459-484.
- Worbes, M. 1986. Lebensbedingungen und Holzwachstum in zentralamazonischen überschwemmungswäldern. *Scripta Geobotanica*, 17: 112.
- Worbes, M. 1989. Growth rings, increment and age of trees in inundation forest, savannas and mountain forest in the neotropics. *IAWA Bulletin*, 10: 109-122.
- Worbes, M.; Hans, K.; Revilla, J.D.; Christopher, M. 1992. On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in Central Amazonia. *Journal of Vegetation Science*, 3: 553-564.
- Worbes, M. 1994. *Grundlagen und Anwendungen der Jahresringforschung in den Tropen*. Habilitationsschrift, Fachbereich Biologie der Universität Hamburg. 194pp.
- Worbes, M. 1995. How to measure growth dynamics in tropical trees: a review. *IAWA Journal*, 16: 337-351.
- Worbes, M. 1997. The forest ecosystem of the floodplains. In: Junk, W.J. (Ed). *The Central Amazon Floodplains. Ecology of a Pulsing System*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. p. 223-266.
- Worbes, M. 2002. One hundred years of tree-ring research in the tropics – a brief history and an outlook to future challenges. *Dendrochronologia*, 20: 217-231.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical Analysis*. 3 ed. Prentice-Hall, New Jersey.
- Zibuski, A. 1991. Dissemination, Keimung und Etablierung einiger Baumarten der Überschwemmungswälder Amazoniens. In: Rauh, A. (Ed). *Tropische und Subtropische Pflanzenwelt*, 77. Akademie der Wissenschaften und der Literatur, Mainz. p. 1-96.