

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS

**DINÂMICA DE CARBONO EM FLORESTA EXPLORADA E EM
FLORESTA NATIVA NÃO EXPLORADA NA AMAZÔNIA**

CINTIA RODRIGUES DE SOUZA

Manaus, Amazonas

Outubro, 2012

CINTIA RODRIGUES DE SOUZA

**DINÂMICA DE CARBONO EM FLORESTA EXPLORADA E EM
FLORESTA NATIVA NÃO EXPLORADA NA AMAZÔNIA**

JOAQUIM DOS SANTOS

ORIENTADOR

Tese apresentada ao Instituto Nacional
de Pesquisas da Amazônia como parte
dos requisitos para obtenção do título de
Doutor em Ciências de Florestas Tropicais

Manaus, Amazonas

Outubro, 2012

S729

Souza, Cintia Rodrigues de

Dinâmica de carbono em floresta explorada e em floresta nativa não explorada na Amazônia / Cintia Rodrigues de Souza.--- Manaus : [s.n.], 2012.

xii, 115 f. : il. color.

Tese (doutorado) --- INPA, Manaus, 2012

Orientador : Joaquim dos Santos

Área de concentração : Ciências de Florestas Tropicais

1. Dinâmica florestal. 2. Floresta – Amazônia. 3. Inventário florestal.
4. Sequestro de carbono. 5. Mortalidade. I. Título.

CDD 19. ed. 634.956

Sinopse:

Foi estudada a dinâmica florestal, o estoque e a dinâmica de carbono em duas florestas, sendo uma não manejada (localizada no município de Rio Preto da Eva, Amazonas) e outra onde foram aplicadas experimentalmente diferentes intensidades de exploração há cerca de 25 anos (localizada no município de Manaus, Amazonas). Aspectos como recrutamento, mortalidade e incrementos em área basal, volume e estoque de carbono, foram avaliados.

Palavras-chave: dinâmica florestal, floresta amazônica, inventário florestal, sequestro de carbono, mortalidade.

Ao meu marido José Raimundo;
Às minhas filhas Giulia e Giovanna;
À minha avó Carmela (*in memoriam*);
Aos meus pais Wilson (*in memoriam*) e Alzira;
Aos meus irmãos Leandro e Rodrigo;

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, pois sem Ele e Sua infinita misericórdia, nada teria sido possível;

À Embrapa Amazônia Ocidental, por meio do projeto "Manejo Florestal na Amazônia", pela oportunidade de aperfeiçoamento e por todo apoio necessário antes e durante o curso;

Ao INPA, pela oportunidade de fazer o curso, especialmente à Coordenação do curso de Ciências de Florestas Tropicais (CFT), na pessoa do dr. José Francisco de Carvalho Gonçalves;

Aos colegas da Embrapa Amazônia Ocidental, Celso Paulo de Azevedo e Luiz Marcelo Brum Rossi, que estiveram por perto em todos os momentos, me ajudando em todas as fases desta tese;

Ao meu orientador, dr. Joaquim dos Santos, e ao dr. Niro Higuchi, pelo apoio e confiança durante esses quatro anos;

À banca examinadora, Prof. dr. Alberto Carlos Martins Pinto, dr. Celso Paulo de Azevedo, dr. Ricardo Antonio Marenco Mendoza, dr. Roberval Monteiro Bezerra de Lima e dra. Rosana Clara Victória Higa, pelas importantes sugestões;

À Darciley Fontes, do SGP da Embrapa Amazônia Ocidental, pelas suas orientações e pelo contagiante bom humor;

À Augusta e Jane, da biblioteca da Embrapa Amazônia Ocidental;

Aos professores do CFT/INPA;

Às funcionárias da Secretaria do CFT, Ana Clycia e Valdecira, sempre muito atenciosas;

Às equipes de campo da Embrapa Amazônia Ocidental, do INPA e da empresa HDom, que foram fundamentais na coleta dos dados;

À Vilany Carneiro, pela amizade e pela ajuda com a identificação botânica das espécies;

Ao meu marido José Raimundo, meu amor, companheiro e amigo, obrigada por toda sua compreensão e companheirismo;

Às minhas filhas Giulia e Giovanna, minhas razões de viver, vocês ainda são pequenas, mas um dia entenderão como foram importantes e como incentivaram a mamãe a seguir em frente;

A todos que, direta ou indiretamente, auxiliaram na conclusão desta tese.

RESUMO

A floresta amazônica tem estado cada vez mais em evidência nas discussões mundiais acerca de seu papel central no controle das mudanças climáticas globais, tanto pela capacidade de emitir gases do efeito estufa para a atmosfera, via queimadas ou desmatamentos, como de absorver carbono da atmosfera por meio do crescimento do povoamento. Este trabalho analisou dados de três inventários florestais realizados em duas áreas distintas: uma floresta não explorada pertencente à Embrapa Amazônia Ocidental em Rio Preto da Eva/AM; a segunda área é de uma floresta manejada experimentalmente em 1987, pertencente ao INPA em Manaus/AM. O objetivo foi estudar a dinâmica da floresta - taxas de incremento, recrutamento e mortalidade - além do estoque e dinâmica de carbono, em ambas as áreas e responder se a floresta intacta e a floresta manejada vêm atuando como emissoras ou sequestradoras de carbono para a atmosfera. Os inventários florestais foram realizados nos anos de 2005, 2007 e 2010, em 27 parcelas permanentes de 1 hectare instaladas em ambas as áreas avaliadas, onde foram mensuradas todas as árvores com DAP igual ou superior a 10 cm. Foram calculadas as taxas de recrutamento e mortalidade, DAP, área basal, volume, estoque de carbono total da vegetação e seus respectivos incrementos periódicos anuais (IPAs). Considerando-se todas as árvores mensuradas, as taxas médias de recrutamento foram de 4,9%, 4,8%, 3,7% e 5%, para os tratamentos testemunha e exploração de 1/3, 1/2 e 2/3, respectivamente; e as taxas médias de mortalidade foram de 3,1%, 6%, 4,8% e 6,7%, para os tratamentos testemunha e exploração de 1/3, 1/2 e 2/3, respectivamente. A área basal ($23,1 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, $23,6 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ e $23,7 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$), o volume ($345 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ em 2005, $351,3 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ em 2007 e $353,7 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ em 2010) e o conteúdo de carbono ($149,2 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ em 2005, $151,8 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ em 2007 e $152,6 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ em 2010) apresentaram aumento a cada medição realizada. Entretanto, a diferença estatística entre estes valores não foi significativa, assim, concluiu-se que as florestas avaliadas, manejadas experimentalmente e não manejadas, estiveram em equilíbrio com a atmosfera durante o período avaliado. A comparação do estoque de carbono dos anos mensurados com o estoque pré-exploratório, em 1986, mostrou que no ano de 2010 o estoque de carbono se igualou ao conteúdo de antes da exploração florestal, significando a recuperação da floresta. Quando as análises foram feitas sem considerar os efeitos da mortalidade e do recrutamento, os resultados foram diferentes. A área basal aumentou de $21 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ em 2005 para $21,9 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ em 2007 e $23,1 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ em 2010; o volume aumentou de $313,7 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ em 2005 para $327 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ em 2007 e $344,3 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ em 2010; o conteúdo de carbono, de $136,3 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ em 2005 para $141,8 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ em 2007 e $148,9 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ em 2010. A diferença entre estes valores indica que, ao desconsiderar os efeitos da mortalidade sobre o povoamento, a floresta estudada não esteve em equilíbrio, e sim crescendo e atuando como sumidouro de carbono da atmosfera.

ABSTRACT

The Amazon forest has been increasingly in evidence in global discussions about their role in control of global climate change, both by the ability to emit greenhouse gases into the atmosphere via burning or thinning, how to absorb carbon from the atmosphere by through the growth of the stand. This study analyzed data from three forest inventories conducted in two distinct areas: an unlogged forest belonging to Embrapa Western Amazon in Rio Preto da Eva/AM and the second area is a forest managed experimentally in 1987, belonging to the INPA in Manaus/AM. This work aimed to study the dynamics of forest - increase rates, recruitment and mortality - besides the stock and carbon dynamics in both areas and respond if the intact forest and the managed forest has been acting as source or sink of carbon to the atmosphere. The forest inventories were conducted in the years 2005, 2007 and 2010, in 27 permanent plots of 1 hectare installed in both areas evaluated, which were measured all trees with DBH equal to or greater than 10 cm. Were calculated the rates of recruitment and mortality, DBH, basal area, volume, total carbon stock of vegetation and their periodic annual increments (PAIs). Considering all the trees measured, the average rates of recruitment were 4.9%, 4.8%, 3.7% and 5% for treatments without exploitation and exploitation of 1/3, 1/2 and 2/3, respectively, and the average mortality rates were 3.1%, 6%, 4.8% and 6.7%, for treatments without exploitation and with exploitation of 1/3, 1/2 and 2/3, respectively. The basal area ($23.1 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ in 2005, $23.6 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ in 2007 and $23.7 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ in 2010), the volume ($345 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ in 2005, $351.3 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ in 2007 and $353.7 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ in 2010) and the carbon content ($149.2 \text{ t}.\text{ha}^{-1}$ in 2005, $151.8 \text{ t}.\text{ha}^{-1}$ in 2007 and $152.6 \text{ t}.\text{ha}^{-1}$ in 2010) increased in each every measurement made. However, the statistical difference between these values was not significant, so it was concluded that forests assessed, managed and unmanaged experimentally, were in equilibrium with the atmosphere during the period evaluated. A comparison of the carbon stock of the years measured with the stock pre-exploratory, in 1986, showed that in 2010 the carbon stock equaled the content before logging, meaning the forest recovery. When the analyzes were made without considering the effects of mortality and recruitment, the results were different. The basal area increased from $21 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ in 2005 to $21.9 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ in 2007 and $23.1 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ in 2010, the volume increased from $313.7 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ in 2005 $\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$ to $327 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ in 2007 and $344.3 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ in 2010, the carbon content increased of $136.3 \text{ t}.\text{ha}^{-1}$ in 2005 to $141.8 \text{ t}.\text{ha}^{-1}$ in 2007 and $148,9 \text{ t}.\text{ha}^{-1}$ in 2010. The difference between these values indicate that by disregarding the effects of mortality on the stand, the forest has not been studied in equilibrium, but growing and acting as a sink of atmospheric carbon.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1 Manejo Florestal Sustentável.....	3
2.2 Inventário florestal contínuo (IFC).....	6
2.3 Dinâmica de florestas tropicais	9
2.3.1 Crescimento e incremento em florestas tropicais	9
2.3.2 Recrutamento e mortalidade em florestas tropicais	11
2.4 Mudanças climáticas globais e as florestas tropicais.....	14
2.5 Estoque e dinâmica de carbono em florestas tropicais	18
2.6 Projeções de crescimento em florestas tropicais - Cadeia de Markov	24
3. OBJETIVOS	29
3.1 Objetivo Geral	29
3.2 Objetivos Específicos.....	29
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	29
4.1 Descrição das áreas de estudo.....	29
4.1.1 Área de floresta não manejada (Embrapa Amazônia Ocidental)	29
4.1.2 Área de floresta manejada experimentalmente (INPA).....	31
4.2 Delineamento experimental	33
4.2.2 Área de floresta manejada experimentalmente (INPA).....	35
4.3 Monitoramento da floresta	36
4.3.1 Procedimentos de medição	36
4.3.2 Número da árvore	37
4.3.3 Medição do diâmetro	38
4.3.5 Identificação botânica	39
4.4 Dinâmica da vegetação arbórea	39
4.4.1 Taxas de recrutamento e mortalidade	39
4.4.2 Incremento periódico anual em DAP (IPA_{DAP}), área basal (IPA_G), volume (IPA_V) e teor de carbono (IPA_C)	40
4.6. Modelo de Matriz de Transição.....	42
4.7. Análises estatísticas.....	44
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	47
5.1 Áreas florestais não exploradas.....	52

5.2 Área manejada experimentalmente	64
5.4. Projeções da dinâmica - Cadeia de Markov.....	78
5.4.1 Projeção para o ano de 2009.....	78
5.4.2 Projeção para o ano de 2015.....	83
6. CONCLUSÕES	87
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Estoques e incrementos de carbono para as famílias mais representativas da área pertencente à Embrapa Amazônia Ocidental.....	48
Tabela 2. Estoques e incrementos de carbono para as famílias mais representativas da área pertencente ao INPA.....	48
Tabela 3. Taxas de ingresso e mortalidade anuais (%) para os períodos 2005/2007 e 2007/2010, referentes aos tratamentos avaliados (sem exploração e com exploração nas intensidades de 1/3, 1/2 e 2/3 da área basal explorável).....	50
Tabela 4. Análise de variância para ingresso, mortalidade, área basal, volume e estoque de carbono total, referentes às áreas florestais não exploradas.....	53
Tabela 5. Valores médios (média \pm desvio padrão) de DAP (cm), área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$), volume ($m^3 \cdot ha^{-1}$) e estoque de carbono total ($t \cdot ha^{-1}$), nos anos de 2005, 2007 e 2010 para as áreas não manejadas (indivíduos com DAP ≥ 10 cm), para o povoamento total líquido.....	54
Tabela 6. Análise de variância para DAP, área basal, volume e estoque de carbono, para as áreas florestais não manejadas, considerando o povoamento total líquido.....	56
Tabela 7. Incrementos periódicos anuais (IPA) em DAP ($cm \cdot ano^{-1}$), área basal ($m^2 \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$), volume ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) e estoque de carbono ($t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) encontrados para a área florestal não manejada (para indivíduos com DAP ≥ 10 cm) para o povoamento total líquido.....	57
Tabela 8. Análise de variância para os incrementos periódicos anuais em DAP, área basal, volume e estoque de carbono, para as áreas florestais não manejadas, considerando o povoamento total líquido.....	59
Tabela 9. Valores médios (média \pm desvio padrão) de DAP (cm), área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$), volume ($m^3 \cdot ha^{-1}$) e estoque de carbono total ($t \cdot ha^{-1}$), nos anos de 2005, 2007 e 2010 para as áreas não manejadas (indivíduos com DAP ≥ 10 cm), para o povoamento total bruto.....	60
Tabela 10. Análise de variância para medidas repetidas no tempo para DAP, área basal, volume e estoque de carbono total, para as áreas florestais não exploradas, considerando o povoamento total bruto.....	61
Tabela 11. Incrementos periódicos anuais (IPA) em DAP ($cm \cdot ano^{-1}$), área basal ($m^2 \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$), volume ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) e estoque de carbono ($t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$)	

encontrados para as áreas florestais não manejadas (para indivíduos com DAP ≥ 10 cm) para o povoamento total bruto.....	62
Tabela 12. Análise de variância para os incrementos periódicos anuais em DAP, área basal, volume e estoque de carbono, para as áreas florestais não manejadas, considerando o povoamento total bruto.....	63
Tabela 13. Valores médios (média \pm desvio padrão) de DAP (cm), área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$), volume ($m^3 \cdot ha^{-1}$) e estoque de carbono total ($t \cdot ha^{-1}$), nos anos de 2005, 2007 e 2010 em cada tratamento de exploração avaliado (para indivíduos com DAP ≥ 10 cm), para o povoamento total líquido.....	65
Tabela 14. Análise de variância para medidas repetidas no tempo para DAP, área basal, volume e estoque de carbono total, para todos os tratamentos avaliados, considerando o povoamento total líquido.....	66
Tabela 15. Incrementos periódicos anuais (IPA) em DAP($cm \cdot ano^{-1}$), área basal ($m^2 \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$), volume($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) e estoque de carbono($t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) encontrados para o total de indivíduos nos tratamentos de exploração avaliados (para indivíduos com DAP ≥ 10 cm) para o povoamento total líquido.....	67
Tabela 16. Análise de variância para os estoques de carbono ($t \cdot ha^{-1}$) na floresta nos anos de 1986 (pré-exploração) e 2005, 2007 e 2010.....	69
Tabela 17. Comparação entre os estoques de carbono ($t \cdot ha^{-1}$) dos anos de 2005, 2007 e 2010 em relação ao ano de 1986 (pré- exploração).....	69
Tabela 18. Análise de variância para os incrementos periódicos anuais em DAP, área basal, volume e estoque de carbono, para todos os tratamentos avaliados, considerando o povoamento total líquido.....	71
Tabela 19. Valores médios (média \pm desvio padrão) de DAP (cm), área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$), volume ($m^3 \cdot ha^{-1}$) e estoque de carbono total ($t \cdot ha^{-1}$), nos anos de 2005, 2007 e 2010 em cada tratamento de exploração avaliado (para indivíduos com DAP ≥ 10 cm), para o povoamento total bruto.....	74
Tabela 20. Análise de variância para medidas repetidas no tempo para DAP, área basal, volume e estoque de carbono total, para todos os tratamentos avaliados, considerando o povoamento total bruto.....	75
Tabela 21. Incrementos periódicos anuais (IPA) em DAP($cm \cdot ano^{-1}$), área basal ($m^2 \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$), volume ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) e estoque de carbono ($t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) encontrados para o total de indivíduos nos tratamentos de exploração	

avaliados (para indivíduos com DAP ≥ 10 cm) para o povoamento total bruto.....	76
Tabela 22. Análise de variância para os incrementos periódicos anuais em DAP, área basal, volume e estoque de carbono, para todos os tratamentos avaliados, considerando o povoamento total bruto.....	77
Tabela 23. Frequência por classe diamétrica dos indivíduos no período entre 2005 e 2007. Os estados representam o centro de cada classe diamétrica e M representa a mortalidade observada no período.....	79
Tabela 24. Matriz inicial (M) de probabilidade de transição, por classe diamétrica, para o período entre 2005 e 2007.....	80
Tabela 25. Frequências observada e estimada (incluindo o ingresso) para o ano de 2007, por classe de diâmetro e valores de χ^2 . Sendo $\chi^2.(1\%) = 14,684$ e $\chi^2.(5\%) = 16,919$	81
Tabela 26. Matriz de transição probabilística dois passos adiante (até 2009).....	81
Tabela 27. Frequências observada e estimada (incluindo os ingressos) para o ano de 2009, por classe de diâmetro e valores de χ^2 . Sendo $\chi^2.(1\%) = 14,684$ e $\chi^2.(5\%) = 16,919$	82
Tabela 28. Frequência por classe diamétrica dos indivíduos no período entre 2005 e 2010. Os estados representam o centro de cada classe diamétrica e M representa a mortalidade observada no período.....	83
Tabela 29. Matriz inicial (M) de probabilidade de transição, por classe diamétrica, para o período entre 2005 e 2007.....	84
Tabela 30. Frequências observada e estimada (incluindo o ingresso) para o ano de 2010, por classe de diâmetro e valores de χ^2 . Sendo $\chi^2.(1\%) = 14,684$ e $\chi^2.(5\%) = 16,919$	85
Tabela 31. Matriz de transição probabilística para 2015.....	85
Tabela 32. Frequências estimadas, por classe diamétrica, para o ano de 2015.....	86

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Amostragem em inventário florestal contínuo. Fonte: Projeto Chichuá (LMF/INPA).	7
Figura 2. Localização da área de estudo no Campo Experimental do Distrito Agropecuário da Suframa (DAS), pertencente à Embrapa Amazônia Ocidental.....	30
Figura 3. Localização da área de estudo na Estação Experimental de Silvicultura Tropical, pertencente ao INPA. B1 = bloco 1, B2 = bloco 2, B4 = bloco 4.....	32
Figura 4. a) Desenho esquemático da área experimental da Embrapa Amazônia Ocidental (400 parcelas permanentes); b) Detalhe de uma parcela permanente de 1 ha (subdividida em 100 subparcelas de 100 x 100 m).	34
Figura 5. Desenho esquemático dos blocos distribuídos na área experimental do INPA.....	35
Figura 6. Detalhe da parcela permanente instalada no centro de cada sub-bloco....	36
Figura 7. Plaqueta de alumínio utilizada para identificação dos indivíduos a serem mensurados na área não manejada, pertencente à Embrapa Amazônia Ocidental..	37
Figura 8. Plaquetas de alumínio utilizadas para identificação dos indivíduos a serem mensurados na área manejada experimentalmente e testemunhas, pertencentes ao INPA.....	38
Figura 9. Medição de DAP utilizando-se a fita diamétrica.	39
Figura 10. Dinâmica do carbono (média anual) de árvores com DAP \geq 10 cm das florestas avaliadas na região de Manaus, no período entre 2005 e 2010.	64
Figura 11. Estoques de carbono florestal em 1986 (antes da exploração) e nos anos de 2005, 2007 e 2010, na área pertencente ao Inpa.....	68
Figura 12. Dinâmica do carbono (média anual) de árvores com DAP \geq 10 cm das florestas avaliadas na região de Manaus, no período entre 2005 e 2010, referente ao povoamento total bruto.....	73
Figura 13. Estoques de carbono mensurados (2005, 2007 e 2010) e estoque projetado para 2015, em $t\ ha^{-1}$	87

1. INTRODUÇÃO

O aquecimento global, decorrente da emissão de gases de efeito estufa por fontes antrópicas, tem trazido grande preocupação à sociedade, principalmente, dentro de cenários que configuram demanda crescente de energia de fontes não renováveis. Esta preocupação levou os países das Nações Unidas a assinarem, em 1997, um acordo que estipulasse controle sobre as intervenções humanas no clima, o denominado Protocolo de Kyoto. A vigência deste acordo terminou em 2012, e diversas tentativas de continuidade dos compromissos firmados vêm sendo feitas, porém sem sucesso devido, principalmente, a discordâncias entre os países a respeito das responsabilidades dos países desenvolvidos e em desenvolvimento. Porém, embora o estoque de carbono resultante da manutenção das florestas existentes esteja fora do Protocolo de Kyoto, não podendo ser oficialmente negociado, há um mercado de iniciativas voluntárias. Em 2006, estima-se que este mercado tenha movimentado cerca de US\$ 1 bilhão, dentro do mercado total de US\$ 30 bilhões.

Considerando a expressiva cobertura vegetal da região amazônica, cada vez mais se tem evidenciado sua importância no controle das mudanças climáticas globais, tanto pela capacidade de emitir gases do efeito estufa para a atmosfera, via queimadas ou desmatamentos, como de absorver carbono da atmosfera por meio do crescimento do povoamento. A divulgação do segundo inventário de emissões dos gases causadores de efeito estufa do Brasil (MCT, 2010), revelou que o desmatamento e as atividades agropecuárias são os responsáveis pela maior parcela das emissões e pela totalidade das remoções de dióxido de carbono (as remoções incluem o manejo de áreas protegidas, a regeneração de áreas abandonadas e a mudança no estoque de carbono nos solos), com as emissões líquidas do setor representando 77% das emissões totais desse gás em 2005 (representando ligeira alta em relação ao primeiro inventário, com dados referentes a 1994) e cerca de 20% das emissões globais de gases de efeito estufa.

Em 2007, o IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima) divulgou em seu relatório sobre o aquecimento global que, na área florestal, existem

quatro opções de mitigação dos efeitos das mudanças climáticas: manejo florestal, redução do desmatamento, florestamento e reflorestamento. No curto prazo, os benefícios da mitigação por meio do manejo florestal e do desmatamento evitado (ou seja, conservação das florestas) são maiores do que os benefícios do reflorestamento e do florestamento (IPCC, 2007). Dentro deste escopo, a ONU criou em 2008 o mecanismo REDD (Redução de Emissões pelo Desmatamento e Degradação Florestal em Países em Desenvolvimento). Por esse mecanismo, os países desenvolvidos poderiam financiar a manutenção de florestas nas áreas tropicais para abater suas próprias metas de redução de emissões de gases de efeito estufa, valorizando a manutenção da floresta em pé. Ressalta-se que o objetivo do REDD não é absorver carbono da atmosfera e sim minimizar as emissões futuras oriundas de desmatamento e queimadas nas florestas tropicais.

Desta maneira, é fundamental reconhecer a necessidade de manutenção das florestas tropicais, que se dará por meio da utilização do manejo florestal. Tornando o manejo florestal competitivo economicamente, será possível inverter a relação de valor entre as florestas e a agricultura e pecuária, e assim minimizar o desmatamento na região amazônica. Segundo Santos (1996), o manejo adequado dos povoamentos florestais é importante para que os mesmos sejam transformados em sequestradores de carbono, sendo esta a principal alternativa para a área remanescente da floresta amazônica.

Em vista disso, é necessário responder a seguinte pergunta: a Amazônia é fonte ou sumidouro de carbono para a atmosfera global? Há uma controvérsia a respeito deste assunto. Por um lado, a floresta pode agir como sumidouro, pois as árvores absorvem carbono durante a fotossíntese e estocam o excesso na forma de biomassa (Phillips *et al.*, 1998; Nobre, 2001; Higuchi *et al.*, 2004). Porém, as florestas também podem ser fonte de carbono, devido à diminuição da produtividade florestal e aumento nas taxas de mortalidade decorrentes do aumento da temperatura e da severidade das secas, principalmente, causadas pelos fenômenos climáticos El Niño e La Niña (Clark, 2004, Higuchi *et al.*, 2011), ou devido ao desmatamento e às queimadas, fontes significativas de gases de efeito estufa para a atmosfera (Fearnside, 1997; Houghton *et al.*, 2000).

Sob o ponto de vista econômico, desde o lançamento do Protocolo de Kyoto em 1997, nenhum projeto florestal foi aprovado na Amazônia sob o âmbito do MDL (Mecanismo de Desenvolvimento Limpo). No Brasil, até o ano de 2009, de 211

projetos de MDL, apenas um projeto de reflorestamento foi aprovado pela Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima (CIMGC), mas localizado fora da região amazônica. Até o ano de 2012 havia apenas um projeto de REDD aprovado pelo Brasil, no mercado voluntário de carbono. Este projeto localiza-se na Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) do Juma, no Amazonas, e tem o objetivo de frear o desmatamento e a consequente emissão de gases de efeito estufa em uma área sujeita a grande pressão pelo uso da terra.

Estima-se que o estoque de carbono florestal na Amazônia brasileira, incluindo a necromassa (biomassa morta) e a biomassa abaixo do solo, seja de, aproximadamente, 80 bilhões de toneladas (Saatchi *et al.*, 2007), o que equivale a cerca de um terço do estoque mundial. Higuchi *et al.* (2009) estimam este estoque de carbono florestal na Amazônia brasileira entre 60 e 80 bilhões de toneladas. Manejar adequadamente esse imenso reservatório natural de carbono certamente dará uma grande contribuição no esforço para reduzir as emissões brasileiras de carbono para a atmosfera.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Manejo Florestal Sustentável

Atualmente há um rico debate sobre o futuro da floresta amazônica, onde vários segmentos da sociedade reconhecem a vocação florestal desta região e consideram que é possível assegurar seu desenvolvimento e ao mesmo tempo garantir a conservação de seu imenso patrimônio natural (Azevedo, 2006). Este é o grande desafio que se apresenta para a Amazônia: conciliar seu pleno desenvolvimento econômico com a conservação dos ecossistemas florestais. Nos últimos anos tem havido um crescente interesse por parte das comunidades, indústrias e governos na promoção de sistemas florestais de gestão diversificada que incluam, além da madeira, outros produtos e benefícios oriundos das florestas como ferramentas para ajudar a conservar os ecossistemas florestais (Azevedo,

2006). Ao se tratar da floresta Amazônica, os cuidados têm que ser maiores, tendo em vista seu ecossistema heterogêneo, complexo e frágil (Santos, 1996).

Para atingir tal objetivo, a produção madeireira deve ser feita baseada nos princípios do manejo florestal sustentável. Segundo a Lei 11.284 de 02/03/2006, Decreto nº 5.975 de 30/11/2006 e IN 05 de 11/12/2006, que disciplinam a exploração de florestas na Amazônia, manejo florestal sustentável é a administração da floresta para obtenção de benefícios econômicos e sociais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo. De acordo com Santos (1996), a questão do manejo florestal está associada ao aproveitamento adequado dos recursos naturais existentes, para atender as demandas da sociedade por produtos madeireiros sem, no entanto, comprometer o meio ambiente, conservando-o para as futuras gerações.

Nos últimos anos, a definição de manejo florestal deixou de ser eminentemente técnica, para agregar também os aspectos econômico, social e ambiental, envolvendo não só a madeira e os produtos não madeireiros, bem como a produção de serviços ambientais (Azevedo, 2006).

De acordo com Azevedo (2006), os sistemas silviculturais aplicados no manejo de florestas tropicais são classificados em duas categorias: sistemas monocíclicos e policíclicos. O sistema monocíclico prevê a retirada total da madeira comercial em uma única ocasião, e a próxima colheita é baseada nas mudas das espécies comerciais existentes nesse momento. Os ciclos de corte geralmente são longos, de 70 a 100 anos, por isso este sistema está praticamente extinto nas florestas tropicais. O exemplo clássico do sistema monocíclico é o Sistema Uniforme Malaio. Segundo o mesmo autor, no sistema policíclico, parte das árvores comerciais que atingiram o tamanho de corte é explorada, e as árvores de tamanho intermediário permanecem e passam a constituir o estoque do próximo corte. Assim, os ciclos de corte são consideravelmente menores, variando de 20 a 40 anos, sendo economicamente mais atrativo. Exemplos são os sistemas Seletivo da Indonésia, Seleção de Gana e o CELOS do Suriname.

Experiências silviculturais conduzidas na Amazônia brasileira levaram a dois sistemas de manejo para a região: o Sistema Silvicultural Brasileiro para Florestas de Terra-Firme da Amazônia (SSB), desenvolvido pela Embrapa, e o Sistema Seleção de Espécies Listadas (SEL), desenvolvido pelo INPA (Azevedo *et al.*, 2008).

Ambos são sistemas policíclicos e de uso múltiplo, que utilizam a regeneração natural para garantir ciclos de corte subsequentes.

De Graaf (1986) afirma que para encontrar o melhor sistema de manejo para as florestas tropicais devem-se observar os seguintes aspectos: a) a maneira eficiente com que as florestas conservam seus nutrientes, b) a baixa intensidade de distúrbios normalmente encontrada em florestas sem interferência humana e c) a grande diversidade de espécies encontrada. Todo sistema de manejo deve procurar obedecer a esses critérios para manter a sustentabilidade.

Apesar do avanço nas pesquisas em manejo na Amazônia (Higuchi, 1987, Silva, 1989; Souza, 1989; Souza e Jardim, 1993; Higuchi, 1994; Embrapa, 1997), ainda há carência de pesquisas básicas para uma melhor compreensão dos aspectos ecológicos, inerentes aos efeitos em longo prazo das operações de manejo em florestas tropicais. Devido a problemas de ordem técnica, operacional ou financeira, somente um número reduzido de parcelas permanentes tem sido mantido e acompanhado por tempo suficiente para medir o impacto das operações de exploração sobre a vegetação remanescente.

O manejo florestal sustentável configura-se em uma importante ferramenta para conservar a biodiversidade das áreas florestais, mantendo a estrutura e as funções da floresta manejada o mais próximo possível das condições anteriores ao manejo (Schwartz *et al.*, 2012). O manejo florestal sustentável leva em consideração aspectos como o minucioso planejamento das operações de exploração utilizando corte de cipós, mapeamento das árvores a serem extraídas, técnicas de derrubada direcional, planejamento de trilhas de arraste e pátios de estocagem, entre outros. O manejo florestal sustentável diminui consideravelmente os danos causados pela extração madeireira (tais como danos às árvores remanescentes e ao solo, com impactos nos processos hidrológicos, erosão, fogo e estoque de carbono), além de ser viável economicamente (Davidson *et al.*, 2012; Macpherson *et al.*, 2012; Miller *et al.*, 2011; Peña-Claros *et al.*, 2008; Valle *et al.*, 2007; Asner *et al.*, 2005).

No entanto, de acordo com Oliveira (2005), não basta apenas reduzir os danos durante a exploração. A produção de madeira em florestas tropicais, para ser sustentável, deve ser de tal intensidade que permita à floresta repor o volume retirado ao final da rotação, sendo esse o principal aspecto do bom manejo.

O sistema de manejo policíclico é o que melhor cumpre esses requisitos, apesar de que o ponto negativo deste método é a exploração seletiva de espécies,

onde são exploradas apenas as mais raras e valiosas, provocando grande pressão nas populações dessas espécies e permitindo que outras, menos desejáveis economicamente, dominem o povoamento após a extração. Para minimizar esse problema, De Graaf (1986) sugere duas opções que devem ser combinadas sempre que possível: a) ampliar a lista de espécies a ser explorada e extrair somente os indivíduos maduros dessas espécies e, b) aplicar tratamentos silviculturais que induzam a regeneração e o maior crescimento das espécies comercialmente valiosas, reduzindo a pressão seletiva nas populações das mesmas.

2.2 Inventário florestal contínuo (IFC)

A fim de alcançar os objetivos propostos pelo manejo florestal sustentável, é necessário antes de tudo avaliar a dinâmica de crescimento da floresta, procedendo ao seu monitoramento, que permite avaliar o caráter dinâmico da floresta, assim como algumas variáveis importantes para a escolha do sistema de manejo a ser aplicado na área em questão (Azevedo, 2006). Na ciência florestal, este monitoramento é denominado inventário florestal. Segundo Lima (2010), o inventário florestal visa avaliar os potenciais qualitativo e quantitativo das espécies que compõem o ecossistema, sendo a base para o planejamento do uso dos recursos madeireiros e não madeireiros.

O inventário florestal contínuo (IFC), onde se efetuam mensurações na floresta em diferentes ocasiões, tem o objetivo de avaliar seu comportamento frente às causas de alteração, sejam elas naturais ou antrópicas (Azevedo, 2006). Isso resulta na obtenção de uma série de informações sobre a dinâmica, ou seja, as mudanças ocorridas na estrutura da floresta, na sua composição, crescimento, mortalidade e regeneração; sobre fatores ecológicos que afetam essa dinâmica e a complexidade das interações entre os fatores envolvidos no processo (Higuchi, 1987; Swaine *et al.*, 1987; Silva, 1989, Carvalho, 1992). Tais informações são essenciais para os planejadores do manejo florestal, pois auxiliarão no momento de tomada de decisões com respeito ao ciclo de corte, diâmetro mínimo de corte, volume de corte e outros requisitos constantes no Plano de Manejo Florestal (Azevedo, 2006).

Segundo Azevedo (2006), os IFCs são geralmente correlacionados às parcelas permanentes, as quais são áreas permanentemente demarcadas na

floresta e periodicamente remeidas com o objetivo de obter informações sobre seu crescimento e dinâmica, como os citados no parágrafo anterior. De acordo com Vanclay (1991), o objetivo das parcelas permanentes é proporcionar dados de alta qualidade para auxiliar a construção de modelos de crescimento e produção.

Entretanto, além das parcelas permanentes há ainda três maneiras de se proceder ao IFC, mostradas na Figura 1, onde: $u = n^{\circ}$ de amostras temporárias da 1ª ocasião, $n = n^{\circ}$ de amostras temporárias da 2ª ocasião e $m = n^{\circ}$ de amostras permanentes de qualquer ocasião.

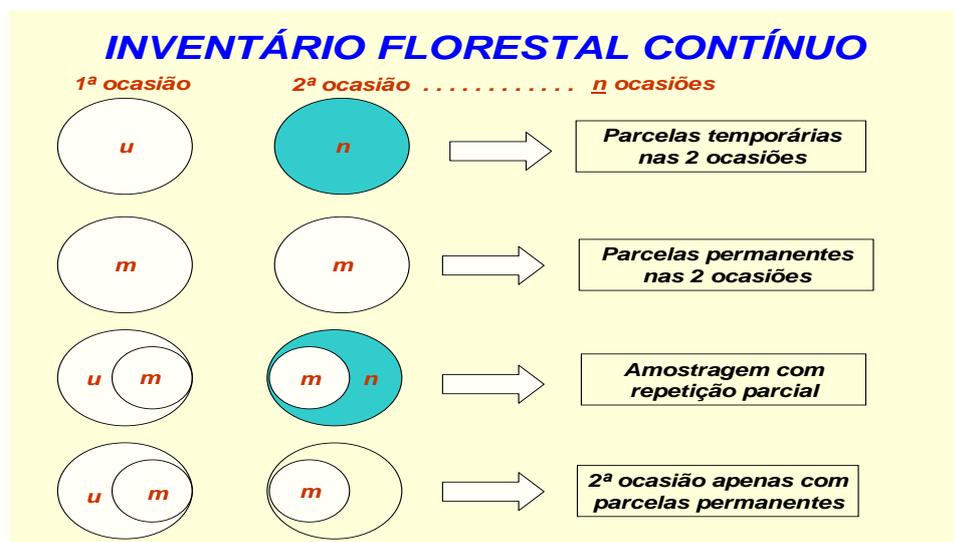


Figura 1. Amostragem em inventário florestal contínuo. Fonte: Projeto Chichuá (LMF/INPA).

Cunha *et al.* (2002) afirmam que a instalação e acompanhamento de parcelas permanentes é importante na Amazônia, pois, apesar dos avanços da pesquisa na região, ainda é necessário maior conhecimento sobre a dinâmica florestal e as mudanças estruturais na floresta, o que depende de um período longo de observação, somente possível por meio do estudo das parcelas permanentes.

Segundo Lima (2010), vários estudos científicos utilizam parcelas permanentes para avaliar de forma contínua os parâmetros indicativos do comportamento e desenvolvimento da floresta, nas condições naturais e sob condições de manejo florestal. As parcelas permanentes podem ser utilizadas também em muitos estudos ecofisiológicos e para verificar se a floresta está sendo fonte ou sumidouro de carbono.

Embora necessitem de algum investimento e demandem muito tempo e esforço das equipes de campo para sua instalação e medição, as parcelas permanentes constituem a mais importante ferramenta para estudos de manejo florestal e ecologia, pois são um dos principais pilares sobre o qual é construído o entendimento de florestas tropicais (Sheil *et al.*, 1995).

Na Amazônia, as parcelas permanentes instaladas são estudadas com o objetivo de avaliar a dinâmica de carbono, para determinar se a floresta primária funciona como fonte ou sumidouro de carbono (Higuchi *et al.*, 1998; Phillips *et al.*, 1998; Higuchi *et al.*, 2004; Lewis *et al.*, 2004), ou também para avaliar a dinâmica da floresta manejada e com isso prescrever tratamentos silviculturais e estimar o ciclo de corte (Silva *et al.*, 1995 e Higuchi *et al.*, 1997).

Diversas instituições da Amazônia possuem parcelas permanentes instaladas e estão monitorando o crescimento da floresta, tais como: Embrapa Amazônia Ocidental, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Embrapa Amazônia Oriental, Embrapa Acre, Instituto do Homem e do Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON) e Universidade Federal do Mato Grosso. Essas instituições fazem parte da REDEFLORE (Rede de Monitoramento da Dinâmica de Florestas na Amazônia), criada no âmbito do Ministério do Meio Ambiente com o objetivo de gerar e divulgar informações sobre a dinâmica do crescimento e produção da floresta através do seu monitoramento contínuo, para diferentes condições de sítios na Amazônia brasileira.

Até o ano de 2006, existiam na Amazônia 341 ha de parcelas permanentes instaladas, estando distribuídas por cinco Estados. A maior parte destas parcelas (58% das parcelas e 75% da área amostrada) estava em áreas privadas. Nas unidades de conservação de uso direto estavam 30% das parcelas e 15% da área amostrada, e 12% das parcelas e 10% da área amostrada estavam sob responsabilidade de instituições de pesquisa, como Embrapa e INPA (Valle *et al.*, 2006). Desde então foi feito um grande esforço de pesquisa por parte do LMF/INPA, sendo que atualmente o estado do Amazonas conta com uma rede de mais de 1.200 parcelas permanentes e temporárias (correspondendo a uma área amostrada de 331 ha somente no estado do Amazonas), capazes de proporcionar informações sobre a dinâmica florestal e determinação de estoques e balanço de carbono (Lima, 2010).

2.3 Dinâmica de florestas tropicais

Segundo Azevedo *et al.* (2008), a dinâmica florestal leva em consideração o comportamento das taxas de crescimento, recrutamento ou ingresso (que é a entrada de novos indivíduos no sistema por meio da regeneração natural) e mortalidade, em condições naturais e sob manejo. Tais informações são fundamentais para os manejadores florestais, já que definem o ciclo de corte, intensidade de colheita e os tratamentos silviculturais a serem aplicados nas florestas manejadas (Rocha, 2001; Carvalho *et al.*, 2004; Oliveira, 2005).

Segundo Oliveira (2005), elevadas taxas de incremento e frequente recrutamento constituem o primeiro indicativo de que a floresta possui características favoráveis ao manejo para produção de madeira. Portanto, o conhecimento das taxas de crescimento, ingressos e mortalidade são de fundamental importância para o planejamento da produção e determinação dos ciclos de corte de florestas tropicais.

O balanço de carbono da vegetação primária também depende das taxas de mortalidade e recrutamento, bem como do crescimento dos indivíduos. Como o diâmetro das árvores mortas, geralmente, é maior do que o das recrutadas, quando essas taxas são iguais é necessário que o crescimento seja de magnitude suficiente para compensar as perdas causadas pela mortalidade, para que o ecossistema tenha um saldo positivo para qualificar-se como fixador e não como fonte de carbono (Higuchi *et al.*, 2004).

2.3.1 Crescimento e incremento em florestas tropicais

Segundo Silva *et al.* (1995), um dos pré-requisitos para a implantação do manejo florestal sustentável é possuir informações confiáveis a respeito do crescimento das árvores sob diferentes regimes de manejo. Swaine *et al.* (1987) consideram que o crescimento, principalmente o crescimento em diâmetro, é a principal variável de interesse para o manejo florestal.

O crescimento das plantas é resultado da interação de vários processos, tais como fotossíntese, transporte de água, fluxo de massa, carboidratos e outros solutos, respiração, relações de água e nutrição mineral (Lambers *et al.*, 1998). O crescimento resulta do incremento em massa seca, volume, comprimento ou área, e

envolve a divisão, expansão e diferenciação celular. Segundo Lambers *et al.* (1998), a taxa de crescimento da planta depende da sua constituição genética, assim como do ambiente em que ela cresce.

Segundo Swaine *et al.* (1987), diferenças entre taxas de crescimento entre árvores em um mesmo sítio estão correlacionadas, entre outros fatores, com a sua posição no dossel, sendo que árvores que recebem maior luminosidade tendem a alcançar maior crescimento. Por outro lado, existem as espécies de sub-bosque, que passam toda a sua vida sombreadas, e seu crescimento ou até mesmo a mortalidade não têm nenhuma correlação com sua posição no dossel.

De acordo com Rocha (2001), o incremento é a diferença entre duas taxas de crescimento, determinadas por duas medições, sendo uma no início de um período e outra ao final desse período. O incremento pode ser calculado em termos de DAP, altura, área basal, volume, estoque de carbono, entre outros parâmetros.

Oliveira (2005) afirma que as taxas de crescimento de uma floresta podem ser aumentadas com a aplicação de tratamentos silviculturais, que podem ser de dois tipos: i) liberação ou desbaste seletivo, onde são removidos os indivíduos competidores, não desejáveis, cujas copas estejam competindo por luz com as copas das árvores de espécies selecionadas para a próxima colheita; ou ii) refinamento ou desbaste sistemático, que consiste na redução da área basal de espécies não desejáveis visando diminuir a competição no povoamento, de forma geral. De acordo com Lamprecht (1993), os tratamentos silviculturais, além de acelerar o crescimento das árvores remanescentes, inclusive nas menores classes de diâmetro, também aumentam as taxas de ingressos de novos indivíduos na comunidade e têm seus efeitos comprovados em vários experimentos nas florestas tropicais do mundo.

Segundo Chambers *et al.* (1998), em florestas tropicais, o incremento em diâmetro é mais importante do que a idade para descrever a dinâmica, principalmente porque a idade é um parâmetro muito difícil de se medir com precisão, já que as árvores não apresentam anéis de crescimento anual definidos.

Diversos autores têm estudado crescimento e incremento em florestas tropicais, manejadas ou intactas. No Brasil, os valores de incremento periódico anual em volume tem variado de $4,5 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ até mais de $5,8 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ para florestas com diferentes níveis de manejo, cerca de sete a 13 anos após a exploração. No caso das florestas primárias não exploradas, os valores ficam em

torno de $1,6 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ a $2,8 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ e quando se considera apenas as espécies comerciais manejadas com DAP superior a 50 cm, o incremento fica em torno de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ (Silva *et al.* 1996; Higuchi *et al.* 1997).

Nas florestas de Sarawak (Malásia), onde foi aplicado o sistema malaio modificado, Bryan (1981) verificou que nas florestas exploradas sem tratamentos silviculturais, o incremento diamétrico de todas as árvores foi de $0,6 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1}$, enquanto que nas florestas que sofreram extração de madeira comercial e desbaste, o crescimento diamétrico foi de $0,7 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1}$.

De Graaf (1986) e Jonkers (1987) observaram que quando foi realizado tratamento silvicultural através de refinamento, o incremento médio anual das árvores comerciais com DAP acima de 5 cm aumentou entre 4% a 42%, com taxa média de $0,4 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1}$, no Suriname, nove anos após a exploração.

Johnson (1976) fez uma revisão sobre crescimento e incremento de algumas florestas tropicais úmidas e sumarizou da seguinte maneira: valores entre 1 e $3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, como médias para o Sudeste Asiático; $2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para as florestas da Nigéria e de 2,9 a $4,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ nas florestas de dipterocarpaceas das Filipinas.

2.3.2 Recrutamento e mortalidade em florestas tropicais

Recrutamento é o número de árvores que atinge o diâmetro mínimo considerado no monitoramento de uma floresta, também podendo ser denominado ingresso. É número de novas árvores que atingiram um tamanho mínimo e passaram a ser mensuradas no inventário florestal (geralmente este limite é DAP igual ou superior a 10 cm) (Carvalho *et al.*, 2004).

O estudo do recrutamento em florestas tropicais é importante sob o ponto de vista silvicultural, pois determina, em termos qualitativos e quantitativos, o quanto a população objeto do monitoramento está sendo “alimentada” com a entrada de novos indivíduos das espécies-alvo do manejo (Silva, 1989). Para manter a produção florestal, é necessário que uma quantidade adequada de regeneração de espécies de valor econômico entre regularmente no sistema e que um número suficiente de árvores provenientes dessa regeneração sobreviva e cresça até o tamanho de corte a cada ciclo de colheita. Segundo Rocha (2001), avaliar ingresso e mortalidade em florestas tropicais é imprescindível para explicar sua composição, estrutura e dinâmica.

Segundo Silva (1989), a quantidade de recrutamento varia com a composição de espécies e com o grau de perturbação. Pequenas perturbações, tais como aquelas resultantes da queda de uma árvore ou galho, não levam ao ingresso de grande número de indivíduos. Se a clareira for pequena, o ingresso não é abundante porque normalmente espécies tolerantes à sombra ocupam a clareira. No entanto, perturbações maiores tais como aquelas causadas pela exploração florestal, geralmente resultam em germinação e crescimento de grande número de espécies pioneiras de rápido crescimento, que logo crescem até o mínimo tamanho de medição (Silva, 1989; Silva *et al.*, 2001).

Segundo Rossi *et al.* (2007), o entendimento das taxas de mortalidade de árvores contribui para o conhecimento dos sistemas naturais, sendo que os dados de mortalidade são necessários para avançar no entendimento da demografia florestal. Infelizmente, poucos estudos foram desenvolvidos com esta finalidade.

As taxas de recrutamento variam bastante de acordo com o grau de exploração que a floresta sofreu. Para a floresta sem perturbação, são comuns taxas em torno de 1% a 1,5% ao ano. No caso das florestas manejadas, as taxas de recrutamento ficam em torno de 2,5% a 4,5% (Silva *et al.*, 1995; Higuchi *et al.*, 1997; Azevedo *et al.*, 2008).

Em florestas naturais não perturbadas, há uma tendência de equilíbrio entre as taxas de recrutamento e mortalidade, mantendo uma densidade constante, no que diz respeito às árvores com DAP superior a 10 cm (Swaine *et al.*, 1987; Rocha, 2001; Azevedo, 2006, Rossi *et al.*, 2007). Normalmente, os valores das taxas médias de mortalidade de árvores em florestas tropicais não perturbadas variam entre 1% e 3,2% ao ano, com uma taxa mais alta para as espécies pioneiras (Kohler *et al.*, 2001). Segundo Alder (1995), taxas de mortalidade variando entre 1% e 5% são normais e esperadas para florestas tropicais com e sem interferências.

De acordo com Moser Jr (1972), povoamentos com grande número de árvores pequenas e proporcionalmente menor número de árvores grandes, terão taxas de mortalidade mais altas do que povoamentos com poucas árvores e com uma pequena razão numérica entre número de árvores nas sucessivas classes de diâmetro.

As causas mais comuns da morte de árvores em florestas tropicais não perturbadas são o vento e as tempestades, mas a mortalidade pode ser causada por outros diversos fatores, tais como: ataques de patógenos, parasitas e herbívoros,

danos causados por chuvas fortes, principalmente em árvores emergentes, danos durante a exploração, déficit hídrico ou supressão, senescência ou a combinação destes fatores (Lieberman e Lieberman, 1987; Rocha, 2001; Azevedo, 2006; Rossi *et al.*, 2007; Fontes, 2012).

Dois estudos recentes avaliaram a mortalidade na floresta amazônica em relação a eventos climáticos extremos, como a grande seca que aconteceu no ano de 2005 (causada por um aquecimento anormal das águas do Atlântico norte) e as tempestades convectivas que ocorreram na região em janeiro de 2005. Phillips *et al.* (2009) analisaram os efeitos da seca sobre a floresta, utilizando dados de parcelas permanentes instaladas em toda a Amazônia. Os autores afirmam que, após 25 anos da floresta se comportando como sumidouro de carbono, ela se mostrou muito sensível ao stress hídrico provocado pela seca, e a mortalidade de árvores foi tão severa que a floresta inverteu seu papel, transformando-se em fonte de carbono para a atmosfera.

Já Higuchi *et al.* (2011) avaliaram a mortalidade de árvores, na Amazônia central, após as tempestades convectivas de 2005. Os autores compararam a mortalidade por seca e por tempestade, afirmando que a seca mata mais as árvores suprimidas e de forma mais lenta, não existindo o efeito dominó. A mortalidade por tempestade é mais democrática e afeta tanto as árvores mais quanto as menos saudáveis, independentemente das classes de diâmetro ou das espécies. Por fim, os autores concluem que a falta de chuvas contribui mais com a mortalidade das árvores na escala regional; na escala de comunidades, o excesso de chuvas é que mais contribui para o aumento da mortalidade.

Em estudos na floresta amazônica brasileira, Alder e Silva (2000) encontraram que, em média, as árvores dominadas têm mortalidade 1,7 vez maior do que as dominantes, e que árvores com defeitos tem mortalidade 2,6 vezes maior. Para nenhum grupo de espécies a mortalidade de árvores dominantes foi maior do que as dominadas, e para as dominantes a taxa variou de 0,5 % a 4,1 % ao ano. Os autores citam que as taxas mais altas de mortalidade estão associadas com as espécies que tendem a ter maior necessidade de luz (pioneiras).

Phillips *et al.* (1994) compilaram dados sobre taxas anuais de mortalidade de florestas tropicais em 25 sítios localizados em quatro continentes. As taxas variaram de 0,67% a 2,85%, sendo as mais altas encontradas na Amazônia peruana e as mais baixas na Austrália e em Uganda.

Em uma floresta primária na Costa Rica, Lieberman e Lieberman (1987) encontraram, em 14 anos de observações, taxa média de mortalidade de 2,03%. Também na Costa Rica, mas em floresta explorada, Finegan e Camacho (1999) observaram taxas de mortalidade de 1,6% a 2,3% ao ano, sendo que as árvores com incremento em diâmetro nulo ou negativo tiveram maiores taxas de mortalidade do que aquelas árvores com incremento anual médio superior a 1,0 mm. Notadamente, a mortalidade aumentou com a redução da iluminação da copa.

2.4 Mudanças climáticas globais e as florestas tropicais

O efeito estufa é um fenômeno natural que permitiu o surgimento e a manutenção da vida na Terra. Sem ele, a superfície do planeta seria, em média, 33°C mais fria (com temperatura média de -18°C). Em condição de efeito estufa normal, parte da radiação solar que entra na atmosfera é refletida e volta para o espaço, sendo o restante da radiação solar absorvida pela superfície terrestre. É muito provável que a maior parte do aumento observado na temperatura global tenha se devido ao aumento nas concentrações antrópicas de gases de efeito estufa, provenientes da queima excessiva de combustíveis fósseis, desmatamento, queimadas e decomposição acelerada de matéria orgânica em áreas agrícolas (IPCC, 2007; Ometto e Martinelli, 2008; Sampaio *et al.*, 2008). Esse aumento intensifica a retenção do calor, o que contribui para o aquecimento global (Silva e Machado, 2000; Sampaio *et al.*, 2008).

De acordo com Nowak e Crane (2002), os principais gases que causam o efeito estufa antropogênico são o dióxido de carbono (CO₂) e outros como o metano (CH₄), clorofluorcarbono (CFC), óxido nitroso (N₂O) e ozônio (O₃). A concentração de dióxido de carbono (CO₂) atmosférico aumentou 31% nos últimos 250 anos, atingindo, provavelmente, o nível mais alto da história, cerca de 380 ppm (MAPA, 2005; Sampaio *et al.*, 2008).

Globalmente, a temperatura média do ar da superfície da Terra tem aumentado entre 0,3 e 0,6°C desde as últimas décadas do século 19. Apesar de muitos cientistas afirmarem que este aumento de temperatura deve-se apenas a ciclos naturais de aquecimento e resfriamento da Terra, as estimativas atuais indicam que o aumento esperado na temperatura deverá ser entre 1 e 4°C até o ano 2100 (sendo que o valor mais provável ficará próximo de 3°C), se as fontes

emissoras de gases de efeito estufa (GEE) não forem controladas, como a queima de combustíveis fósseis e as atividades de mudança de uso da terra, como o desmatamento e as queimadas.

O aumento de CO₂ é atribuído principalmente ao uso de combustíveis fósseis (80-85%) e ao desmatamento e queima de áreas florestadas, que causam emissões para a atmosfera de 1,8 Gt de carbono na forma de CO₂ (Kilawe *et al.*, 2001). Segundo Marengo e Lopes (2009), estima-se que anualmente 7,1 Gt de carbono sejam lançados à atmosfera como consequência da atividade humana, dos quais 25% provêm do desmatamento de florestas tropicais e outras mudanças de uso da terra. Estes autores afirmam que a capacidade de sequestro de carbono dos oceanos e dos diferentes tipos de vegetação é insuficiente para absorver todas as emissões de carbono de origem antropogênica, por isso em torno de 37% da emissão total são acumulados anualmente na atmosfera.

Desde o estabelecimento da convenção de mudanças climáticas (United Nations Framework Convention on Climate Change - UNFCCC) em 1992 tem-se observado o rápido e complexo desenvolvimento do papel das florestas na política das mudanças climáticas globais. O Protocolo de Kyoto tem em seu escopo a redução de emissão de gases de efeito estufa e determina de que maneira o reflorestamento, o florestamento, o desmatamento e outras atividades de uso da terra (atividades denominadas como LULUCF – *land use, land use change and forests*) têm um importante papel no alcance das metas propostas (Auckland, 2002). O Protocolo de Kyoto determinava que seus países desenvolvidos signatários (chamados também de países do Anexo B), reduzam suas emissões de gases de efeito estufa em 5,2% em média, relativas ao ano de 1990, entre 2008 e 2012. Para tanto, foram criados mecanismos para auxiliá-los no cumprimento de suas metas, chamadas de mecanismos de flexibilização (MAPA, 2005; Higuchi *et al.*, 2009).

Dentre esses mecanismos, o que interessa mais diretamente ao Brasil é o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), que permite aos países industrializados financiar projetos em países em desenvolvimento, que irão gerar unidades de redução certificada de emissões (RCE), com as quais os países industrializados poderão contar para o cumprimento de seus compromissos de redução de emissões. Através dele, países desenvolvidos comprariam créditos de carbono, em tonelada de CO₂ equivalente, de países em desenvolvimento responsáveis por tais projetos.

Entretanto, na prática nenhum projeto de MDL na área florestal foi aprovado para a região amazônica. Em 2009 havia no Brasil cerca de 211 projetos aprovados no âmbito deste mecanismo. Destes, 50% referem-se a energia renovável, 15% são referentes à suinocultura, 11% à troca de combustível fóssil, 9% a aterros sanitários e apenas um projeto de reflorestamento, fora da região amazônica (MCT, 2009).

Gouvello (2010) afirma que para o Brasil, a principal oportunidade de mitigar o efeito estufa consiste em reduzir o desmatamento, como resultado do papel importante desempenhado pelas fontes renováveis de energia usadas na geração de eletricidade e combustíveis. Isso faz com que as emissões *per capita* do país estejam em níveis muito mais baixos em comparação com outros países. Segundo Fearnside (2000), o desmatamento da Amazônia contribui com quantidades significativas de gases de efeito estufa e outros materiais particulados emitidos anualmente para a atmosfera. De acordo com Gouvello (2010), em estudo realizado pelo Banco Mundial, o Brasil provavelmente continuaria sendo um dos maiores emissores de gases pelo desmatamento, não fosse a aprovação, em 2009, da Política Nacional de Mudanças Climáticas do Brasil (PNMC), que determinou uma redução de 70% no desmatamento até 2017. A PNMC prevê metas voluntárias para redução dos gases de efeito estufa, entre 36,1% e 38,9% das emissões projetadas até 2020.

De acordo com a 2ª Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança de Clima (MCT, 2010), o setor de Mudança do Uso da Terra e Florestas foi responsável pela maior parcela das emissões de CO₂ e pela totalidade das remoções de CO₂, que incluem o manejo de áreas protegidas, a regeneração de áreas abandonadas e a mudança no estoque de carbono nos solos, com as emissões líquidas do setor participando com 77% das emissões líquidas totais de CO₂ em 2005. A conversão de florestas para outros usos, em particular o agrícola, consistiu na quase totalidade das emissões de CO₂ do setor, sendo a pequena parcela restante devido à adição de calcário agrícola aos solos.

Em 2007, o relatório publicado pelo IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima) mostrou as consequências do aquecimento global provocado por fontes antrópicas sobre os ecossistemas mundiais e as medidas necessárias para sua mitigação. Segundo este relatório, as opções de mitigação concernentes ao setor florestal são florestamento, reflorestamento, manejo florestal e redução do desmatamento. O IPCC, no relatório do terceiro grupo de trabalho divulgado em

2007, também afirma que os benefícios da mitigação de carbono por meio da redução do desmatamento são, no curto prazo, maiores do que os benefícios do reflorestamento e florestamento. No longo prazo, a estratégia do manejo florestal objetiva manter ou aumentar os estoques de carbono, ao mesmo tempo em que produz de forma sustentável a madeira, fibras ou energia. Desta forma, o manejo florestal sustentável tende a gerar o maior benefício de mitigação (IPCC, 2007; Higuchi *et al.*, 2009).

Com isso, em 2008 a ONU propôs o programa REDD (Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal em Países em Desenvolvimento). Com esta medida, as florestas primárias, incluindo a floresta amazônica, poderiam voltar a desempenhar papel importante no debate sobre neutralização e mitigação, já que o REDD pode ser usado para diminuir o avanço do desmatamento e reverter a degradação florestal da Amazônia. Segundo Higuchi *et al.* (2009), o REDD agrega valor à madeira e assim contribui para a implementação de projetos de manejo florestal na região, mantendo a floresta em pé. Porém, os autores ressaltam que esses projetos não visam absorver carbono da atmosfera, mas apenas evitar que mais gases de efeito estufa sejam liberados para a atmosfera por meio de queimadas, deposição de resíduos na floresta, entre outros.

As opções de mitigação pelo setor florestal incluem também a retenção do carbono nos produtos madeireiros, substituição de produtos e produção de energia por meio da biomassa. Este carbono é retirado da atmosfera e colocado à disposição da sociedade para suprir suas necessidades de madeira, fibras e energia (Higuchi *et al.*, 2009).

Até o ano de 2012 havia apenas um projeto de REDD aprovado pelo Brasil, no mercado voluntário de carbono. Este projeto localiza-se na Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) do Juma e tem o objetivo de frear o desmatamento e a consequente emissão de gases de efeito estufa em uma área sujeita a grande pressão pelo uso da terra no Amazonas. Segundo Higuchi *et al.* (2009), a implementação das atividades propostas neste projeto resultará, até 2050, na contenção do desmatamento de aproximadamente 330 mil hectares, o que corresponderia à emissão de cerca de 190 milhões de toneladas de CO₂ para a atmosfera.

2.5 Estoque e dinâmica de carbono em florestas tropicais

As florestas tropicais têm grande importância no controle das mudanças climáticas globais, tanto pela capacidade de emitir gases do efeito estufa para a atmosfera, via queimadas ou desmatamentos, como de sequestrar carbono da atmosfera por meio do crescimento do povoamento. Segundo Higuchi *et al.* (2009), estima-se que o estoque de carbono florestal na Amazônia brasileira esteja entre 60 e 80 bilhões de toneladas.

As árvores agem como um sumidouro por fixar carbono durante a fotossíntese e estocar o carbono excessivo como biomassa. A dinâmica líquida, em longo prazo, de fixação/emissão de carbono das florestas pode tornar-se positiva. Por outro lado, as influências humanas nas florestas (manejo) podem afetar a dinâmica de carbono por fatores como a utilização de combustíveis fósseis e a colheita ou extração da biomassa. Entretanto, de forma geral, aumentando o número de árvores pode-se potencialmente reduzir o acúmulo de carbono na atmosfera (Nowak e Crane, 2002).

Segundo Buckeridge *et al.* (2008), há diferentes tipos de sequestro de carbono pelas árvores, dependendo do período de tempo que este carbono ficará estocado. O carbono assimilado como CO₂ pode ficar, na árvore, na forma de sacarose, amido ou celulose. Quando um átomo de carbono é transformado em sacarose, ele é transportado e respirado rapidamente, podendo-se dizer que neste caso o sequestro de carbono foi de curtíssimo prazo. Segundo os mesmos autores, se o carbono fica armazenado alguns dias ou até alguns meses (como no caso das plantas que perdem as folhas durante o inverno) na forma de amido, o sequestro de carbono é mais longo. Mas quando o carbono assimilado da atmosfera fica contido na celulose ou na lignina, ele vai ficar fixado no tronco da árvore pelo resto da vida da planta. Este é um tipo de sequestro de carbono de longo prazo que é característico das árvores, sendo por isso que elas são tão importantes no contexto das mudanças climáticas globais (Buckeridge *et al.*, 2008).

O manejo florestal sustentável oferece duas possibilidades para benefícios em relação ao sequestro de carbono da atmosfera para mitigação dos efeitos do aquecimento global. Uma delas é estocar carbono em produtos de madeira, enquanto a floresta manejada cresce novamente (sequestrando mais carbono da atmosfera). A segunda opção é por meio de mudanças nas práticas de exploração,

que podem reduzir expressivamente o dano à floresta remanescente e a consequente emissão de carbono.

Segundo Pussinen *et al.* (2002), as práticas de manejo florestal afetam a taxa de sequestro de carbono nos ecossistemas florestais. Entretanto, não é claro como diferentes atividades ou a influência antrópica afetam o sequestro de carbono nas florestas. Assim, as decisões de manejo florestal podem ser um meio de custo efetivo para reduzir a emissão líquida de carbono para a atmosfera, auxiliando na mitigação das mudanças climáticas globais (Aukland, 2002; Pussinen *et al.*, 2002).

Schmid *et al.* (2006) afirmam que as diferentes formas de manejo florestal (intensidades de desbaste, número de anos do ciclo, tratamentos silviculturais, etc.) influenciam no fato de uma determinada floresta ser considerada fonte ou sumidouro de carbono. Os autores salientam que os diferentes cenários do manejo dependem do período de tempo considerado: os fluxos de carbono são maximizados em ciclos mais curtos (de 30 a 40 anos) ou em ciclos bem mais longos (acima de 100 anos, para as condições temperadas). Segundo Miller *et al.* (2011), o manejo florestal sustentável é uma estratégia válida para manejar as florestas tropicais, evitando o desmatamento e assim reduzindo o impacto do uso das florestas tropicais nas trocas de gases com a atmosfera.

A fixação de carbono na floresta é reportada como, no mínimo, parcialmente resultado de intensivo manejo florestal. Seidl *et al.* (2007) avaliaram a correlação entre o sequestro de carbono e a produção de madeira de forma sustentável em uma floresta de múltiplo uso na Áustria e concluíram que o sequestro de carbono da atmosfera é maior nas florestas manejadas sustentavelmente do que nas florestas não manejadas. Os custos estimados indicam que o sequestro de carbono através do manejo florestal é um meio eficiente para a redução do CO₂ atmosférico. Os autores enfatizam a importância de serem desenvolvidas estratégias de manejo sustentável coerentes com os múltiplos usos das florestas. Richards e Anderson (2001) salientam que a redução de carbono na atmosfera por meio do aumento do sequestro e dos sumidouros de biomassa, pode ter custos mais baixos ou comparáveis ao controle das fontes emissoras (Richards e Anderson, 2001).

A biomassa é definida do ponto de vista biológico como a quantidade de tecido que compõe uma comunidade vegetal (Ferri, 1979). De acordo com Higa *et al.* (2012), o estoque de carbono depende da produção total de biomassa da

floresta, sendo assim, a biomassa florestal é relevante dentro do tema de mudanças climáticas globais por ser o principal indicador do estoque de carbono.

Os cálculos de biomassa permitem uma visão geral sobre a quantidade aproximada de capital orgânico e da produção das florestas. A mensuração da biomassa é usada ainda para estimar o estoque de carbono e quantificar o CO₂ que é liberado durante as queimadas. As estimativas de biomassa florestal são informações imprescindíveis nas questões ligadas, entre outras, as áreas de manejo florestal e de clima (Higuchi *et al.*, 1998).

Ritson e Sochacki (2002), estudando a medição e predição de biomassa e conteúdo de carbono, encontraram valores que variaram entre 48,1 e 52%, com média geral de 50%. Esses valores não foram significativamente diferentes para os componentes da árvore (raízes, caule, galhos, galhos mortos e liteira aérea). Hunt (2009) afirma que há um consenso geral sobre este assunto, estimando o carbono como metade da biomassa. Segundo o mesmo autor, a biomassa das raízes é comumente estimada como sendo 25% da biomassa viva acima do solo. Segundo Silva (2007), o teor de carbono ponderado por partes da árvore é de 48,5%, com incerteza de 0,9%. Este será o valor utilizado neste trabalho.

Vários trabalhos avaliam a biomassa acima do solo nos diferentes tipos de florestas da Amazônia. Diversos autores encontraram valores que variaram entre 145 e 1100 Gt.ha⁻¹, com valores médios entre 160 e 320 Gt.ha⁻¹ (Higuchi e Carvalho Jr, 1994). Utilizando dados de 544 parcelas permanentes em 25 diferentes localidades da Amazônia englobando todos os tipos florestais da região, Saatchi *et al.* (2007) concluíram que a biomassa viva acima do solo é maior nas áreas centrais, leste e norte, incluindo as Guianas, geralmente acima de 300 Gt.ha⁻¹. Na Amazônia ocidental (Peru, Equador, Colômbia e Andes), a biomassa varia entre 150 e 300 Gt ha⁻¹. Nas florestas ao sul e noroeste a biomassa varia entre 100 e 200 Gt ha⁻¹. Segundo os autores, a distribuição da biomassa tem correlação com a duração da estação seca. A quantidade total de carbono estimada para a bacia amazônica, incluindo a necromassa e abaixo do solo, é de 86 Pg C (incerteza de, aproximadamente, 20%).

Baker *et al.* (2004) compararam as florestas das regiões central e leste com as florestas localizadas no noroeste da Amazônia. Os valores de biomassa variam de 220,8 a 325,7 Gt ha⁻¹ para as florestas localizadas na região noroeste, de 234,7 a

340,8 Gt ha⁻¹ para as florestas das regiões central e leste e de 206,7 a 289,6 Gt ha⁻¹ para as florestas do sudoeste da Amazônia.

Malhi *et al.* (2006), analisando dados de 227 parcelas permanentes em florestas tropicais não perturbadas na Amazônia, estimaram a biomassa viva acima do solo em 93 ± 23 Gt C, levando-se em consideração também as lianas e as árvores de menor tamanho (estes últimos foram considerados como 10% da biomassa total das árvores acima de 10 cm de DAP). Incluindo-se a biomassa morta e a biomassa abaixo do solo, esta estimativa aumenta em aproximadamente 10% e 21%, respectivamente.

Houghton *et al.* (2000), utilizando dados do projeto RADAMBRASIL, fizeram estimativas de biomassa para a Amazônia brasileira que variam de 66 a 277 t C ha⁻¹. Os autores consideraram que 20% deste valor se referem à biomassa abaixo do solo e que 50% da biomassa é composta por carbono.

Fearnside (1997, 2000) também estimou a biomassa total na Amazônia brasileira (considerando-se a biomassa acima e abaixo do solo, inclusive a necromassa, mas sem considerar o carbono no solo) e encontrou valores entre 433,6 e 464 t.ha⁻¹ em média, considerando as florestas densas e não densas para cada Estado. O Amapá apresentou o maior valor de biomassa, com 591 t.ha⁻¹, seguido pelo Amazonas, com 488 t.ha⁻¹ e Pará, com 469 t.ha⁻¹.

Alguns trabalhos avaliaram o estoque de carbono em florestas primárias localizadas em outras regiões. Glenday (2006) avaliou o estoque e o potencial de emissões de carbono em florestas primárias no Quênia. Nestas florestas, a quantidade média de carbono estocado é de 330 ± 65 t C ha⁻¹, mais do que em florestas plantadas de coníferas (280 ± 77 t C ha⁻¹) e de folhosas (250 ± 77 t C ha⁻¹).

Sierra *et al.* (2007) realizaram o mesmo tipo de estudo na Colômbia e concluíram que a média de carbono estocado nas florestas primárias do país é de $383,7 \pm 55,5$ t C ha⁻¹, sendo que 59% desse valor se referem ao carbono estocado no solo até a profundidade de quatro metros, 29% se referem à biomassa acima do solo, 10% à biomassa abaixo do solo e 2% à matéria morta. Com isso os autores afirmam que a mensuração apenas da biomassa acima do solo subestima em muito o estoque de carbono nos ecossistemas florestais.

O conceito de a floresta tropical funcionar como reservatório ou fonte de carbono para a atmosfera é motivo para intenso debate entre a comunidade científica mundial. Existem vários estudos que avaliam se a floresta não manejada é

considerada fonte ou sumidouro de carbono. Em vários destes estudos essas florestas atuam como sumidouros, ou seja, sequestram mais carbono da atmosfera do que emitem.

Segundo Bolin *et al.* (2000), há uma assimilação líquida da biota terrestre de $0,7 \pm 1,0 \text{ Gt C ano}^{-1}$. Como, durante as décadas de 1980 e 1990, estima-se que as emissões por mudanças de uso da terra, principalmente o desmatamento das florestas tropicais, tenham atingido $1,6 \pm 0,8 \text{ Gt C ano}^{-1}$, o sequestro bruto da biota terrestre foi de $2,3 \pm 1,3 \text{ Gt C ano}^{-1}$.

Nabuurs e Schelhaas (2002) executaram um estudo com 16 tipologias florestais da Europa para definir um perfil padrão de sequestro de carbono. O sequestro de carbono médio foi de $2,98 \text{ t C ha}^{-1}$ e após 200 anos a taxa de sequestro prevista é de $0,8 \text{ t}$, sendo em longo prazo a média de estoque de carbono na biomassa das árvores e produtos da ordem de 114 t C ha^{-1} .

Woodbury *et al.* (2007) estimaram, com base em dados de inventários florestais, o estoque e as taxas de sequestro de carbono nas florestas dos Estados Unidos. De 1990 a 2005, o setor florestal norte-americano (incluindo florestas e produtos florestais) sequestraram em média $0,162 \text{ Gt C ano}^{-1}$. Em 2005, 49% do sequestro total de carbono foi referente às árvores e 27% aos produtos florestais. Os reservatórios com maior estoque de carbono não necessariamente foram os que apresentaram as maiores taxas de sequestro.

Segundo Higa *et al.* (2012), as florestas são reconhecidamente importantes sumidouros de carbono. Os autores estimam que as florestas estoquem, globalmente, cerca de 283 Gt de carbono apenas na biomassa acima do solo. Clark (2004) afirma que diversos estudos realizados nos últimos anos apontam que as florestas tropicais atuam como um importante reservatório de carbono, possivelmente em resposta ao aumento na concentração de carbono na atmosfera, que aumenta a produtividade da floresta. Porém, há estudos que mostram que as florestas tropicais também podem ser fonte de carbono, devido ao aumento na temperatura e na severidade das secas (principalmente causadas pelo fenômeno El Niño), que causam diminuição da produtividade florestal e aumento nas taxas de mortalidade. Fearnside (1997) tem opinião divergente. Para este autor, o desmatamento na Amazônia brasileira é uma fonte significativa de gases de efeito estufa para a atmosfera atualmente, e considerando que grande parte da floresta

ainda encontra-se intacta, a região apresenta grande potencial de ser fonte de futuras emissões.

Houghton *et al.* (2000) avaliaram o fluxo anual de carbono na Amazônia brasileira decorrente do desmatamento e do abandono de áreas agricultáveis. Os autores estimaram que a região foi fonte de $0,2 \text{ Pg C ano}^{-1}$ entre os anos de 1989 e 1998. A extração de toras pode adicionar outros 5 a 10% deste valor, e os incêndios podem dobrá-lo em anos posteriores a uma seca. A liberação de carbono pelas atividades de uso da terra e fogo praticamente compensa o reservatório de carbono contido nas florestas naturais da região amazônica, sugerindo que o fluxo líquido médio de carbono na região tende a zero.

Ometto *et al.* (2005) afirmam que a floresta amazônica brasileira pode ser tanto fonte como sumidouro de carbono da atmosfera. Estes autores estimaram a troca líquida de CO_2 entre a floresta e a atmosfera variando na ordem de $-3,0 \text{ Gt}$ a $0,75 \text{ Gt C.ano}^{-1}$. A perda se daria pela redução da produção primária líquida do sistema ou, por outro lado, pelo aumento das taxas respiratórias e taxas de decomposição.

Outros estudos corroboram as medidas diretas dos fluxos de carbono sobre florestas. Estudos baseados em inventários florestais e no cálculo de inversão dos transportes atmosféricos de CO_2 também colocam a Amazônia como sumidouro de parte do excesso de carbono na atmosfera com totais entre $0,2$ e $0,5 \text{ Gt C ano}^{-1}$, o que significa que a Amazônia poderia responder por 10 a 20% do sumidouro global de carbono da biota terrestre (Nobre, 2001).

Higuchi *et al.* (2004), estudando uma floresta primária na região de Manaus (AM), concluíram que a floresta sequestra carbono a uma taxa de $1,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, devido principalmente ao crescimento individual das árvores armazenadas dentro do sistema, compensando as perdas causadas pela mortalidade natural. Davidson *et al.* (2012), estudando inventários florestais realizados em mais de 100 parcelas permanentes na Amazônia, afirmam que as florestas maduras não exploradas tem acumulado carbono a uma taxa média estimada de $0,4 \text{ Gt C.ano}^{-1}$ ($1\text{Gt} = 1$ bilhão de toneladas), com intervalo entre $0,29$ e $0,57 \text{ Gt C.ano}^{-1}$, na década anterior à grande seca de 2005. Segundo estes autores, o Brasil será um dos poucos países a se tornar uma potência econômica mundial sem ter destruído a maior parte de suas florestas.

Segundo Putz *et al.* (2008), a aplicação das técnicas de manejo florestal nas florestas tropicais reduz substancialmente as emissões de carbono para a atmosfera, e é uma maneira custo-efetiva de mitigação que deveria ser incluída nas negociações acerca do clima. Os autores afirmam que o uso do manejo de impacto reduzido poderia reter, nas florestas tropicais, pelo menos 0,16 Gt de carbono por ano, o equivalente a 0,16 milhões de toneladas de carbono por ano. Em termos de comparação, a quantidade total de carbono emitida para a atmosfera decorrente do desmatamento é estimado em cerca de 1,5 Gt por ano (ou 20% das emissões antropogênicas mundiais).

2.6 Projeções de crescimento em florestas tropicais - Cadeia de Markov

A determinação precisa do crescimento florestal é de grande importância para os manejadores florestais. A área basal e o volume do povoamento podem ser convenientemente calculados utilizando o número de árvores contidas em cada classe de diâmetro. O crescimento do povoamento pode ser estimado a partir de mudanças nas frequências das árvores, que resultam do movimento das árvores entre as classes de diâmetro e por meio da mortalidade. A precisão da prognose do crescimento dependerá principalmente da precisão das mudanças nas classes de diâmetros estimados (Bruner e Moser Jr, 1973).

O estudo da dinâmica da floresta tropical na região amazônica, seja ela manejada ou não, é um desafio, devido principalmente a sua grande heterogeneidade. Os modelos clássicos de produção florestal foram desenvolvidos para florestas de regiões temperadas, sendo que as principais variáveis utilizadas são o índice de sítio e a idade do povoamento. Estas variáveis são praticamente indisponíveis para a floresta amazônica, limitando o desenvolvimento de modelos de produção para nossa região (Sanquetta *et al.*, 1996; Teixeira *et al.*, 2007).

De acordo com Higuchi *et al.* (1997), cerca de um milhão de hectares são manejados anualmente para produção madeireira sob algum tipo de manejo em regime de rendimento sustentável na Amazônia. Sem um modelo de produção, os empresários não poderão planejar os ciclos de corte subsequentes. A solução seria, então, utilizar modelos de curto prazo que dependem exclusivamente da situação imediatamente anterior à atual, tendo como objetivo a projeção apenas para uma

situação imediatamente posterior (Bruner e Moser Jr, 1973; Higuchi *et al.*, 1997; Rocha, 2001).

Entre os modelos de matrizes de transição, a matriz de Markov é utilizada na prognose e no desenvolvimento de povoamentos inequiâneos. Esse modelo utiliza o conceito de estado. Estados são situações em que uma árvore pode ser encontrada, como, por exemplo: ingresso, classe de diâmetro, mortalidade e colheita. A matriz de probabilidade de transição é um processo estocástico utilizado para estudar fenômenos que passam por uma sequência de estados, onde a transição entre os estados ocorre segundo certa probabilidade (Freitas e Higuchi, 1993; Teixeira *et al.*, 2007; Vasconcelos *et al.*, 2009).

Vanclay (1994) considerou que a matriz de transição pode também ser denominada cadeia de Markov, matriz de Usher e outras generalizações. Relatou também que matriz de transição é uma extensão lógica do método de projeção de tabela de povoamento e, assim como esta, assume que uma árvore em uma determinada classe de diâmetro tem a probabilidade de mover-se para outra classe, dependendo apenas do estado atual. Durante um período de tempo, uma árvore deve permanecer na classe diamétrica, mas com seu desenvolvimento, pode migrar para outras classes de diâmetro e após atingir a senescência, morrer. Vasconcelos *et al.* (2009) afirmam que em geral, as árvores têm maior probabilidade de permanecerem na mesma classe diamétrica, principalmente quando se consideram períodos curtos, de cerca de dois anos.

As probabilidades de movimentação podem ser expressas por uma matriz (M), e a previsão das mudanças podem ser para um intervalo de tempo (V_1) com $V_1 = MV_0$. Em florestas, V_0 é geralmente o número inicial de árvores em cada classe de diâmetro, M representa a matriz de transição e V_1 representa o estado final ou a prognose efetuada. O modelo assume que a probabilidade de movimentos de árvores de um estado para outro depende somente do estado inicial e que ela é constante para todo o período de projeção.

Leslie (1945, 1948) foi pioneiro no uso da matriz de transição, realizando estudos sobre mortalidade e fertilidade em populações de animais, nos quais foram usados estados baseados em classes de idade. Posteriormente, Lefkovitch (1965) utilizou a matriz de Leslie, em população de besouro (*Lasioderma serricorne*), onde a idade é raramente conhecida. Diante deste fato, a população não pode ser subdivida em grupos de mesma idade, como feito por Leslie. Neste caso, o controle

adotado foi a partir de grupos com diferentes estádios de desenvolvimento, supondo não existir variação sobre a duração do estágio que os diferentes indivíduos possam mostrar.

Na área florestal, o uso da matriz de transição foi aplicada por Usher (1966) em um povoamento de *Pinus sylvestris* na Escócia, mensurados em ciclo de 6 anos, considerando classes diamétricas. Entre os modelos de matrizes de transição, a cadeia de Markov foi utilizada por vários pesquisadores na prognose e no desenvolvimento de povoamentos inequiâneos, como: Buongiorno e Mitchie (1980); Mitchie e Buongiorno (1984); Solomon *et al.* (1986); Higuchi (1987); Freitas e Higuchi (1993); Azevedo (1993); Azevedo *et al.* (1995), dentre outros.

Apesar do reconhecimento da inexistência de um modelo geral de sucessão aplicável a vegetação tropical (Whitmore, 1997), existe uma concordância generalizada de que o processo sucessional envolve certo grau de previsibilidade em relação à sequência de formas de vida e de grupos funcionais, que expressariam sua dominância durante os diferentes estádios de processo sucessional, refletindo as características históricas das áreas, as estratégias evolutivas, a taxa de crescimentos e o tempo de vida das espécies envolvidas (Horn, 1981).

Se o processo estocástico possui número finito de estados, ele atende à propriedade markoviana, isto é, a probabilidade de transição depende de uma situação imediatamente anterior à atual para a projeção de uma situação imediatamente posterior (Soares *et al.*, 2009; Vasconcelos *et al.*, 2009). Nesse contexto, a estrutura diamétrica de uma floresta pode ser estudada por meio da cadeia de Markov, desde que a floresta possua ritmo de crescimento lento e a projeção seja feita para períodos de tempo curtos (Soares *et al.*, 2009).

Segundo Bruner e Moser Jr (1973), a cadeia de Markov consiste em uma sequência de eventos com número finito de possíveis resultados (a_1, a_2, \dots, a_j). Assumem-se duas pressuposições: 1) a probabilidade de um resultado a_j , $j \leq r$, de um dado evento, depende do resultado do evento imediatamente anterior (a_{j-1}); 2) dados os números p_{ij} , os quais representam a probabilidade de resultado a_j de um dado evento, sendo que o resultado a_i ocorreu no evento anterior. Os resultados a_1, a_2, \dots, a_j são chamados estados, e os números p_{ij} são as probabilidades de transição, isto é, p_{ij} representa a probabilidade condicional de ir do estado i para o estado j após uma transição.

De acordo com Rocha (2001), a matriz de transição probabilística de uma cadeia de Markov para um processo de n estados pode ser montada da seguinte maneira:

$$P = (p_{ij}) = \begin{matrix} & \begin{matrix} j = 1 & j = 2 & j = 3 & \dots & j = m \end{matrix} \\ \begin{matrix} i = 1 \\ i = 2 \\ i = 3 \\ \dots \\ \dots \\ \dots \\ i = m \end{matrix} & \left[\begin{array}{ccccc} p_{11} & p_{12} & p_{13} & \dots & p_{1m} \\ p_{21} & p_{22} & p_{23} & \dots & p_{2m} \\ p_{31} & p_{32} & p_{33} & \dots & p_{3m} \\ \dots & & & & \\ \dots & & & & \\ \dots & & & & \\ p_{m1} & p_{m2} & p_{m3} & \dots & p_{mm} \end{array} \right] \end{matrix}$$

Sendo que as probabilidades p_{ij} são positivas e a soma de $p_{i1} + p_{i2} + \dots + p_{im}$ deve ser igual a 1.

As projeções feitas pela cadeia de Markov podem ser de grande contribuição para o manejo florestal, pois auxiliam na determinação do ciclo de corte e permitem avaliar as tendências que a floresta apresentará em um futuro próximo (Sanquetta *et al.*, 1996; Teixeira *et al.*, 2007; Vasconcelos *et al.*, 2009). As principais vantagens do uso da matriz de transição são a facilidade com que ela é construída e a possibilidade de desenvolvimento do modelo com apenas duas medições (Bruner e Moser Jr, 1973; Buongiorno e Mitchie, 1980; Valentine e Furnival, 1989; Sanquetta *et al.*, 1996). Como desvantagens pode-se citar que a projeção somente pode ser feita para períodos múltiplos dos da construção da matriz inicial e o fato de que o recrutamento não pode ser projetado (Bruner e Moser Jr, 1973; Valentine e Furnival, 1989; Sanquetta *et al.*, 1996; Menon *et al.*, 2010).

De acordo com Bruner e Moser Jr (1973), a acurácia das projeções realizadas por meio da cadeia de Markov não depende do tamanho do intervalo de tempo considerado na projeção, mas os autores alertam que as projeções feitas para além de um período ($t+2$, por exemplo) apresentam perda de precisão.

Os modelos que utilizam matriz de transição são apropriados para análise de muitos problemas biológicos, principalmente em estudos relacionados com a dinâmica florestal (Enright e Ogden, 1979). A projeção da distribuição diamétrica pela cadeia de Markov já foi estudada por diversos pesquisadores em várias partes do mundo. Freitas e Higuchi (1993) avaliaram projeções feitas para 1990 e fizeram

novas projeções de crescimento para 1995 e 2000, para uma floresta não manejada na região de Manaus/AM, utilizando a cadeia de Markov. Não houve diferença significativa entre frequências projetadas e observadas para a mortalidade e a sobrevivência nas classes diamétricas, enquanto que para a distribuição diamétrica a diferença foi significativa, fato atribuído pelos autores ao modelo utilizado inicialmente, que não permitia a simulação do recrutamento.

Sanquetta *et al.* (1996) utilizaram matrizes de transição para avaliar uma floresta natural do Japão mensurada nos anos de 1984 e 1987. Os autores fizeram projeções referentes à área basal e o número total de árvores do povoamento, concluindo que estes dois parâmetros retornarão às condições iniciais doze anos após o corte.

Teixeira *et al.* (2007) avaliaram a dinâmica de uma floresta não perturbada localizada na região de Manaus/AM e projetaram a dinâmica florestal usando a cadeia de Markov. Os autores utilizaram dados de dois inventários florestais realizados na área nos anos de 2000 e 2004. Para confirmar a utilização da cadeia de transição probabilística de Markov, a distribuição diamétrica da floresta foi utilizada como variável principal. Foi feita a projeção da distribuição diamétrica para o ano de 2008, sendo que o teste Qui-quadrado mostrou não ter havido diferença significativa entre as frequências observadas e projetadas na distribuição do número de árvores em cada classe diamétrica para este ano. Ressalta-se que neste trabalho os autores compararam a frequência observada em 2004 com a frequência projetada para 2008, quando o correto teria sido comparar as frequências observadas e projetadas para os mesmos anos de avaliação. Somente assim o teste de Qui-quadrado poderia ter sido utilizado para confirmar o uso da cadeia de Markov na floresta estudada.

Vasconcelos *et al.* (2009), estudando uma floresta explorada seletivamente no Acre, também utilizaram a matriz de transição probabilística para fazer projeção da distribuição diamétrica. Foram empregados dados de inventários florestais realizados em 1997, 1999 e 2001. Considerando o ano de 2001, a distribuição diamétrica não apresentou diferença estatística significativa entre as frequências observadas e projetadas, segundo o teste de Qui-quadrado ($p=0,05$). Desta maneira, foi feita a projeção para dois intervalos de tempo adiante, ou seja, para o ano de 2005. Esta projeção indicou que a taxa de mortalidade em 2005 terá sido próxima à anterior (2001), e se repetida a taxa de recrutamento em 2005, o número total de

árvores terá sido superior ao observado em 2001. Assim, os autores confirmaram a utilização da cadeia de Markov como potencial ferramenta para a projeção do comportamento futuro de florestas na Amazônia.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Este trabalho objetivou avaliar a contribuição do manejo florestal sustentável (MFS) ao sequestro de carbono da atmosfera, por meio da quantificação do estoque e da dinâmica de carbono em uma floresta madura não explorada e em uma floresta explorada experimentalmente na região da Amazônia Central.

3.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos foram os seguintes:

1. Estimar o estoque e a dinâmica de carbono existente em floresta tropical não explorada;
2. Estimar estoque e dinâmica de carbono em área florestal explorada experimentalmente;
3. Estudar a dinâmica das florestas, nos aspectos de incremento, recrutamento e mortalidade do povoamento;
4. Fazer projeções sobre o crescimento da floresta primária.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Descrição das áreas de estudo

4.4.1 Área de floresta não manejada (Embrapa Amazônia Ocidental)

Este trabalho está inserido no âmbito do Projeto "Manejo Florestal na Amazônia", financiado com recursos da Embrapa. O estudo foi realizado na área denominada Floresta Experimental, localizada na Estação Experimental do Distrito

Agropecuário da Suframa (DAS), pertencente à Embrapa Amazônia Ocidental, no km 54 da Rodovia BR-174, no município de Rio Preto da Eva (AM). A área fica compreendida entre as coordenadas geográficas 2°30'36" S e 2°30'42" e 60°01'29" e 60°01'46" (Figura 2). A Floresta Experimental é uma área de 400 hectares de floresta primária, demarcada especificamente para estudos florestais e ecológicos.

A cobertura florestal é típica da floresta tropical úmida densa de terra-firme. O clima é do tipo "Am" na classificação de Köppen, quente e úmido, com precipitação média anual oscilando entre 1.355 e 2.839 mm. A temperatura média anual varia de 25,6 a 27,6° C e a umidade relativa do ar é de 84% a 90%, em média. Os meses mais chuvosos vão de dezembro a maio (inverno amazônico), e os mais secos, de agosto a novembro (verão amazônico). A altitude varia entre 50 e 100 m (RADAM, 1978; Tapia-Coral *et al.*, 1999; Ferreira, 2005; Silva *et al.*, 2008).

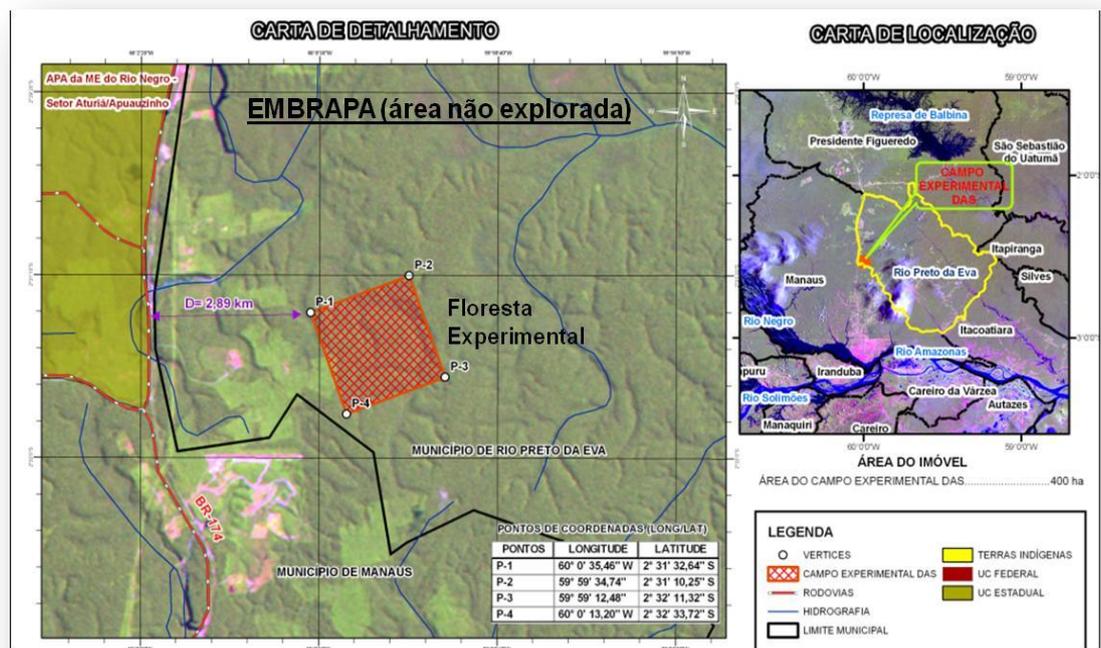


Figura 2. Localização da área de estudo no Campo Experimental do Distrito Agropecuário da Suframa (DAS), pertencente à Embrapa Amazônia Ocidental.

Segundo os dados dos inventários já realizados nas mesmas áreas de estudo, os estoques de biomassa e de carbono da vegetação da área são 28% maiores do que as médias estimadas para a Amazônia.

Silva *et al.* (2011) identificaram, nas mesmas parcelas estudadas neste

trabalho, 8.771 indivíduos com diâmetro igual ou superior a 10 cm, distribuídos em 264 espécies e 53 famílias. Grande parte dos indivíduos concentra-se em poucas espécies, tais como *Protium hebetatum* Daly, *Eschweilera coriacea* (DC.) S.A. Mori e *Licania oblongifolia* Standl., que somaram 21% do total. Segundo os autores, as famílias Sapotaceae, Lecythidaceae e Burseraceae somaram 39% do número total de indivíduos. De acordo com Silva *et al.* (2008), 49% das espécies ocorrem na área com apenas um indivíduo, podendo-se citar *Dinizia excelsa* Ducke, *Dipterix odorata* (Aubl.) Willd., *Parkia pendula* (Willd.) Walp., *Virola pavonis* (A. DC.) A.C. Sm. e *Goupia glabra* Aubl.

Os solos predominantes na área são o latossolo amarelo com textura muito pesada e os hidromórficos, cobertos predominantemente pela vegetação da floresta densa de terras baixas, com dossel emergente (IBGE, 1999), constituídas por árvores de médio a grande porte (Brazão *et al.*, 1993). Os locais de terra-firme são planaltos formados por sedimentos do período terciário que recobrem a maior extensão da Bacia Sedimentar Amazônica, apresentando topografias modeladas por formas de relevo dissecadas em amplos interflúvios tabulares e colinas (Regis, 1993).

4.1.2 Área de floresta manejada experimentalmente (INPA)

O estudo da dinâmica de carbono em área manejada experimentalmente foi realizado na Estação Experimental de Silvicultura Tropical, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (EEST), na estrada vicinal ZF-2, localizada no município de Manaus (AM), distante cerca de 50 km da área da Floresta Experimental da Embrapa Amazônia Ocidental. A área localiza-se entre as coordenadas 2° 37' a 2° 38' de latitude Sul e 60° 09' e 60° 11' de longitude Oeste (Figura 3). Os limites dessa área são: ao norte, terras da Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPLAC) e a vicinal ZF-2; ao sul, terras do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e Universidade Federal do Amazonas (UFAM); a oeste, Rio Cuieiras; e a leste, Rodovia BR – 174 (Manaus – Boa Vista) (Santos, 1996).

O experimento é parte do projeto “Manejo Ecológico e Exploração da Floresta Tropical Úmida”, implantado em 1980 e que cobre uma área de 96 hectares, e que

teve como objetivos testar as possibilidades de manejo da floresta tropical úmida submetida ao sistema de regeneração natural e determinar ciclos de abate, juntamente com as previsões de produção por espécie (Higuchi *et al.*, 1985).

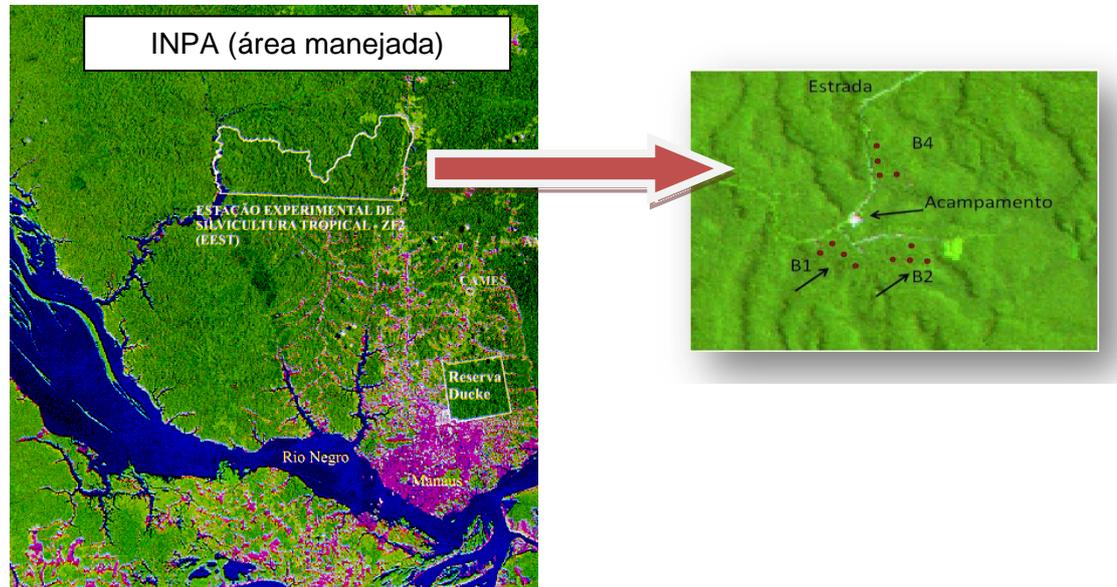


Figura 3. Localização da área de estudo na Estação Experimental de Silvicultura Tropical, pertencente ao INPA. B1 = bloco 1, B2 = bloco 2, B4 = bloco 4.

A vegetação da área é floresta tropical úmida de terra firme, típica da Amazônia Central (Higuchi *et al.*, 1997), caracterizada como uma das mais heterogêneas da Amazônia. A cobertura florestal é densa, raramente com estrato superior uniforme, sendo muitas vezes alterada por manchas de floresta aberta, onde os estratos arbustivos e herbáceos são compostos por regeneração natural das espécies arbóreas, palmeiras de pequeno porte e plantas não vasculares (RADAM, 1978).

Na área do experimento foram identificadas 51 famílias botânicas, 206 gêneros e 409 espécies, totalizando 14.992 indivíduos (Higuchi *et al.*, 1985). Jardim e Hosokawa (1986) e Carneiro (2004) destacaram que a família Sapotaceae é a mais rica em número de espécies na EEST, porém, a família botânica com maior número de indivíduos é a Lecythidaceae. Isso indica que na área apenas as famílias Lecythidaceae e Sapotaceae apresentam elevado número de indivíduos, enquanto que a maioria contribui com poucos representantes. Em função disso, a composição florística da EEST é bastante heterogênea (Higuchi *et al.*, 1998).

Pela classificação de Köppen, o clima da região é do tipo “*Amw*”, quente e úmido durante todo o ano, isto é, clima tropical chuvoso, com temperatura, precipitação e umidade relativa elevadas. A temperatura média anual é de 26,7° C, com máxima média de 31,4° C e mínima média de 23,3° C. A umidade relativa média anual é de 83% (INMET, 1992). A precipitação anual atinge 2.500 mm, sendo concentrada principalmente na época chuvosa, entre os meses de dezembro e maio. A chamada época seca ocorre entre os meses de junho e novembro.

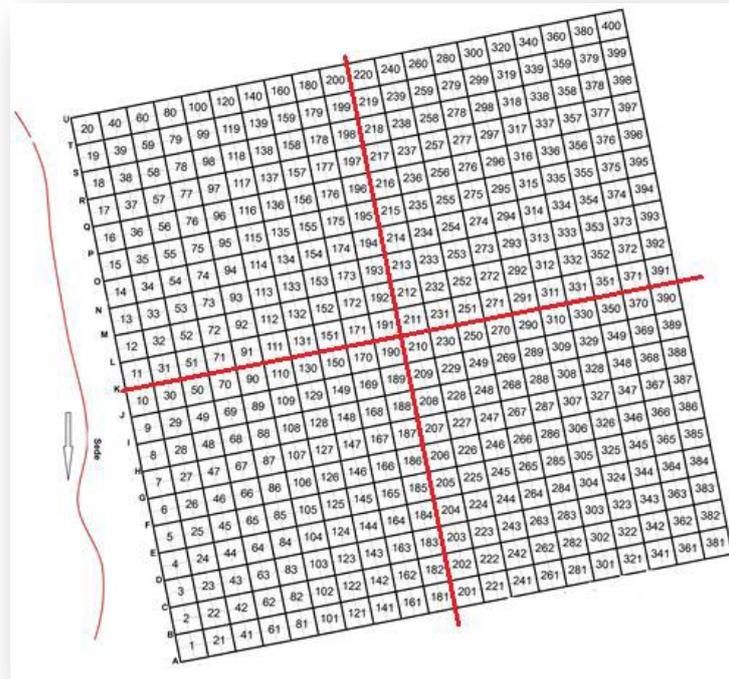
O solo mais representativo da região é o latossolo amarelo álico, argiloso, que ocupa a superfície dos platôs, com presença de horizonte médio e poroso, situado entre dois horizontes pouco porosos. O solo é composto pelos sedimentos terciários do Grupo Barreiras, que são constituídos de minerais resistentes à alteração, tais como a caulinita, o quartzo, os óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio (Chauvel, 1982).

4.2 Delineamento experimental

4.2.1. Área de floresta não manejada (Embrapa Amazônia Ocidental)

A área da Floresta Experimental está dividida em 400 parcelas de um hectare cada (100 m x 100 m; Figura 4a). Quinze destas parcelas, previamente selecionadas de forma aleatória, foram divididas em 100 subparcelas de 100 m² (10 x 10 m), cuja numeração sempre se iniciou pelo canto sudoeste (Figura 4b). As parcelas foram medidas em abril de 2005 e novembro de 2007 e 2010. Todas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) maior ou igual a 10 cm foram mensuradas.

a)



b)

10	11	30	31	50	51	70	71	90	91
9	12	29	32	49	52	69	72	89	92
8	13	28	33	48	53	68	73	88	93
7	14	27	34	47	54	67	74	87	94
6	15	26	35	46	55	66	75	86	95
5	16	25	36	45	56	65	76	85	96
4	17	24	37	44	57	64	77	84	97
3	18	23	38	43	58	63	78	83	98
2	19	22	39	42	59	62	79	82	99
1	20	21	40	41	60	61	80	81	100

Figura 4. a) Desenho esquemático da área experimental da Embrapa Amazônia Ocidental (400 parcelas permanentes); b) Detalhe de uma parcela permanente de 1 ha (subdividida em 100 subparcelas de 100 x 100 m).

4.2.2 Área de floresta manejada experimentalmente (INPA)

O delineamento experimental foi em blocos casualizados, sendo quatro blocos de 24 ha (400 x 600 m) (Figura 5). Cada bloco contém seis tratamentos de 4 ha (200 x 200 m), correspondendo aos diferentes tratamentos silviculturais aplicados na ocasião da exploração. As parcelas permanentes de 1 ha cada (100 x 100 m) estão instaladas no centro dos tratamentos, ou seja, cada tratamento tem um tampão de 100 m, que anula os possíveis efeitos de borda (Figura 6). Os tratamentos de exploração seletiva foram aplicados em 1987. Os dados de dinâmica florestal em áreas manejadas e testemunha (não manejada) nesta área são coletados anualmente desde 1990. Neste estudo consideraram-se somente os anos de 2005, 2007, 2009 e 2010, a fim de compatibilizar com os inventários florestais realizados, nos mesmos anos, na área não manejada. Os tratamentos utilizados na foram:

- Tratamento 0: testemunha, sem exploração;
- Tratamento 1: remoção de 1/3 da área basal explorável;
- Tratamento 2: remoção de 1/2 da área basal explorável;
- Tratamento 3: remoção de 2/3 da área basal explorável.

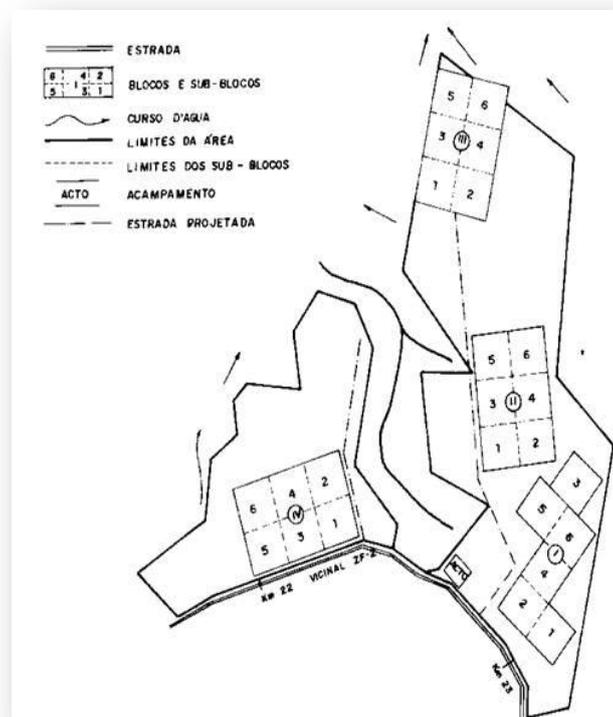


Figura 5. Desenho esquemático dos blocos distribuídos na área experimental do INPA.

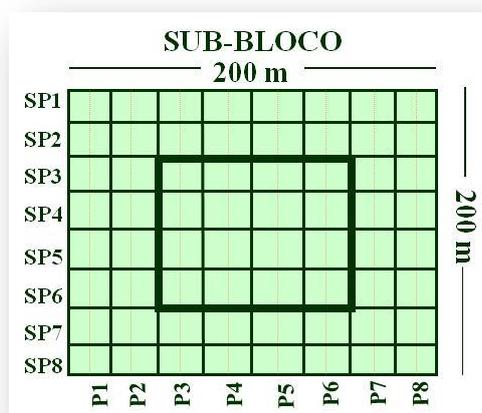


Figura 6. Detalhe da parcela permanente instalada no centro de cada sub-bloco

4.3 Monitoramento da floresta

4.3.1 Procedimentos de medição

Os inventários florestais realizados nas duas áreas de estudo apresentaram algumas diferenças metodológicas de acordo com as diretrizes utilizadas por ambas instituições de pesquisa. Na área pertencente à Embrapa (não explorada), foram avaliados os seguintes parâmetros para cada árvore: 1) identificação botânica das espécies florestais; 2) DAP; 3) classe de identificação do fuste (CIF); 4) presença de danos/defeitos na árvore; 5) presença ou não de podridão; 6) grau de iluminação da copa; 6) presença de cipós e 7) coordenadas cartesianas. Na área pertencente ao INPA (manejada e testemunha), nos inventários foram mensurados: 1) DAP; 2) identificação botânica das espécies florestais; 3) qualidade do fuste e 4) coordenadas cartesianas.

Nas duas áreas experimentais, as parcelas permanentes são quadradas, com tamanho de 1 ha (100 x 100 m). Também em ambas foram medidos todos os indivíduos arbóreos que apresentavam $DAP \geq 10$ cm.

4.3.2 Número da árvore

Todos os indivíduos mensurados foram marcados com plaquetas de alumínio e identificados botanicamente em nível de espécie. O material botânico foi identificado por meio de comparações a exsicatas disponíveis no herbário do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA).

Na área da Embrapa, o número presente nas plaquetas era composto por 6 dígitos: os dois primeiros dígitos identificando a parcela, o terceiro e o quarto dígitos identificando a subparcela e os dois últimos dígitos identificando o número da árvore (Figura 7). Cada subparcela tinha a sua própria sequência de numeração, ou seja, a cada nova subparcela a numeração recomeçava.

Na área do INPA, a numeração é feita sequencialmente dentro de cada parcela, e nas plaquetas constava o número de cada árvore a ser mensurada (Figura 8).



Figura 7. Plaqueta de alumínio utilizada para identificação dos indivíduos a serem mensurados na área não manejada, pertencente à Embrapa Amazônia Ocidental.



Figura 8. Plaquetas de alumínio utilizadas para identificação dos indivíduos a serem mensurados na área manejada experimentalmente e testemunhas, pertencentes ao INPA.

4.3.3 Medição do diâmetro

Os DAPs foram medidos utilizando-se fita diamétrica a uma altura de 1,30 m acima do solo, para o caso de árvores com fuste sem deformidades ou sapopemas (Figura 9). Quando o ponto de medição (PDM) apresentou qualquer tipo de irregularidade ou sapopemas, a medição foi feita em um local imediatamente acima, livre dessas anormalidades. Para as árvores já medidas em inventários anteriores, a medição foi feita no PDM marcado, sendo que todos os PDM estão localizados a 1,30 m do solo ou logo acima da sapopema ou irregularidade, quando presentes, conforme é de conhecimento e amplamente recomendado pela comunidade científica (Clark *et al.*, 2003; Lewis *et al.*, 2004; Phillips *et al.*, 2004; Nogueira *et al.*, 2008).



Figura 9. Medição de DAP utilizando-se a fita diamétrica.

4.3.5 Identificação botânica

A identificação das espécies foi feita por meio do nome científico, a fim de assegurar maior confiabilidade em todas as análises e possibilitar comparações com as amostras do herbário do INPA. Quando houve algum indivíduo pertencente à espécie não identificada nos levantamentos anteriores, foi coletado material botânico (folhas, flores e frutos, preferencialmente) para posterior identificação.

4.4 Dinâmica da vegetação arbórea

Com os dados coletados, foram determinados os seguintes parâmetros referentes à dinâmica da floresta.

4.4.1 Taxas de recrutamento e mortalidade

Foram obtidas por meio das seguintes equações:

$$R\% = \frac{\text{núm. árv. ingressaram}}{\text{núm. árv. total da medição anterior}} \times 100$$

$$M\% = \frac{\text{núm. árv. morreram}}{\text{núm. árv. total da medição anterior}} \times 100$$

Em que:

R% = taxa de recrutamento;

M% = taxa de mortalidade.

4.4.2 Incremento periódico anual em DAP (IPA_{DAP}), área basal (IPA_G), volume (IPA_V) e teor de carbono (IPA_C)

Os incrementos periódicos anuais IPA_{DAP} , IPA_G , IPA_V e IPA_C foram calculados por meio das seguintes equações:

$$\text{Crescimento} = C_1 - C_2$$

$$N_{\text{anos}} = A_2 - A_1$$

$$N_{\text{mês}} = M_2 - M_1$$

$$\text{Intervalo ano} = N_{\text{anos}} + \frac{N_{\text{mês}}}{12}$$

$$IPA = \frac{\text{Crescimento}}{\text{Intervalo ano}}$$

Onde:

C_2 e C_1 = mensurações no final do período e no início do período, respectivamente, da variável de interesse;

A_2 e A_1 = anos no final e no início do período, respectivamente;

M_2 e M_1 = meses no final e no início do período, respectivamente;

IPA = incremento periódico anual.

Péllico Netto e Brena (1997) utilizam a expressão mudança para designar as diferenças ocorridas na floresta entre duas mensurações. Entretanto, o termo

incremento foi mantido neste trabalho por tratar-se da expressão mais usual e conhecida.

A área basal foi obtida por meio das seguintes fórmulas:

$$g_i = \left(\frac{\pi * DAP^2}{40000} \right)$$

$$G = \sum_{i=1}^n g_i$$

Sendo:

g_i = área da seção transversal individual;

π = pi (constante matemática);

DAP = diâmetro à altura do peito em cm;

G = área basal em m²/ha.

O volume individual (v_i) foi obtido pelo emprego da equação ajustada por Lima (2010) para a região central de Manaus:

$$v_i = 0,001176 * (DAP)^{1,99868} \quad (R^2 = 0,89 \text{ e incerteza} = 4,0\%)$$

Em que:

v_i = volume comercial com casca em m³;

DAP = diâmetro à altura do peito em cm.

O volume por hectare (parcela) foi obtido pela somatória dos volumes individuais de cada árvore.

$$V = \sum_{i=1}^n v_i$$

Para determinação dos teores de biomassa e carbono, foram utilizadas as equações propostas por Silva (2007).

$$PF_{abg} = 2,2737 * DAP^{1,9156} \quad (R^2 = 0,85)$$

$$PF_{\text{tot}} = 2,7179 \times \text{DAP}^{1,8774} \quad (R^2 = 0,94)$$

$$PS_{\text{abg}} = (PF_{\text{abg}}) \times 0,592$$

$$PS_{\text{tot}} = (PF_{\text{tot}}) \times 0,584$$

$$C_{\text{abg}} = (PS_{\text{abg}}) \times 0,485$$

$$C_{\text{tot}} = (PS_{\text{tot}}) \times 0,485$$

Onde:

PF_{abg} = biomassa fresca acima do nível do solo;

P_{tot} = biomassa fresca total (acima do nível do solo + raízes grossas);

PS_{abg} = biomassa seca acima do nível do solo;

PS_{tot} = biomassa seca total;

C_{abg} = carbono da vegetação acima do nível do solo;

C_{tot} = carbono total (acima do nível do solo + raízes grossas).

4.6. Modelo de Matriz de Transição

As árvores do povoamento florestal foram divididas em dez classes de diâmetro. Durante o período de crescimento considerado neste estudo, de dois anos (θ , teta), as árvores de uma dada classe de diâmetro i podem permanecer na mesma classe, avançar para uma classe maior ou, ainda, morrer durante os dois anos considerados nas análises.

A notação matricial do número de árvores sobreviventes, em cada classe de diâmetro, é feita da seguinte maneira:

$$\tilde{Y} = (y_{1t}, y_{2t}, \dots, y_{nt}), \text{ ou}$$

$$\tilde{Y} = [y_{it}], \quad i = 1, 2, \dots, 10 \text{ classes de diâmetro.}$$

Acompanhando o crescimento e a mortalidade de árvore, tem-se que:

a_i = probabilidade de que uma árvore que está viva em uma classe de diâmetro i , no tempo t , permaneça viva e na mesma classe de diâmetro i , no tempo $t + 1$.

b_i = probabilidade de que uma árvore que está viva na classe de diâmetro $i - 1$, no tempo t , esteja viva e na classe de diâmetro i , no tempo $t + 1$.

m_i = probabilidade de que uma árvore que está viva numa classe de diâmetro i , no tempo t , esteja morta no intervalo de tempo $t + 1$.

$m_i = 1 - a_i - b_{i+1}$, para $i = 1, \dots, n - 1$

$m_n = 1 - n_a$ (última classe)

A situação do povoamento no tempo $t + 1$ é determinada pela situação no tempo t e pelo ingresso ocorrido no intervalo de tempo de dois anos, empregando as seguintes equações:

$$y_{1t+\theta} = I_t + a_1(y_{1t}) \quad e$$

$$y_{2t+\theta} = b_2(y_{1t}) + a_2(y_{2t})$$

I_t = ingresso ($I_t \geq 0$).

Simultaneamente para $i \geq 3$,

$$y_{nt+\theta} = b_n(y_{(n-1)t}) + a_n(y_{nt})$$

em que:

$y_{1t+\theta}$ = número de árvores vivas na classe 1, no tempo $t + \theta$;

y_{1t} = número de árvores vivas na classe 1, no tempo t ;

O modelo pode ser escrito na seguinte forma matricial:

$$\begin{bmatrix} y_{1t+\theta} \\ y_{2t+\theta} \\ y_{3t+\theta} \\ y_{4t+\theta} \\ \bullet \\ \bullet \\ \bullet \\ y_{nt+\theta} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} a_1 & \bullet & 0 \\ b_2 & a_2 & 0 & 0 & \bullet & \bullet & \bullet & \bullet & 0 \\ 0 & b_3 & a_3 & 0 & \bullet & \bullet & \bullet & \bullet & 0 \\ 0 & 0 & b_4 & a_4 & \bullet & \bullet & \bullet & \bullet & 0 \\ \bullet & \bullet \\ \bullet & \bullet \\ \bullet & \bullet \\ 0 & 0 & 0 & 0 & \bullet & \bullet & \bullet & \bullet & b_n \quad a_n \end{bmatrix} \begin{bmatrix} y_{1t} \\ y_{2t} \\ y_{3t} \\ y_{4t} \\ \bullet \\ \bullet \\ \bullet \\ y_{nt} \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} I_t \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ \bullet \\ \bullet \\ \bullet \\ 0 \end{bmatrix}$$

Usando a notação matricial, esta expressão é escrita de maneira mais compacta, como segue:

$$\underset{\sim}{Y}_{t+\theta} = M \left(\underset{\sim}{y}_{it} \right) + \underset{\sim}{c}$$

em que, M e $\underset{\sim}{c}$, são, respectivamente, a matriz e o vetor coluna do ingresso.

O modelo foi utilizado para prever a dinâmica do povoamento, com base nas probabilidades de transição.

4.7. Análises estatísticas

As análises estatísticas realizadas visaram avaliar se os crescimentos em diâmetro, área basal, volume e estoque de carbono, mortalidade, recrutamento e os incrementos periódicos anuais em diâmetro, área basal, volume e conteúdo de carbono foram influenciados pelos diferentes tratamentos, com o passar do tempo. Para isso foi utilizada a análise de variância com medidas repetidas no tempo. Os tratamentos empregados variaram conforme as análises realizadas: na comparação entre as áreas de estudo, os tratamentos foram as florestas não manejadas (da Embrapa Amazônia Ocidental e do INPA). Na análise a respeito dos estoques de carbono, os tratamentos foram os anos de mensuração.

No caso de violação da esfericidade (sendo a esfericidade uma condição para a realização da análise de medidas repetidas, que pressupõe variâncias homogêneas e correlação nula), podem ser feitas correções a fim de produzir um valor de F válido. Segundo Azevedo (2006), o SAS produz duas correções

fundamentadas nas estimativas de esfericidade defendidas por Greenhouse e Geisser (1959) e Huynh e Feldt (1976). Estas estimativas (denominadas respectivamente de G-G e H-F) fornecem um fator de correção aplicado aos graus de liberdade utilizados para calcular o valor de F.

A correção de G-G é considerada mais conservadora, sendo assim é mais seguro fazer inferência com base em G-G do que em H-F (Von Ende, 2001; Azevedo, 2006).

Para avaliar o processo de recuperação da floresta após o manejo experimental, foi feita uma análise de variância comparando os estoques de carbono da floresta antes e após a exploração (realizada em 1987), seguida de um procedimento de comparação múltipla, o teste de Dunnett, tomando-se como fator de controle o estoque de carbono na floresta no ano de 1986.

Todas as análises deste estudo foram realizadas por meio do software estatístico SAS[®] 9.2, licenciado para a Embrapa.

As hipóteses testadas neste estudo foram as seguintes:

- Hipótese 1: Diferenças entre as áreas não exploradas, em termos de ingresso, mortalidade, área basal, volume e teor de carbono.

$$H_0: \mu_{\text{ing1}} = \mu_{\text{ing2}};$$

$$H_1: \mu_{\text{ing1}} \neq \mu_{\text{ing2}}.$$

$$H_0: \mu_{\text{mort1}} = \mu_{\text{mort2}};$$

$$H_1: \mu_{\text{mort1}} \neq \mu_{\text{mort2}}$$

$$H_0: \mu_{G1} = \mu_{G2};$$

$$H_1: \mu_{G1} \neq \mu_{G2}.$$

$$H_0: \mu_{V1} = \mu_{V2};$$

$$H_1: \mu_{V1} \neq \mu_{V2}.$$

$$H_0: \mu_{C1} = \mu_{C2};$$

$$H_1: \mu_{C1} \neq \mu_{C2}.$$

Onde:

μ_{ing1} e μ_{ing2} : médias das taxas de ingresso da área 1 (Embrapa Amazônia Ocidental) e da área 2 (INPA), respectivamente;

μ_{mort1} e μ_{mort2} : médias das taxas de mortalidade das áreas 1 e 2, respectivamente;

μ_{G1} e μ_{G2} : médias das áreas basais das áreas 1 e 2, respectivamente;

μ_{V1} e μ_{V2} : médias dos volumes das áreas 1 e 2, respectivamente;

μ_{C1} e μ_{C2} : médias dos teores de carbono total das áreas 1 e 2, respectivamente.

- Hipótese 2: Equilíbrio das áreas florestais não exploradas.

H0: $\mu_{C05} = \mu_{C07} = \mu_{C10}$;

H1: $\mu_{C05} < \mu_{C07} < \mu_{C10}$;

Onde:

μ_{C05} , μ_{C07} e μ_{C10} : médias dos teores de carbono na primeira, segunda e terceira mensurações, respectivamente.

- Hipótese 3: Efeito do manejo florestal no sequestro de carbono.

H0: $\mu_{\text{test}} = \mu_{C1/3} = \mu_{C1/2} = \mu_{C2/3}$

H1: $\mu_{\text{test}} \neq \mu_{C1/3} \neq \mu_{C1/2} \neq \mu_{C2/3}$

Onde:

μ_{test} = média do teor de carbono da testemunha;

μ_{C25} = média do teor de carbono do tratamento de exploração de 1/3 da área basal;

μ_{C50} = média do teor de carbono do tratamento de exploração de 1/2 da área basal;

μ_{C75} = média do teor de carbono do tratamento de exploração de 2/3 da área basal.

- Hipótese 4: Validade de projeções de dinâmica na área manejada experimentalmente.

H0: $\text{freq}_{\text{obs}} = \text{freq}_{\text{calc}}$;

H1: $\text{freq}_{\text{obs}} \neq \text{freq}_{\text{calc}}$.

Onde:

$freq_{obs}$ = frequência de indivíduos por classe diamétrica observada no ano de mensuração;

$freq_{calc}$ = frequência de indivíduos por classe diamétrica calculada para o ano de mensuração.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na área pertencente à Embrapa Amazônia Ocidental (15 ha amostrados), foram identificadas 247 espécies pertencentes a 46 famílias botânicas e que totalizaram 9.411 indivíduos. Na área do INPA (12 ha amostrados), identificou-se 7.097 indivíduos de 284 espécies e pertencentes a 50 famílias botânicas.

No que se refere ao estoque de carbono, as famílias mais representativas foram aproximadamente as mesmas para as duas áreas de floresta avaliadas, porém com algumas diferenças quantitativas. Enquanto na área pertencente à Embrapa destacaram-se Fabaceae, Sapotaceae, Lecythidaceae, Burseraceae, Chrysobalanaceae, Moraceae, Humiriaceae e Lauraceae (nesta ordem), na área do INPA as mais importantes foram Lecythidaceae, Fabaceae, Sapotaceae, Euphorbiaceae, Apocynaceae, Burseraceae e Lauraceae, respectivamente. Estes dados estão detalhados nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1. Estoques e incrementos de carbono para as famílias mais representativas da área pertencente à Embrapa Amazônia Ocidental.

Família	Estoque C em 2005 (t ha ⁻¹)	Estoque C em 2007 (t ha ⁻¹)	Estoque C em 2010 (t ha ⁻¹)	Incremento C (t ha ⁻¹ ano ⁻¹) 2005-2007	Incremento C (t ha ⁻¹ ano ⁻¹) 2007-2010
Fabaceae	354,87	370,12	439,74	7,63	23,20
Sapotaceae	262,30	268,43	344,19	3,07	25,25
Lecythidaceae	242,11	246,30	317,62	2,09	23,77
Burseraceae	194,83	202,30	207,46	3,73	1,72
Chrysobalanaceae	168,04	169,68	180,55	0,82	3,62
Moraceae	119,55	120,92	145,62	0,68	8,23
Humiriaceae	105,33	108,53	109,80	1,59	0,42
Lauraceae	95,03	99,01	107,59	1,99	2,86

Tabela 2. Estoques e incrementos de carbono para as famílias mais representativas da área pertencente ao INPA.

Família	Estoque C em 2005 (t ha ⁻¹)	Estoque C em 2007 (t ha ⁻¹)	Estoque C em 2010 (t ha ⁻¹)	Incremento C (t ha ⁻¹ ano ⁻¹) 2005-2007	Incremento C (t ha ⁻¹ ano ⁻¹) 2007-2010
Lecythidaceae	300,76	305,21	311,78	2,22	2,19
Fabaceae	274,97	279,17	290,65	2,09	3,83
Sapotaceae	194,57	194,22	191,87	-0,17	-0,78
Euphorbiaceae	125,47	128,81	130,06	1,67	0,41
Apocynaceae	80,13	79,38	80,62	0,37	0,41
Burseraceae	76,40	77,74	80,37	0,67	0,87
Lauraceae	69,88	72,22	72,57	1,17	0,12

Outros autores obtiveram resultados semelhantes nas mesmas áreas de estudo. Silva *et al.* (2011) identificaram, na área da Embrapa, que as famílias mais representativas no local foram Sapotaceae, Lecythidaceae e Burseraceae, somando 39% do número total de indivíduos. Já na área do INPA, Jardim e Hosokawa (1986)

e Carneiro (2004) destacaram que a família Sapotaceae é a mais rica em número de espécies, porém, a família botânica com maior número de indivíduos é a Lecythidaceae.

Levando-se em consideração as áreas florestais não manejadas (os 15 ha pertencentes à Embrapa Amazônia Ocidental e os 3 ha das parcelas-testemunha pertencentes ao INPA), as cinco espécies que mais se destacaram quanto ao teor de carbono foram as seguintes: *Protium hebetatum* D.C. Daly (breu vermelho, com 163,5 toneladas de carbono em 2010), *Eschweilera coriacea* (D.C.) S.A. Mori (matamatá amarelo, com 129,1 t C), *Vantanea macrocarpa* Ducke (uxirana, com 82,9 t C), *Scleronema micranthum* Ducke (Ducke) (cardeiro, com 80,6 t C) e *Couratari alta* Kunth. (tauari, com 76,7 t C).

O resultado foi diferente no que diz respeito à área manejada experimentalmente. Nesta área, as espécies que apresentaram maior estoque de carbono foram: *Eschweilera coriacea* (D.C.) S.A. Mori (matamatá amarelo, com 76,7 toneladas de carbono em 2010), *Couratari alta* Kunth. (tauari, com 40,8 t C), *Protium hebetatum* D.C. Daly (breu vermelho, com 37,6 t C), *Micrandropsis scleroxylon* (W.A. Rodrigues) W.A. Rodrigues (piãozinho, com 32,3 t C) e *Inga obidensis* Ducke (ingá vermelho, com 31,2 t C). Observou-se nesta área uma maior predominância de espécies pioneiras, que não ocorreram na área não explorada. Além do *Inga obidensis*, também apresentaram valores significativos *Croton lanjouwensis* Jabl. (dima, com 29,4 t C), *Cecropia sciadophylla* Mart. (embaúba gigante, com 14,3 t C) e *Vismia* sp. (lacre, com 14,1 t C).

Com base nos dados dos inventários florestais realizados, foram avaliadas as taxas de recrutamento e mortalidade para cada tratamento aplicado (sem exploração, exploração de 1/3, 1/2 e 2/3 da área basal). Durante o período avaliado (entre 2005 e 2010), as taxas de ingresso e mortalidade apresentaram grande variação, sem definição clara de um padrão comportamental. Os resultados referentes às taxas de ingresso e mortalidade anuais para as áreas não explorada e explorada seletivamente encontram-se na Tabela 3.

Tabela 3. Taxas de ingresso e mortalidade anuais (%) para os períodos 2005/2007 e 2007/2010, referentes aos tratamentos avaliados (sem exploração e com exploração nas intensidades de 1/3, 1/2 e 2/3 da área basal explorável) nas duas áreas florestais estudadas.

Tratamento	Ingresso	Mortalidade	Ingresso	Mortalidade
	(%)	(%)	(%)	(%)
	2005/2007		2007/2010	
Sem exploração	4,65	2,46	5,17	3,75
Exploração de 1/3 da área basal	3,96	3,98	5,67	8,18
Exploração de 1/2 da área basal	3,77	2,81	3,69	6,91
Exploração de 2/3 da área basal	4,71	4,36	5,29	9,13
Média geral	4,14	3,72	4,88	8,07

Pode-se perceber que, de maneira geral, as taxas de ingresso observadas foram maiores do que as taxas de mortalidade nos períodos analisados, com exceção do tratamento onde foram explorados 1/3 da área basal (em ambos os períodos) e nos tratamentos de 1/2 e 2/3 de área basal explorada, para o segundo período de observação (de 2007 a 2010). Isso pode ser explicado pela ocorrência dos fenômenos atmosféricos El Niño e La Niña, que vem se tornando cada vez mais frequentes. No segundo período de avaliação deste trabalho, houve um El Niño, nos anos de 2009-2010, que causou diminuição da precipitação, secas e aumento do risco de incêndios florestais na região amazônica. Este El Niño foi o que se chamou de "modoki", palavra japonesa que significa "parece, mas não é", e foi de longa duração e alto impacto. Além disso, neste período ainda houve um La Niña, nos anos de 2007-2008 (que causa, na região amazônica, aumento da precipitação e da vazão dos rios, normalmente acompanhado de ventos fortes), que foi de forte intensidade (CPTEC, 2012). No primeiro período de medição houve apenas um El Niño de fraca intensidade entre 2006 e 2007, o que parece não ter afetado tanto a mortalidade das árvores como a La Niña entre 2007 e 2010.

O tratamento onde não houve exploração foi o que apresentou as maiores diferenças entre recrutamento e mortalidade, indicando que a floresta não perturbada vem, ao longo do tempo, tendo um acréscimo líquido no número de árvores, o que pode significar aumento da quantidade de biomassa e consequentemente de carbono estocado.

Fontes (2012) afirma que as taxas de mortalidade em florestas não perturbadas na Amazônia vêm aumentando nas últimas décadas, sendo que, geralmente, esse aumento vem sendo associado à variação climática, tanto a eventos de seca quanto às tempestades de vento. Em estudo na região de Manaus/AM, a autora concluiu que as mortes de árvores foram mais frequentes na estação chuvosa, indicando uma forte influência da pluviosidade na mortalidade arbórea (as tempestades foram responsáveis por cerca de 45% das mortes). Higuchi *et al.* (2011) e Negrón-Juárez *et al.* (2010) também chegaram à conclusão de que a combinação entre precipitação e ventos é responsável pela maior parte da mortalidade arbórea na região amazônica, suplantando o stress hídrico causado pelos eventos de seca.

Na mesma área de estudo, Higuchi *et al.* (1997) obtiveram valores próximos aos obtidos neste trabalho. Os autores avaliaram as taxas de ingresso em áreas exploradas e submetidas a desbastes nas intensidades de 25% a 75% de redução na área basal; os valores ficaram entre 2,9% e 4,2% ao ano. No trabalho realizado por Higuchi *et al.* (2004) em uma floresta primária na mesma região, os autores obtiveram resultado menor ao da área deste estudo, com 0,7% de recrutamento para o período de 1986 a 2000. Na FLONA do Tapajós, outros autores também encontraram valores parecidos. Silva *et al.* (1995) obtiveram taxa de recrutamento de 3,1% ao ano, onze anos após a exploração pesada e sem tratamentos silviculturais posteriores. Oliveira (2005) encontrou taxa de ingresso de 3,5% ao ano após 22 anos de monitoramento para os tratamentos mais intensos, em torno de 2% ao ano para os tratamentos menos intensos e 1,2% ao ano para a floresta que não sofreu perturbação.

Nas florestas de Vitória do Jari/AP, os valores de ingresso foram significativamente menores. Azevedo *et al.* (2008), analisando o efeito de diferentes níveis de exploração sobre a dinâmica da floresta remanescente, encontraram os seguintes valores médios de recrutamento total: 1,68% para os tratamentos de exploração leves, 2,15% para os médios e 2,41% para os pesados, com média global de 2,08% ao ano, após vinte anos de monitoramento após a exploração. Para a floresta sem intervenção, Gomide (1997) obteve taxa de recrutamento de 1,5% ao ano.

Quanto à mortalidade, Kohler *et al.* (2001) afirmam que normalmente, as taxas médias em florestas tropicais não perturbadas variam entre 1% e 3,2% ao ano,

valores próximos aos encontrados neste trabalho. Em estudos na floresta amazônica brasileira, Alder e Silva (2000) encontraram taxas de mortalidade variando entre 0,5% e 4,1%.

Diversos autores encontraram taxas de mortalidade inferiores às registradas no presente estudo. Em trabalho realizado por Colpini *et al.* (2010), a taxa de mortalidade de uma floresta em Mato Grosso foi de 0,78%. Higuchi *et al.* (2004) encontraram valor de 0,7% de mortalidade para uma floresta na região de Manaus (AM), entre 1986 e 2000. Silva *et al.* (1995), estudando uma floresta na Amazônia 13 anos após a exploração, obtiveram taxa anual de mortalidade de 2,2% para todas as espécies e de 1,3% para as espécies comerciais.

Azevedo *et al.* (2008) encontraram valores anuais de mortalidade, nos vinte anos de acompanhamento de uma floresta explorada em Vitória do Jari/AP, de 2,1% ao ano para os tratamentos silviculturais leves, 2,7% ao ano para os médios e 2,6% para os pesados. Como esperado, as maiores taxas (3,7% ao ano) foram observadas logo após a exploração (devido à mortalidade natural, à ocasionada pela extração de árvores comerciais e pelos danos às árvores remanescentes em consequência da derrubada e do arraste das toras), mas este valor diminuiu e atingiu 1,2% ao ano, cinco anos após a exploração. Estes resultados indicam que as florestas objetos deste estudo apresentam-se mais dinâmicas do que as estudadas anteriormente, no que diz respeito às taxas de recrutamento e mortalidade.

5.1 Áreas florestais não exploradas

Considerando-se as duas áreas de estudo como sendo os tratamentos, comparou-se a área de floresta não manejada da Embrapa Amazônia Ocidental (15 ha) com a área de floresta não manejada pertencente ao INPA (3 ha) em termos de área basal, volume, conteúdo de carbono e taxas de ingresso e mortalidade, utilizando-se a análise de variância com medidas repetidas (Tabela 4). A mortalidade variou em função do tempo ($p = 0,0227$), mas nem o ingresso nem a mortalidade apresentaram variação pela interação entre tempo e tratamento ($p = 0,0878$ e $p = 0,7594$, respectivamente). Quanto à área basal, volume e conteúdo de carbono, levando-se em consideração o F corrigido (G-G), pode-se concluir que estas variáveis variaram significativamente com o passar do tempo ($p = 0,0021$ para área

basal e volume, e $p = 0,0027$ para carbono), mas não mostraram diferença estatística significativa em função das áreas avaliadas.

Desta maneira, pode-se afirmar que estatisticamente, não houve diferença significativa entre as duas áreas não manejadas (Embrapa Amazônia Ocidental e INPA), sendo possível unir as duas em um só tratamento denominado "Sem exploração", com 18 ha de parcelas permanentes. Este resultado é compatível com o obtido por Carneiro (2004), que comparou as mesmas áreas e concluiu que a composição florística de ambas as áreas eram muito parecidas.

Ressalta-se que, como explicado anteriormente, a correção de G-G é considerada mais conservadora, sendo assim, neste trabalho as inferências foram feitas com base em G-G e não em H-F (Von Ende, 2001; Azevedo, 2006).

Tabela 4. Análise de variância para ingresso, mortalidade, área basal, volume e estoque de carbono total, referentes às áreas florestais não exploradas, no período entre 2005 e 2010.

Ingresso							
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F		
Área	1	49,117306	49,117306	17,27	0,0007		
Erro	16	45,501805	2,843863				
Tempo	1	12,307635	12,307635	3,32	0,0870		
Tempo*área	1	12,242831	12,242831	3,31	0,0878		
Erro (tempo)	16	59,243981	3,702749				
Mortalidade							
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F		
Área	1	2,129256	2,129256	0,94	0,3468		
Erro	16	36,249763	2,265610				
Tempo	1	7,065018	7,065018	6,36	0,0227*		
Tempo*área	1	0,107866	0,107866	0,10	0,7594		
Erro (tempo)	16	17,784771	1,111548				
Área basal							
Parcela	Pr > F Corrigida						
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F	G-G	H-F
Área	1	28,7984	28,7984	2,10	0,1665		
Erro	16	219,2465	13,7029				

Tempo	2	4,1658	2,0829	9,94	0,0004	0,0021**	0,0013
Tempo*área	2	0,4328	0,2164	1,03	0,3676	0,3475	0,3552
Erro (tempo)	32	6,7059	0,2095				
Volume							
Parcela				Pr > F Corrigida			
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F	G-G	H-F
Área	1	6390,4168	6390,4168	2,10	0,1662		
Erro	16	48590,7130	3036,9195				
Tempo	2	924,5362	462,2681	9,93	0,0004	0,0021**	0,0013
Tempo*área	2	96,2643	48,1321	1,03	0,3671	0,3471	0,3548
Erro (tempo)	32	1489,2343	46,5385				
Carbono							
Parcela				Pr > F Corrigida			
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F	G-G	H-F
Área	1	1538,1027	1538,1027	3,27	0,0893		
Erro	16	7520,9044	470,0565				
Tempo	2	159,0962	79,5481	9,49	0,0006	0,0027**	0,0017
Tempo*área	2	19,3872	9,6936	1,16	0,3276	0,3143	0,3194
Erro (tempo)	32	268,3511	8,3859				

* diferença estatística significativa a 5% de probabilidade ($p < 0,05$)

** diferença estatística significativa a 1% de probabilidade ($p < 0,01$)

A Tabela 5 contém os valores médios de DAP (cm), área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$), volume ($m^3 \cdot ha^{-1}$) e estoque de carbono total ($t \cdot ha^{-1}$), para a área não manejada. O estoque de carbono total estimado é referente àquele carbono contido na biomassa acima do nível do solo, além do carbono contido nas raízes grossas.

Tabela 5. Valores médios (média \pm desvio padrão) de DAP (cm), área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$), volume ($m^3 \cdot ha^{-1}$) e estoque de carbono total ($t \cdot ha^{-1}$), nos anos de 2005, 2007 e 2010 para as áreas não manejadas (indivíduos com DAP ≥ 10 cm), para todos os indivíduos avaliados.

Ano	DAP (cm)	G ($m^2 \cdot ha^{-1}$)	V ($m^3 \cdot ha^{-1}$)	C ($t \cdot ha^{-1}$)
2005	21,0	24,8 \pm 2,3	369,3 \pm 33,7	158,7 \pm 13,3
2007	20,4	25,4 \pm 2,4	378,5 \pm 35,2	162,6 \pm 13,8
2010	21,7	25,7 \pm 2,2	383,6 \pm 32,7	165,4 \pm 12,9

Estudos de Higuchi *et al.* (1998) apresentaram valores de volume superiores ao do presente estudo. Em dois transectos na região da bacia do Rio Cuieiras (Manaus/AM), o volume médio encontrado para a floresta não manejada foi de 430,5 m³.ha⁻¹. Nesta mesma área de estudo, Teixeira *et al.* (2007) encontraram valores inferiores, de 323,97 m³.ha⁻¹ para o ano 2000 e 346,38 m³.ha⁻¹ para o ano de 2004.

Para a Amazônia, diversos estudos encontraram valores de biomassa fresca acima do nível do solo próximos aos valores deste estudo (ressaltando que o conteúdo de carbono corresponde a 48,5% a 50% do teor de biomassa). Utilizando dados de 216 parcelas permanentes instaladas em áreas de terra-firme na região amazônica, Saatchi *et al.* (2007) estimaram a biomassa média destas florestas em 254,8 t.ha⁻¹. Já Fearnside (1997, 2000) estimou a biomassa total na Amazônia brasileira (considerando-se a biomassa acima e abaixo do solo, inclusive a necromassa, mas sem considerar o carbono no solo) em valores entre 433,6 e 464 t.ha⁻¹ em média, considerando as florestas densas e não densas.

Houghton *et al.* (2000), utilizando dados do projeto RADAMBRASIL, fizeram estimativas de biomassa para a Amazônia brasileira que variaram de 66 a 277 t C.ha⁻¹. Os autores consideraram que 20% deste valor se referem à biomassa abaixo do solo e que 50% da biomassa é composta por carbono. Já Houghton *et al.* (2001) estimaram estoque de carbono médio de florestas de terra-firme em 177 t C.ha⁻¹.

A floresta não manejada foi também avaliada quanto ao seu papel no balanço global de carbono. Para isso, foi realizada uma análise de variância para DAP, área basal, volume e estoque de carbono, cujos resultados estão contidos na Tabela 6. Ressalta-se que para responder a esta hipótese de equilíbrio das áreas florestais não manejadas foi levado em consideração o resultado para o estoque de carbono.

Tabela 6. Análise de variância para DAP, área basal, volume e estoque de carbono, para as áreas florestais não manejadas, considerando todos os indivíduos mensurados.

DAP					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Anos	2	0,0006	0,0003	0,0003	0,9996
Erro	51	55,6208	1,0906		
Área basal					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Anos	2	10,4916	5,2458	1,0484	0,3579
Erro	51	255,1838	5,0036		
Volume					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Anos	2	2329,3490	1164,674	1,0500	0,3573
Erro	51	56566,63	1109,15		
Carbono					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Anos	2	411,17	205,58	1,12	0,3336
Erro	51	9346,74	183,27		

Pelos resultados da Tabela 5 é possível perceber que existe uma tendência de aumento das variáveis analisadas. Entre elas, o estoque de carbono vem apresentando crescimento constante a cada medição realizada. Porém, analisando a Tabela 6, percebe-se que, apesar desta tendência de crescimento, estatisticamente não houve diferença significativa entre esses valores, o que indica que a floresta não manejada apresentou equilíbrio no período avaliado ($p = 0,9996$, $p = 3579$, $p = 0,3573$ e $p = 0,3336$, para DAP, área basal, volume e estoque de carbono, respectivamente). Isso também pode ser observado na Tabela 7, que mostra os incrementos periódicos anuais em DAP (cm.ano^{-1}), área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), volume ($\text{m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) e estoque de carbono ($\text{t}.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) para a área florestal não manejada.

Tabela 7. Incrementos periódicos anuais (IPA) em DAP (cm.ano^{-1}), área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), volume ($\text{m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) e estoque de carbono ($\text{t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) encontrados para a área florestal não manejada (para indivíduos com DAP ≥ 10 cm) para o povoamento total líquido.

Tratamento	IPA DAP (cm.ano^{-1})		IPA Área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$)		IPA Volume ($\text{m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$)		IPA Carbono ($\text{t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$)	
	2005-07	2007-10	2005-07	2007-10	2005-07	2007-10	2005-07	2007-10
	Sem exploração	0,20	0,16	0,362	0,288	3,805	2,095	1,56

Pela Tabela 7 observa-se que os incrementos apresentaram valores positivos, ou seja, a floresta não manejada esteve crescendo e acumulando biomassa (e, conseqüentemente, carbono) no período estudado. A Tabela 8 apresenta a análise de variância realizada para os incrementos periódicos anuais em DAP, área basal, volume e estoque de carbono, para as áreas de estudo. Analisando-se a Tabela 8, pode-se chegar à mesma conclusão em relação às Tabelas 5 e 6. Os incrementos periódicos anuais (IPAs) de todas as variáveis analisadas são positivos, mas apesar desta tendência de aumento a cada medição, a Tabela 8 mostra que estatisticamente não houve diferença entre esses valores. Isto indica que a floresta não manejada apresentou equilíbrio no período de cinco anos de avaliação ($p = 0,1712$, $p = 0,8762$, $p = 0,8735$ e $p = 0,3379$, para os IPAs em DAP, área basal, volume e estoque de carbono, respectivamente).

Os resultados dos incrementos periódicos anuais em carbono para a área estudada são bem próximos aos encontrados por Higuchi *et al.* (2004), que, estudando uma floresta primária na região de Manaus (AM), concluíram que a floresta sequestra carbono a uma taxa de $1,2 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, devido principalmente ao crescimento individual das árvores armazenadas dentro do sistema, compensando as perdas causadas pela mortalidade natural.

Para uma floresta sem intervenção no Acre, Oliveira *et al.* (2005) apresentaram resultado de incremento periódico anual em volume inferior ao apresentado no presente estudo, de $0,70 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Na região de Santarém (PA), Silva *et al.* (1996) observaram o crescimento e a produção numa floresta de terra-firme não explorada, sendo que o incremento periódico anual em volume foi de $1,6 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, valor mais próximo aos encontrados neste trabalho. Gomide (1997)

concluiu que o incremento periódico em volume de todas as espécies em uma floresta primária no Pará, durante o período de 1985-1996, foi de $-0,39 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. Quanto ao incremento em área basal, Oliveira *et al.* (2005), trabalhando na Floresta Nacional do Tapajós, em Belterra (PA), encontraram incremento de $0,06 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, para uma área sem intervenção. Já Teixeira *et al.* (2007), estudando floresta na região de Manaus, encontraram incremento em área basal sensivelmente superior: $0,44 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$.

De acordo com Pyle *et al.* (2008), diferentes estudos apontam a região amazônica ora como reservatório, ora como fonte de carbono para a atmosfera. Clark (2004) afirma que estudos apontam que as florestas tropicais atuam como importante reservatório de carbono, possivelmente em resposta ao aumento na concentração de CO_2 na atmosfera, que poderia aumentar a produtividade da floresta. Entretanto, as florestas tropicais poderiam ser uma crescente fonte de carbono para a atmosfera em anos com temperaturas mais altas e secas mais severas do que o normal, como tipicamente acontece em consequência do fenômeno El Niño. Segundo Nobre (2001), estudos baseados em inventários florestais e baseados no cálculo de inversão dos transportes atmosféricos de CO_2 , também colocam a Amazônia como sumidouro de parte do excesso de carbono na atmosfera, com totais entre $0,2$ e $0,5 \text{ Gt C ano}^{-1}$, o que significa que a Amazônia como um todo poderia responder por 10 a 20% do sumidouro global de carbono da biota terrestre.

Tabela 8. Análise de variância para os incrementos periódicos anuais em DAP, área basal, volume e estoque de carbono, para as áreas florestais não manejadas, considerando o povoamento total líquido.

Incremento periódico anual em DAP					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Área	1	0,0016	0,0016	2,05	0,1712
Erro	34	0,0129	0,0008		

Incremento periódico anual em área basal					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Área	1	0,0001	0,0001	0,03	0,8762
Erro	34	0,0735	0,0045		

Incremento periódico anual em volume					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Área	1	0,0266	0,0266	0,03	0,8735
Erro	34	16,3209	1,0200		

Incremento periódico anual em carbono					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Área	1	1,6347	1,6347	0,98	0,3379
Erro	34	26,8016	1,6751		

Nas análises realizadas até o momento, foi considerado o povoamento total líquido, ou seja, todos os indivíduos do povoamento. Foram feitas as mesmas análises considerando-se o povoamento total bruto, isto é, desconsiderando tanto o recrutamento quanto a mortalidade (o que significa que só fizeram parte das análises as árvores que estavam vivas na primeira medição e continuaram vivas até a terceira medição). O objetivo foi eliminar a forte influência que principalmente a mortalidade tem sobre a produtividade da floresta. Segundo Azevedo (2006), quando uma árvore de grande porte morre, a substituição da biomassa perdida é lenta, podendo haver inclusive decrementos em muitos casos.

A Tabela 9 mostra os valores médios de DAP (cm), área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$), volume ($m^3 \cdot ha^{-1}$) e estoque de carbono total ($t \cdot ha^{-1}$), para a área não manejada, considerando-se o povoamento total bruto. A Tabela 10 apresenta os resultados da análise de variância para medidas repetidas no tempo para as variáveis descritas

acima, para as áreas não exploradas, quando se considera o povoamento total bruto.

Tabela 9. Valores médios (média \pm desvio padrão) de DAP (cm), área basal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$), volume ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) e estoque de carbono total ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$), nos anos de 2005, 2007 e 2010 para as áreas não manejadas (indivíduos com DAP ≥ 10 cm), para o povoamento total bruto.

Ano	DAP (cm)	G ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$)	V ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$)	C ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$)
2005	21,0	23,2 \pm 2,4	345,7 \pm 35,5	148,9 \pm 14,7
2007	21,5	24,1 \pm 2,4	359,7 \pm 35,2	154,7 \pm 14,5
2010	21,9	25,1 \pm 2,3	373,7 \pm 35,0	160,5 \pm 14,4

Pela observação da Tabela 9, pode-se notar que quando se considera o crescimento bruto, os valores médios das variáveis analisadas (DAP, área basal, volume e estoque de carbono) foram menores do que os valores observados nos cálculos do povoamento total líquido. Esta Tabela indica também que o DAP, a área basal, o volume e o estoque de carbono vêm apresentando uma tendência de crescimento com o passar do tempo, no que diz respeito à área não manejada.

De acordo com a Tabela 10, a área basal, o volume, o estoque de carbono total e o diâmetro médio das árvores que estavam presentes nas parcelas monitoradas na primeira medição e que se mantiveram vivas até a última medição, em 2010, variaram significativamente com o passar do tempo ($p < 0,0001$ para todas as variáveis) e em função das áreas de estudo ($p = 0,0048$, $p = 0,0033$, $p = 0,0033$ e $p = 0,0033$ para DAP, área basal, volume e estoque de carbono, respectivamente). Desta maneira, pode-se afirmar que, quando se desconsiderou os efeitos dos ingressos e da mortalidade, a floresta não manejada não esteve em equilíbrio com a atmosfera, mas sim atuou como sumidouro de carbono.

Tabela 10. Análise de variância para medidas repetidas no tempo para DAP, área basal, volume e estoque de carbono total, para as áreas florestais não exploradas, considerando o povoamento total bruto.

DAP							
Parcela					Pr > F Corrigida		
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F	G-G	H-F
Área	1	2,7557	2,7557	0,88	0,3621		
Erro	16	50,0848	3,1303				
Tempo	2	4,0932	2,0466	546,16	<0,0001	<0,0001**	<0,0001
Tempo*área	2	0,0694	0,0347	9,27	0,0007	0,0048**	0,0035
Erro (tempo)	32	0,1199	0,0037				
Área basal							
Parcela					Pr > F Corrigida		
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F	G-G	H-F
Área	1	39,8021	39,8021	2,59	0,1272		
Erro	16	246,0774	15,3798				
Tempo	2	17,2464	8,6232	1155,24	<0,0001	<0,0001**	<0,0001
Tempo*área	2	0,1341	0,0670	8,98	0,0008	0,0033**	0,0021
Erro (tempo)	32	0,2388	0,0074				
Volume							
Parcela					Pr > F Corrigida		
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F	G-G	H-F
Área	1	8837,2120	8837,2120	2,59	0,1270		
Erro	16	54554,0850	3409,6303				
Tempo	2	3827,2318	1913,6159	1154,87	<0,0001	<0,0001**	<0,0001
Tempo*área	2	29,7671	14,8835	8,98	0,0008	0,0033**	0,0021
Erro (tempo)	32	53,0238	1,6569				
Carbono							
Parcela					Pr > F Corrigida		
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F	G-G	H-F
Área	1	2102,9678	2102,9678	3,89	0,0662		
Erro	16	8656,4818	541,0301				
Tempo	2	643,3372	321,6686	1110,49	<0,0001	<0,0001**	<0,0001
Tempo*área	2	5,3724	2,6862	9,27	0,0007	0,0033**	0,0021
Erro (tempo)	32	9,2692	0,2896				

** diferença estatística significativa a 1% de probabilidade ($p < 0,01$)

Na Tabela 11 pode-se observar os incrementos periódicos anuais calculados para as mesmas variáveis descritas anteriormente. Observa-se que os incrementos apresentaram valores positivos, por se tratar do povoamento bruto, e que os valores são ligeiramente maiores para o primeiro período analisado. Entretanto, por não levar em consideração o recrutamento e a mortalidade, os valores dos incrementos periódicos anuais do povoamento total bruto foram maiores do que os do povoamento total líquido.

Tabela 11. Incrementos periódicos anuais (IPA) em DAP (cm.ano^{-1}), área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), volume ($\text{m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) e estoque de carbono ($\text{t}.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) encontrados para as áreas florestais não manejadas (para indivíduos com DAP ≥ 10 cm) para o povoamento total bruto.

Tratamento	IPA DAP (cm.ano^{-1})		IPA Área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$)		IPA Volume ($\text{m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$)		IPA Carbono ($\text{t}.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$)	
	2005-07	2007-10	2005-07	2007-10	2005-07	2007-10	2005-07	2007-10
Sem exploração	0,20	0,16	0,44	0,33	5,85	4,52	2,30	1,92

A Tabela 12 contém a análise de variância realizada para os incrementos periódicos anuais em DAP, área basal, volume e estoque de carbono, considerando-se as áreas florestais não exploradas. Observando-se essa Tabela, pode-se perceber que a interação entre tempo e área foi significativa ($p = 0,0011$, $p = 0,0005$, $p = 0,0005$ e $p = 0,0003$, para os incrementos periódicos anuais em DAP, área basal, volume e estoque de carbono, respectivamente), o que significa que esses incrementos diferiram entre si, com o passar do tempo. Além disso, o incremento periódico anual em DAP também apresentou significância estatística em relação ao tempo ($p = 0,0474$).

Tabela 12. Análise de variância para os incrementos periódicos anuais em DAP, área basal, volume e estoque de carbono, para as áreas florestais não manejadas, considerando o povoamento total bruto.

Incremento periódico anual em DAP					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Área	1	0,0014	0,0014	1,75	0,2039
Erro	16	0,0136	0,0008		
Tempo	1	0,0013	0,0013	4,61	0,0474*
Tempo*área	1	0,0045	0,0045	15,65	0,0011**
Erro (tempo)	16	0,0046	0,0002		
Incremento periódico anual em área basal					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Área	1	0,0014	0,0014	0,96	0,3416
Erro	16	0,0244	0,0015		
Tempo	1	0,0019	0,0019	1,84	0,1940
Tempo*área	1	0,0201	0,0201	18,67	0,0005**
Erro (tempo)	16	0,0172	0,0010		
Incremento periódico anual em volume					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Área	1	0,3230	0,3230	0,95	0,3432
Erro	16	5,4172	0,3385		
Tempo	1	0,4407	0,4407	1,84	0,1936
Tempo*área	1	4,4694	4,4694	18,67	0,0005**
Erro (tempo)	16	3,8300	0,2393		
Incremento periódico anual em carbono					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Área	1	0,0350	0,0350	0,58	0,4561
Erro	16	0,9616	0,0601		
Tempo	1	0,0565	0,0565	1,50	0,2382
Tempo*área	1	0,8066	0,8066	21,40	0,0003**
Erro (tempo)	16	0,6031	0,0376		

* diferença estatística significativa a 5% de probabilidade ($p < 0,05$)

** diferença estatística significativa a 1% de probabilidade ($p < 0,01$)

5.2 Área manejada experimentalmente

Considerando-se a floresta manejada, avaliou-se a diferença entre os tratamentos aplicados, no que diz respeito ao sequestro de carbono. A Figura 10 mostra graficamente a evolução no estoque de carbono para os tratamentos estudados, para o povoamento total líquido.

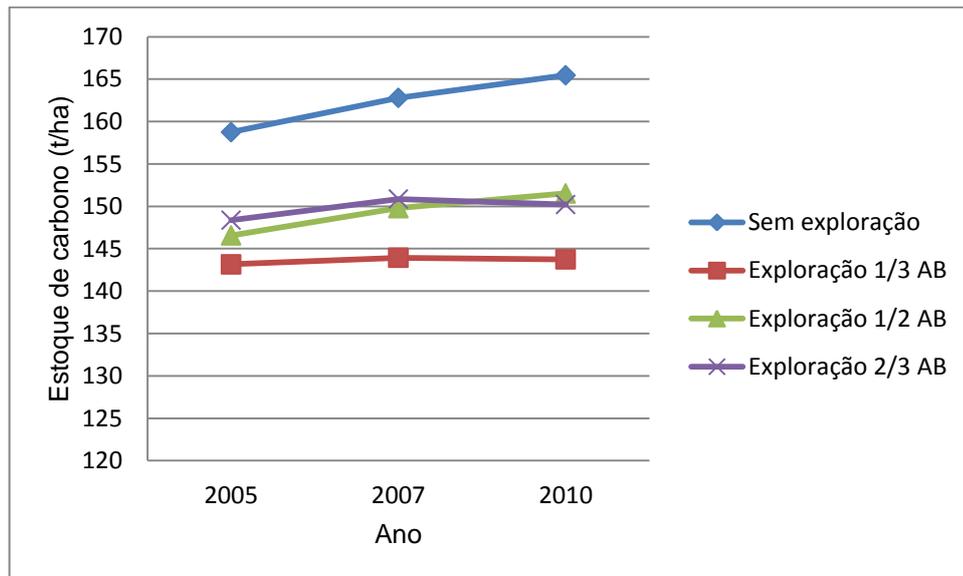


Figura 10. Dinâmica do carbono (média anual) de árvores com DAP ≥ 10 cm das florestas avaliadas na região de Manaus, no período entre 2005 e 2010.

Observando-se a Figura 10, percebe-se que a floresta que não sofreu intervenção apresenta os maiores estoques de carbono, em todo o período avaliado. Além disso, a quantidade de carbono vem aumentando com o passar do tempo. Com relação aos tratamentos de exploração, o que se destacou neste período foi o que retirou 1/2 da área basal explorável, já que é o único que vem apresentando aumento na quantidade de carbono, ficando com um valor pouco acima do tratamento de exploração de 2/3 da área basal. Este e a exploração de 1/3 da área basal apresentaram redução dos valores entre as medições de 2007 e 2010. A título de comparação, em 1986, um ano antes da exploração experimental realizada na área, o estoque médio de carbono na área era de $167,5 \text{ t.ha}^{-1}$, ou seja, valor bastante próximo ao estoque da área não explorada no ano de 2010. A Tabela 13 mostra os valores médios de DAP, área basal, volume e estoque de carbono para a área manejada experimentalmente.

Tabela 13. Valores médios (média \pm desvio padrão) de DAP (cm), área basal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$), volume ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) e estoque de carbono total ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$), nos anos de 2005, 2007 e 2010 em cada tratamento de exploração avaliado (para indivíduos com DAP ≥ 10 cm), para o povoamento total líquido.

Ano	Tratamentos	DAP (cm)	AB ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$)	V ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$)	C ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$)
2005	Sem exploração	21,0	24,78 \pm 2,26	369,28 \pm 33,75	158,7 \pm 13,3
	Exploração 1/3 AB	21,0	22,2 \pm 3,2	331,4 \pm 48,2	143,2 \pm 18,8
	Exploração 1/2 AB	21,0	22,7 \pm 2,6	338,7 \pm 38,7	146,6 \pm 16,2
	Exploração 2/3 AB	20,3	22,8 \pm 0,5	340,8 \pm 8,1	148,4 \pm 2,7
	Média	20,4	23,1 \pm 1,1	345,0 \pm 16,7	149,2 \pm 6,7
2007	Sem exploração	20,4	25,39 \pm 2,37	378,46 \pm 35,25	162,6 \pm 13,8
	Exploração 1/3 AB	20,6	22,3 \pm 3,3	333,3 \pm 49,1	143,9 \pm 19,1
	Exploração 1/2 AB	21,1	23,2 \pm 2,4	346,5 \pm 35,9	149,8 \pm 15,1
	Exploração 2/3 AB	21,3	23,2 \pm 0,4	346,8 \pm 5,5	150,8 \pm 1,5
	Média	20,5	23,6 \pm 1,3	351,3 \pm 19,2	151,8 \pm 7,8
2010	Sem exploração	21,7	25,74 \pm 2,19	383,58 \pm 32,69	164,8 \pm 12,9
	Exploração 1/3 AB	19,8	22,4 \pm 3,6	333,5 \pm 53,9	143,7 \pm 21,1
	Exploração 1/2 AB	19,9	23,6 \pm 2,6	351,7 \pm 38,7	151,5 \pm 16,1
	Exploração 2/3 AB	20,4	23,2 \pm 0,9	345,8 \pm 5,5	150,2 \pm 5,5
	Média	20,9	23,7 \pm 1,4	353,7 \pm 21,3	152,6 \pm 8,8
	Média		23,5	350,0	151,2
	Desvio padrão		1,2	17,7	7,2
	Intervalo de confiança (95%)		1,4	20,5	8,4
	Incerteza		5,8	5,8	5,5

O resultado da análise de variância de medidas repetidas no tempo com o nível de significância do teste F corrigido (G-G) para as variáveis DAP, área basal, volume e estoque de carbono total é apresentado na Tabela 14.

Tabela 14. Análise de variância para medidas repetidas no tempo para DAP, área basal, volume e estoque de carbono total, para todos os tratamentos avaliados, considerando o povoamento total líquido.

DAP							
Parcela	Pr > F Corrigida						
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F	G-G	H-F
Redução área basal	3	11,6814	3,8938	1,44	0,2560		
Erro	23	62,0384	2,6973				
Tempo	2	1,0616	0,5308	19,59	<0,0001	<0,0001**	<0,0001
Tempo*redução G	6	0,8717	0,1452	5,36	0,0003	0,0003**	0,0003
Erro (tempo)	46	1,2463	0,0270				
Área basal							
Parcela	Pr > F Corrigida						
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F	G-G	H-F
Redução área basal	3	127,5556	42,5185	2,74	0,0668		
Erro	23	357,3872	15,5385				
Tempo	2	3,4169	1,7084	9,59	0,0003	0,0014**	0,0007
Tempo*redução G	6	1,2682	0,2113	1,19	0,3305	0,3357	0,3332
Erro (tempo)	46	8,1985	0,1782				
Volume							
Parcela	Pr > F Corrigida						
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F	G-G	H-F
Redução área basal	3	28293,7421	9431,2473	2,74	0,0667		
Erro	23	79231,0961	3444,8302				
Tempo	2	757,6375	378,8187	9,57	0,0003	0,0014**	0,0007
Tempo*redução G	6	281,9453	46,9908	1,19	0,3299	0,3352	0,3327
Erro (tempo)	46	1820,9137	39,5850				
Carbono							
Parcela	Pr > F Corrigida						
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F	G-G	H-F
Redução área basal	3	4134,5424	1378,1808	2,46	0,0887		
Erro	23	12905,5203	561,1095				
Tempo	2	101,8268	50,9134	6,65	0,0029	0,0077**	0,0048
Tempo*redução G	6	70,8037	11,8006	1,54	0,1861	0,2101	0,1981
Erro (tempo)	46	352,1121	7,6546				

** diferença estatística significativa a 1% de probabilidade ($p < 0,01$)

Analisando a Tabela 13, pode-se notar que existe uma tendência de aumento das variáveis analisadas, com o passar do tempo, durante o período de 2005 a 2010, exceto o tratamento de 2/3, que apresentou leve queda de 2007 a 2010. Apesar desta tendência, pela Tabela 14 percebe-se que todas as variáveis analisadas variaram significativamente com o passar do tempo ($p < 0,0001$, $p = 0,0014$, $p = 0,0014$ e $p = 0,0077$, para DAP, área basal, volume e estoque de carbono, respectivamente). Quando se leva em consideração a interação entre tempo e tratamento, isto é, a avaliação sobre se os tratamentos de exploração influenciaram estas variáveis, apenas o DAP apresentou diferença estatística significativa ($p = 0,0003$). Desta maneira, pode-se afirmar que estatisticamente, os tratamentos aplicados apenas exerceram influência significativa no comportamento da variável DAP, com o passar do tempo.

A Tabela 15 apresenta os incrementos periódicos anuais em DAP, área basal, volume e estoque de carbono para os tratamentos de exploração avaliados, considerando-se o povoamento total líquido.

Tabela 15. Incrementos periódicos anuais (IPA) em DAP (cm.ano^{-1}), área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), volume ($\text{m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) e estoque de carbono ($\text{t}.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) encontrados para o total de indivíduos nos tratamentos de exploração avaliados (para indivíduos com DAP ≥ 10 cm) para o povoamento total líquido.

Tratamento	IPA DAP (cm.ano^{-1})		IPA Área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$)		IPA Volume ($\text{m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$)		IPA Carbono ($\text{t}.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$)	
	2005-07	2007-10	2005-07	2007-10	2005-07	2007-10	2005-07	2007-10
Sem exploração	0,20	0,16	0,362	0,288	3,805	2,095	1,56	0,89
Exploração de 1/3	0,23	0,23	0,065	0,013	0,970	0,187	0,30	-0,06
Exploração de 1/2	0,23	0,22	0,261	0,116	3,894	1,727	1,24	0,58
Exploração de 2/3	0,29	0,25	0,191	0,053	2,848	0,793	0,96	-0,22
Média	0,25	0,23	0,172	0,060	2,571	0,902	0,833	0,10

Observando a Tabela 15, percebe-se que a grande maioria dos incrementos periódicos anuais apresentaram valores positivos nos períodos avaliados. Somente

para o intervalo entre 2007 e 2010, o incremento periódico anual em carbono apresentou valores negativos para os tratamentos de 1/3 e 2/3 de exploração de área basal, significando que a floresta submetida a esses tratamentos emitiu maior quantidade de carbono para a atmosfera do que absorveu. Esse fato pode estar relacionado à maior mortalidade que ocorreu neste período para estes tratamentos, como se pode observar na Tabela 3.

A fim de avaliar o processo de recuperação da floresta após o manejo experimental, foi feita uma comparação entre os conteúdos de carbono da floresta antes da exploração (ocorrida em 1987) e os estoques nos anos em que houve mensurações (2005, 2007 e 2010). Ressalta-se que nesta análise foi considerada apenas a área florestal pertencente ao Inpa, por ter sido esta a única área que sofreu intervenção. Pela observação da Figura 11, pode-se notar que a floresta está muito próxima de atingir os estoques existentes anteriormente à exploração. Para confirmar essa informação, foi feita uma análise de variância, seguida do teste *post-hoc* de Dunnett, cujos resultados estão expressos nas Tabelas 16 e 17.

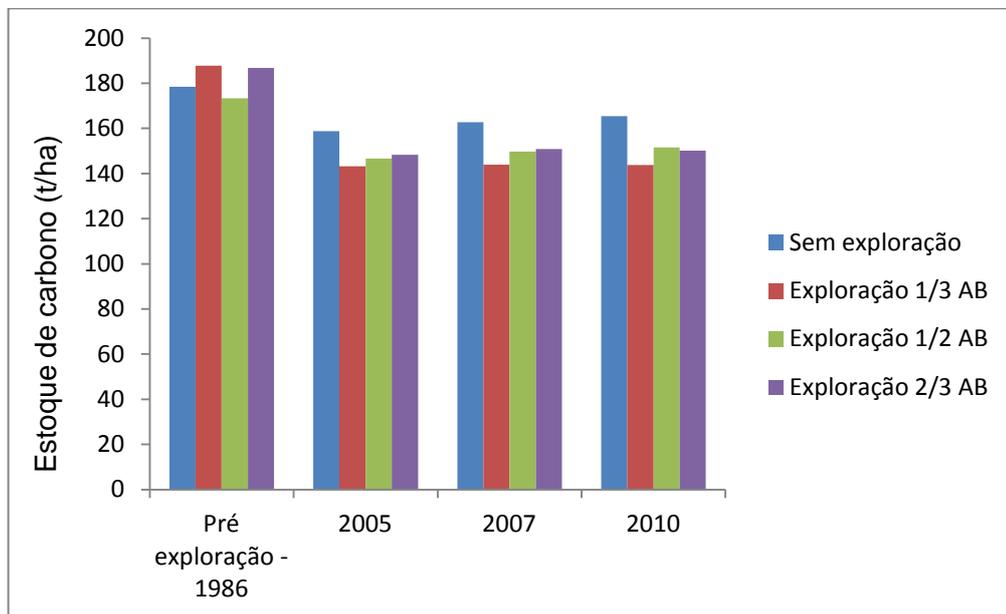


Figura 11. Estoques de carbono florestal em 1986 (antes da exploração) e nos anos de 2005, 2007 e 2010, na área pertencente ao Inpa.

Tabela 16. Análise de variância para os estoques de carbono ($t.ha^{-1}$) na floresta nos anos de 1986 (pré-exploração) e 2005, 2007 e 2010.

Carbono					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Entre tratamentos	11	13457,29	1223,39		
Dentro tratamento	3	1620,89	540,29	3,663	0,022*
Erro	33	4867,39	147,49		
Total	47	19945,58			

* diferença estatística significativa a 5% de probabilidade ($p < 0,05$)

Pela observação da Tabela 16, percebe-se que as diferenças nos valores médios entre os grupos de tratamento são maiores do que seria esperado por acaso, assim, existe diferença estatisticamente significativa ($p = 0,022$). Para isolar o grupo que difere dos outros foi realizado um procedimento de comparação múltipla, no caso o teste de Dunnett, tomando-se como fator de controle o estoque de carbono na floresta no ano de 1986 (antes da exploração) (Tabela 17).

Tabela 17. Comparação entre os estoques de carbono ($t.ha^{-1}$) dos anos de 2005, 2007 e 2010 em relação ao ano de 1986 (pré-exploração).

Comparação	Diferença de médias	q'	$p < 0,05$
1986 x 2005	14,79	2,983	Sim
1986 x 2007	12,90	2,602	Sim
1986 x 2010	11,94	2,407	Não

A Tabela 17 mostra que, em comparação com o estoque de carbono contido na floresta antes da exploração experimental, os estoques dos anos de 2005 e 2007 foram significativamente diferentes ($p < 0,05$). Já no ano de 2010, o estoque de carbono não apresentou diferença estatística significativa, ou seja, o conteúdo de carbono se igualou às quantidades presentes na floresta antes desta ser explorada, demonstrando a sua recuperação 23 anos após a exploração, no que se refere ao estoque de carbono. Apesar disso, não se pode afirmar que a área florestal esteja pronta para ser manejada novamente, principalmente em razão da sua composição florística, onde na área manejada ainda existe maior predominância de espécies pioneiras, quando comparada com a área não manejada.

Os resultados deste trabalho, referentes ao incremento periódico anual em DAP, são inferiores aos encontrados na literatura. Pesquisas realizadas por Higuchi *et al.* (1997), na mesma região de estudo, descrevem o crescimento e o incremento de uma floresta, dez anos após a exploração seletiva de madeira. Os resultados demonstraram que os incrementos em volume comercial com casca foram: 5,57 m³.ha⁻¹.ano⁻¹ para exploração de leve intensidade (DAP ≥ 55 cm); 4,45 m³.ha⁻¹.ano⁻¹ para exploração média (DAP ≥ 50 cm); e 5,75 m³.ha⁻¹.ano⁻¹ para exploração pesada (DAP ≥ 40 cm). Na parcela testemunha o IPA foi de 2,82 m³.ha⁻¹.ano⁻¹. Assim como no trabalho de Silva *et al.* (1996), para as espécies comerciais (incluindo apenas espécies comercializadas local e nacionalmente e com DAP ≥ 50 cm), o incremento foi de 1 m³.ha⁻¹.ano⁻¹.

Na região de Santarém/PA, Silva *et al.* (1996) também obtiveram valores de incremento superiores a este estudo, sete e 13 anos após a exploração. Nessas áreas, os incrementos periódicos anuais em volume variaram de 1,6 m³.ha⁻¹.ano⁻¹ em floresta primária não explorada até 4,8 m³.ha⁻¹.ano⁻¹ em floresta manejada. Uma possível explicação para estes resultados é que Silva *et al.* (1996) e Higuchi *et al.* (1997) avaliaram as florestas cerca de uma década após a exploração, quando elas estavam apresentando maior crescimento devido à intervenção realizada. As florestas estudadas no presente trabalho foram avaliadas cerca de 25 anos após o manejo, onde se espera que esteja havendo um processo de equilíbrio em seu crescimento, aproximando-se das taxas apresentadas pela floresta primária.

Silva *et al.* (1995) encontraram taxa de crescimento em diâmetro de 0,3 cm.ano⁻¹, treze anos após a exploração, na FLONA Tapajós/PA. Silva (2004), em Paragominas/PA, comparou as taxas de crescimento em duas situações: na floresta onde foi realizada a exploração baseada no manejo florestal sustentável, a taxa de crescimento foi de 0,5 cm.ano⁻¹; já onde foi realizada a exploração convencional, a taxa foi de 0,3 cm.ano⁻¹, sete anos após a exploração. Na comparação entre os tratamentos, o que apresentou maior incremento no período estudado foi o de intensidade pesada, com 75% da área basal explorada. De Graaf (1986) encontrou taxa de 0,4 cm.ano⁻¹, no Suriname, nove anos após a exploração.

Oliveira e Braz (2006), estudando uma área de floresta manejada em Pedro Peixoto (AC), encontraram maiores valores de incremento em diâmetro, como esperado em relação a uma área não manejada. Os valores variaram de 2 cm.ano⁻¹, para espécies pioneiras, a 0,1 cm.ano⁻¹, para algumas espécies de sub-bosque.

A Tabela 18 contém a análise de variância de medidas repetidas no tempo, realizada para os incrementos periódicos anuais em DAP, área basal, volume e estoque de carbono.

Tabela 18. Análise de variância para os incrementos periódicos anuais em DAP, área basal, volume e estoque de carbono, para todos os tratamentos avaliados, considerando o povoamento total líquido.

Incremento periódico anual em DAP					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Redução área basal	3	0,0786	0,0262	6,25	0,0029
Erro	23	0,0964	0,0042		
Tempo	1	0,0119	0,0119	2,31	0,1423
Tempo*redução G	3	0,0554	0,0184	3,56	0,0299*
Erro (tempo)	23	0,1193	0,0052		
Incremento periódico anual em área basal					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Redução área basal	3	0,5868	0,1956	9,13	0,0004
Erro	23	0,4928	0,0214		
Tempo	1	0,0795	0,0795	8,97	0,0065**
Tempo*redução G	3	0,0122	0,0041	0,46	0,7139
Erro (tempo)	23	0,2039	0,0088		
Incremento periódico anual em volume					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Redução área basal	3	130,3683	43,4561	9,13	0,0004
Erro	23	109,4710	4,7596		
Tempo	1	17,7229	17,7229	8,99	0,0064**
Tempo*redução G	3	2,7100	0,9033	0,46	0,7141
Erro (tempo)	23	45,3411	1,9713		
Incremento periódico anual em carbono					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Redução área basal	3	8,8123	2,9374	1,96	0,1482
Erro	23	34,4793	1,4991		
Tempo	1	3,9019	3,9019	3,23	0,0854
Tempo*redução G	3	0,5209	0,1736	0,14	0,9326
Erro (tempo)	23	27,7757	1,2076		

* diferença estatística significativa a 5% de probabilidade ($p < 0,05$)

** diferença estatística significativa a 1% de probabilidade ($p < 0,01$)

A análise das Tabelas 15 e 18 permite chegar à mesma conclusão das Tabelas 13 e 14. Apesar dos incrementos periódicos anuais positivos, apenas houve diferença estatística significativa para o IPA DAP ($p = 0,0299$). Para as demais variáveis, estatisticamente não houve diferença significativa ($p = 0,7139$, $p = 7141$, $p = 0,9326$ para os incrementos periódicos anuais em área basal, volume e estoque de carbono, respectivamente). Assim, pode-se concluir que a aplicação dos diferentes tratamentos de exploração não influenciou no crescimento da floresta, no que diz respeito a área basal, volume e conteúdo de carbono.

Alguns trabalhos realizados por outros autores pretendem elucidar a influência (positiva ou negativa) que o manejo florestal pode ter em relação ao sequestro de carbono da atmosfera. Schmid *et al.* (2006) afirmam que o manejo florestal (com diferentes intensidades de desbaste, número de anos do ciclo, tratamentos silviculturais, etc.) influencia no fato de uma determinada floresta ser considerada fonte ou sumidouro de carbono. Seidl *et al.* (2007) avaliaram a correlação entre o sequestro de carbono e a produção de madeira de forma sustentável em uma floresta de múltiplo uso na Áustria e concluíram que o sequestro de carbono da atmosfera é maior nas florestas manejadas sustentavelmente do que nas florestas não manejadas. Os custos estimados indicam que o sequestro de carbono através do manejo florestal é um meio eficiente para a redução do CO_2 atmosférico. Os autores enfatizam a importância de serem desenvolvidas estratégias de manejo sustentável coerentes com os múltiplos usos das florestas.

Também foram realizadas as mesmas análises com base no povoamento total bruto, isto é, sem levar em consideração os dados de recrutamento e mortalidade, como explicado anteriormente. A Figura 12 mostra graficamente a evolução no estoque de carbono para os tratamentos estudados (área não explorada e áreas com 1/3, 1/2 e 2/3 de exploração da área basal), quando apenas leva-se em consideração as árvores que estavam presentes na primeira medição e que assim permaneceram até a terceira medição.

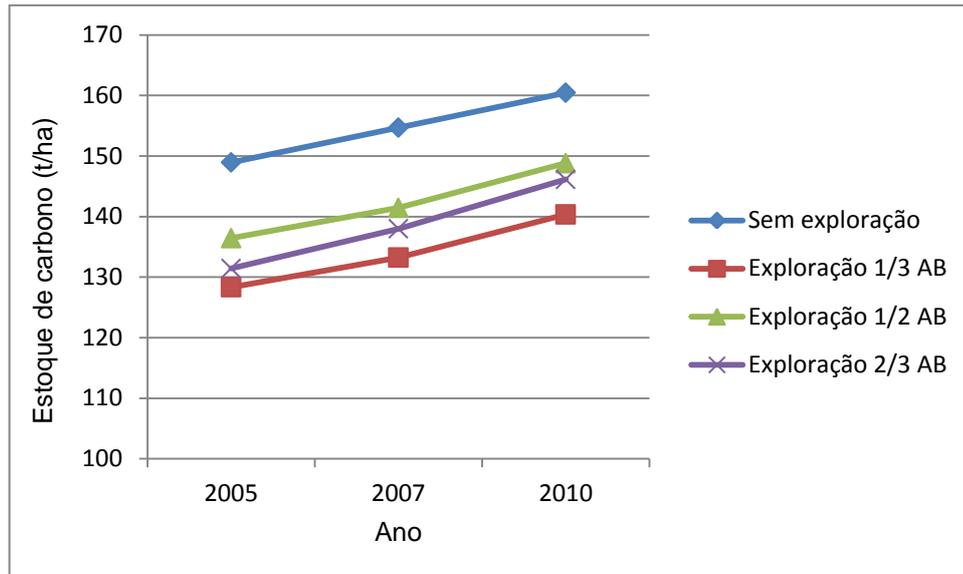


Figura 12. Dinâmica do carbono (média anual) de árvores com DAP ≥ 10 cm das florestas avaliadas na região de Manaus, no período entre 2005 e 2010, referente ao povoamento total bruto.

Como está sendo considerando o povoamento total bruto, os dados de mortalidade foram desconsiderados. Assim, todos os tratamentos apresentaram crescimento nos valores de estoque de carbono no período avaliado. Da mesma maneira que no povoamento total líquido, a floresta não explorada mostrou os maiores teores de carbono. Entre os tratamentos de exploração, o que retirou 1/2 da área basal explorável teve os maiores valores de estoque de carbono, seguido pelo de 2/3 e 1/3 de exploração, respectivamente.

A Tabela 19 contém os valores médios de DAP, área basal, volume e conteúdo de carbono total, considerando-se todos os tratamentos aplicados, para o povoamento total bruto. A Tabela 20 apresenta o resultado da análise de variância de medidas repetidas no tempo com o nível de significância do teste F corrigido (G-G) para as mesmas variáveis.

Tabela 19. Valores médios (média \pm desvio padrão) de DAP (cm), área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$), volume ($\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$) e estoque de carbono total ($\text{t}.\text{ha}^{-1}$), nos anos de 2005, 2007 e 2010 em cada tratamento de exploração avaliado (para indivíduos com DAP \geq 10 cm), para o povoamento total bruto.

Ano	Tratamentos	DAP (cm)	AB ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$)	V ($\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$)	C ($\text{t}.\text{ha}^{-1}$)
2005	Sem exploração	21,0	23,20 \pm 2,4	345,76 \pm 35,5	148,9 \pm 14,7
	Exploração 1/3 AB	20,4	19,83 \pm 3,5	295,60 \pm 52,6	128,34 \pm 21,1
	Exploração 1/2 AB	21,4	21,14 \pm 2,3	315,12 \pm 35,7	136,44 \pm 15,0
	Exploração 2/3 AB	20,0	20,01 \pm 0,9	298,34 \pm 14,1	131,43 \pm 3,9
	Média	20,7	21,0 \pm 1,5	313,7 \pm 23,0	136,3 \pm 9,1
2007	Sem exploração	21,5	24,14 \pm 2,4	359,72 \pm 35,2	154,69 \pm 14,5
	Exploração 1/3 AB	20,9	20,62 \pm 3,5	307,43 \pm 52,9	133,24 \pm 21,1
	Exploração 1/2 AB	21,9	21,96 \pm 2,4	327,25 \pm 36,6	141,44 \pm 15,4
	Exploração 2/3 AB	20,6	21,04 \pm 0,9	313,65 \pm 14,6	137,99 \pm 4,3
	Média	21,2	21,9 \pm 1,6	327 0 \pm 23,3	141,8 \pm 9,2
2010	Sem exploração	21,9	25,08 \pm 2,3	373,74 \pm 35,0	160,46 \pm 14,4
	Exploração 1/3 AB	21,5	21,77 \pm 3,6	324,52 \pm 53,9	140,36 \pm 21,3
	Exploração 1/2 AB	22,6	23,19 \pm 2,5	345,60 \pm 38,3	148,82 \pm 15,9
	Exploração 2/3 AB	21,4	22,36 \pm 1,1	333,35 \pm 16,2	146,13 \pm 4,9
	Média	21,8	23,1 \pm 1,4	344,3 \pm 21,4	148,9 \pm 8,5
	Média		22,0	328,34	142,36
	Desvio padrão		1,6	24,3	9,7
	Intervalo de confiança (95%)		1,9	28,0	11,2
	Incerteza		8,5	8,5	7,8

Tabela 20. Análise de variância para medidas repetidas no tempo para DAP, área basal, volume e estoque de carbono total, para todos os tratamentos avaliados, considerando o povoamento total bruto.

DAP							
Parcela	Pr > F Corrigida						
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F	G-G	H-F
Redução área basal	3	9,9174	3,3058	1,23	0,3208		
Erro	23	61,7184	2,6834				
Tempo	2	10,0817	5,0408	1169,75	<0,0001	<0,0001**	<0,0001
Tempo*redução G	6	0,2739	0,0456	10,60	<0,0001	<0,0001**	<0,0001
Erro (tempo)	46	0,1982	0,0043				
Área basal							
Parcela	Pr > F Corrigida						
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F	G-G	H-F
Redução área basal	3	150,8643	50,2881	2,85	0,0594		
Erro	23	405,2716	17,6205				
Tempo	2	32,1486	16,0743	1656,83	<0,0001	<0,0001**	<0,0001
Tempo*redução G	6	0,4277	0,0712	7,35	<0,0001	<0,0001**	<0,0001
Erro (tempo)	46	0,4462	0,0097				
Volume							
Parcela	Pr > F Corrigida						
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F	G-G	H-F
Redução área basal	3	33473,6497	11157,883	2,86	0,0593		
Erro	23	89872,6460	3907,5063				
Tempo	2	7135,9866	3567,9933	1657,00	<0,0001	<0,0001**	<0,0001
Tempo*redução G	6	95,0398	15,8399	7,36	<0,0001	<0,0001**	<0,0001
Erro (tempo)	46	99,0508	2,1532				
Carbono							
Parcela	Pr > F Corrigida						
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F	G-G	H-F
Redução área basal	3	5182,2718	1727,4239	2,64	0,0733		
Erro	23	15024,1282	653,2229				
Tempo	2	1218,8149	609,4074	1683,45	<0,0001	<0,0001**	<0,0001
Tempo*redução G	6	17,6112	2,9352	8,11	<0,0001	<0,0001**	<0,0001
Erro (tempo)	46	16,6519	0,3619				

** diferença estatística significativa a 1% de probabilidade ($p < 0,01$)

Observando-se a Tabela 20, pode-se constatar que todas as variáveis analisadas variaram significativamente com o passar do tempo ($p < 0,0001$). Baseando-se também nas probabilidades apresentadas nesta tabela, as interações entre tempo e tratamento de redução de área basal são estatisticamente significativas para todas as variáveis analisadas, mostrando desta maneira que a aplicação dos diferentes tratamentos de exploração de área basal influenciou o DAP, a área basal, o volume e o estoque de carbono com o passar do tempo.

A Tabela 21 contém os valores dos incrementos periódicos anuais em DAP, área basal, volume e conteúdo de carbono, para os tratamentos de exploração aplicados, considerando-se o povoamento total bruto. Observa-se por esta Tabela que todos os incrementos apresentaram valores positivos para todos os tratamentos avaliados, sendo que de maneira geral, os valores foram ligeiramente superiores no caso do primeiro período de avaliação, que compreendeu os anos entre 2005 e 2007. Também pode ser observado que os tratamentos de exploração apresentaram valores superiores aos da floresta não explorada, com destaque para o de 2/3 de exploração. Assim como para o povoamento total líquido, neste caso também os maiores valores corresponderam ao primeiro período de avaliação (de 2005 a 2007).

Tabela 21. Incrementos periódicos anuais (IPA) em DAP ($\text{cm}\cdot\text{ano}^{-1}$), área basal ($\text{m}^2\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$), volume ($\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) e estoque de carbono ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) encontrados para o total de indivíduos nos tratamentos de exploração avaliados (para indivíduos com $\text{DAP} \geq 10$ cm) para o povoamento total bruto.

Tratamento	IPA DAP ($\text{cm}\cdot\text{ano}^{-1}$)		IPA Área basal ($\text{m}^2\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$)		IPA Volume ($\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$)		IPA Carbono ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$)	
	2005-07	2007-10	2005-07	2007-10	2005-07	2007-10	2005-07	2007-10
Sem exploração	0,20	0,16	0,44	0,33	5,85	4,52	2,30	1,92
Exploração de 1/3	0,24	0,22	0,40	0,39	5,89	5,75	2,45	2,37
Exploração de 1/2	0,23	0,22	0,41	0,42	6,06	6,19	2,50	2,46
Exploração de 2/3	0,30	0,25	0,51	0,44	7,64	6,57	3,28	2,71
Média	0,24	0,21	0,44	0,39	6,36	5,76	2,63	2,37

Tabela 22. Análise de variância para os incrementos periódicos anuais em DAP, área basal, volume e estoque de carbono, para todos os tratamentos avaliados, considerando o povoamento total bruto.

Incremento periódico anual em DAP					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Redução área basal	3	0,0661	0,0220	31,96	< 0,0001
Erro	23	0,0158	0,0007		
Tempo	1	0,0064	0,0064	15,16	0,0007
Tempo*redução G	3	0,0220	0,0006	1,59	0,2181
Erro (tempo)	23	0,0097	0,0004		
Incremento periódico anual em área basal					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Redução área basal	3	0,1038	0,0346	21,92	< 0,0001
Erro	23	0,0363	0,0015		
Tempo	1	0,0086	0,0086	5,03	0,0349
Tempo*redução G	3	0,0096	0,0032	1,88	0,1616
Erro (tempo)	23	0,0394	0,0017		
Incremento periódico anual em volume					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Redução área basal	3	23,0669	7,6889	21,95	< 0,0001
Erro	23	8,0572	0,3503		
Tempo	1	1,9177	1,9177	5,04	0,0347
Tempo*redução G	3	2,1445	0,7148	1,88	0,1616
Erro (tempo)	23	8,7585	0,3808		
Incremento periódico anual em carbono					
Fonte de variação	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Redução área basal	3	4,4508	1,4836	26,53	< 0,0001
Erro	23	1,2861	0,0559		
Tempo	1	0,5239	0,5239	8,26	0,0086
Tempo*redução G	3	0,3238	0,1079	1,70	0,1945
Erro (tempo)	23	1,4591	0,0634		

A Tabela 22 contém a análise de variância realizada para os incrementos periódicos anuais em DAP, área basal, volume e estoque de carbono, para todos os tratamentos avaliados, considerando o povoamento total bruto. Observando-se essa

Tabela, pode-se notar que não houve diferença estatística significativa para os incrementos periódicos anuais em DAP, área basal, volume ou estoque de carbono em relação aos tratamentos aplicados, indicando que estes não influenciaram os incrementos durante o período de tempo analisado.

5.4. Projeções da dinâmica - Cadeia de Markov

Os cálculos de projeção da dinâmica florestal utilizando-se a Cadeia de Markov foram realizados apenas para a área florestal pertencente ao INPA, pelo motivo de naquela área estar disponíveis medições anuais, necessárias para a comparação dos dados reais com os dados projetados. Isso não seria possível na área da Embrapa, já que nesta área há até o momento dados de três inventários florestais.

5.4.1 Projeção para o ano de 2009

Com base nas medições realizadas nos anos de 2005 e 2007, foram feitas projeções para o ano de 2009, com o objetivo de comparar com as medições do mesmo ano. A Tabela 23 apresenta a matriz contendo a frequência por classe diamétrica no intervalo de tempo considerado (entre 2005 e 2007): as árvores que permaneceram na mesma classe diamétrica, as que mudaram para classes superiores e as que morreram.

Tabela 23. Frequência por classe diamétrica dos indivíduos no período entre 2005 e 2007. Os estados representam o centro de cada classe diamétrica e M representa a mortalidade observada no período.

Estado	15	25	35	45	55	65	75	85	95	≥100
15	3758									
25	109	1280								
35		60	548							
45			21	248						
55				12	85					
65					8	41				
75						1	17			
85								8		
95									3	
≥ 100										3
M	142	44	16	6	6	1	0	0	0	0
Total	4009	1384	585	266	99	43	17	8	3	3

Isso significa dizer que, entre 2005 e 2007, 3758 indivíduos que estavam na 1ª classe de diâmetro em 2005, permaneceram nesta mesma classe em 2007 (10 cm < DAP < 20 cm, com centro de classe de 15 cm); 109 cresceram o suficiente para passar para a 2ª classe de diâmetro (20 cm < DAP < 30 cm, com centro de classe de 25 cm). Da mesma maneira, 142 indivíduos da primeira classe de diâmetro morreram no período avaliado. O mesmo raciocínio pode ser estendido a todas as demais classes de diâmetro.

A Tabela 24 mostra a matriz M de probabilidades inicial de transição por classe diamétrica. Por exemplo, a probabilidade de uma árvore da primeira classe de diâmetro permanecer na mesma classe após o intervalo de dois anos, é de 94% (3758/4009), ou ainda a probabilidade de uma árvore desta mesma classe crescer até a próxima classe de diâmetro é de 3% (109/4009), e assim sucessivamente.

Tabela 24. Matriz inicial (M) de probabilidade de transição, por classe diamétrica, para o período entre 2005 e 2007.

Estado	15	25	35	45	55	65	75	85	95	≥100
15	0,94									
25	0,03	0,92								
35		0,04	0,94							
45			0,04	0,93						
55				0,05	0,86					
65					0,08	0,95				
75						0,02	1,00			
85								1,00		
95									1,00	
≥ 100										1,00
M	0,03	0,03	0,02	0,02	0,06	0,02	0	0	0	0

O próximo passo foi obter os valores estimados para o ano de 2007 para cada classe diamétrica (Tabela 25). Os valores estimados foram somados com os ingressos que ocorreram neste período. Neste caso ocorreram 210 ingressos na primeira classe e nenhum ingresso nas demais classes diamétricas. Tais valores foram comparados com os valores reais medidos no inventário realizado neste mesmo ano por meio do teste Qui-quadrado (χ^2). Como o valor calculado de χ^2 (3,57) foi inferior aos valores tabelados (16,919 a 5% de probabilidade e 14,684 a 1% de probabilidade), pôde-se chegar à conclusão de que não existe diferença significativa entre os valores observados e os valores calculados para o ano de 2007.

A Tabela 26 mostra a matriz de probabilidades de transição por classe diamétrica para o ano de 2009. Isso significa dizer que a probabilidade de uma árvore da primeira classe de diâmetro permanecer na mesma classe após o intervalo de dois anos (entre 2007 e 2009), é de 87%, e assim sucessivamente.

Foram obtidos os valores estimados para o ano de 2009 e somados os ingressos que ocorreram dentro deste intervalo de tempo, que foram 186 indivíduos entre 2007 e 2009, exclusivamente na primeira classe diamétrica. Como na área estudada as medições são anuais, os valores reais para este ano estavam disponíveis e permitiram a comparação das frequências estimadas e observadas por meio do teste de Qui-quadrado (χ^2). Como o valor calculado de χ^2 (7,19) foi inferior aos valores tabelados (16,919 a 5% de probabilidade e 14,684 a 1% de probabilidade), conclui-se que não existe diferença significativa entre os valores observados em campo e os valores calculados para o ano de 2009, validando assim a projeção da dinâmica através da cadeia de Markov (Tabela 27).

Tabela 27. Frequências observada e estimada (incluindo os ingressos) para o ano de 2009, por classe de diâmetro e valores de χ^2 . Sendo $\chi^2.(1\%) = 14,684$ e $\chi^2.(5\%) = 16,919$.

Centro de classe	Freq. Observada	Freq. Calculada	χ^2 .
	2009	2009	
15	3787	3708,71	1,65
25	1359	1386,79	0,55
35	588	629,76	2,76
45	282	272,62	0,32
55	100	95,41	0,22
65	50	54,56	0,38
75	17	19,14	0,23
85	10	8	0,5
95	4	3	0,33
≥ 100	3	2,25	0,25
			7,19

5.4.2 Projeção para o ano de 2015

Com base nas medições realizadas nos anos de 2005 e 2010, foi feita a projeção para o ano de 2015, considerando que a cadeia de Markov provou ser um bom modelo para fazer a prognose da floresta estudada. A Tabela 28 apresenta a matriz contendo a frequência por classe diamétrica durante os cinco anos do intervalo de tempo considerado (entre 2005 e 2010).

Tabela 28. Frequência por classe diamétrica dos indivíduos no período entre 2005 e 2010. Os estados representam o centro de cada classe diamétrica e M representa a mortalidade observada no período.

Estado	15	25	35	45	55	65	75	85	95	≥100
15	3325									
25	247	1138								
35		120	486							
45			56	226						
55				25	75					
65					14	38				
75						4	13			
85							4	6		
95								1	3	
≥ 100										3
M	437	108	43	15	10	1	0	1	0	0

Isso significa dizer que, entre 2005 e 2010, 3325 indivíduos que estavam na primeira classe de diâmetro em 2005, permaneceram nesta mesma classe em 2010; 247 cresceram o suficiente para passar para a segunda classe de diâmetro ($20 \text{ cm} < \text{DAP} < 30 \text{ cm}$). Além disso, 437 indivíduos da primeira classe de diâmetro morreram no período avaliado. O mesmo raciocínio pode ser estendido a todas as demais classes de diâmetro.

Foi então construída a Tabela 29, que apresenta a matriz M de probabilidades inicial de transição por classe diamétrica. Por esta matriz pode-se inferir que a probabilidade de uma árvore da primeira classe de diâmetro permanecer na mesma

classe após o intervalo de cinco anos é de 83% (3325/4009), e assim sucessivamente.

Tabela 29. Matriz inicial (M) de probabilidade de transição, por classe diamétrica, para o período entre 2005 e 2007.

Estado	15	25	35	45	55	65	75	85	95	≥100
15	0,83									
25	0,06	0,83								
35		0,09	0,83							
45			0,10	0,85						
55				0,09	0,76					
65					0,14	0,88				
75						0,09	0,76			
85							0,24	0,75		
95								0,13	1,00	
≥ 100										0,75

Foram obtidos os valores estimados para o ano de 2010, para cada classe diamétrica, sendo que estes foram somados com os ingressos que ocorreram neste período. Neste caso ocorreram 493 ingressos apenas na primeira classe diamétrica. Tais valores foram comparados, por meio do teste Qui-quadrado (χ^2), com os valores reais medidos no inventário realizado em 2010. Como o valor calculado de χ^2 (14,33) foi inferior aos valores tabelados (16,919 a 5% de probabilidade e 14,684 a 1% de probabilidade), pôde-se concluir que não existe diferença significativa entre os valores medidos em campo e os valores calculados para o ano de 2010 (Tabela 30).

Tabela 30. Frequências observada e estimada (incluindo o ingresso) para o ano de 2010, por classe de diâmetro e valores de χ^2 . Sendo $\chi^2.(1\%) = 14,684$ e $\chi^2.(5\%) = 16,919$.

Centro de classe	Freq. observada	Freq. calculada	χ^2 .
15	3381	3325	0,94
25	1277	1385	8,42
35	563	606	3,05
45	267	282	0,79
55	90	100	1,00
65	51	52	0,01
75	17	17	0,00
85	9	10	0,10
95	4	4	0,00
≥ 100	3	3	0,00
			14,31

A análise continuou com a projeção da frequência para o ano de 2015, para cada classe diamétrica, por meio da matriz de probabilidades de transição para o ano de 2015 (Tabela 31).

Tabela 31. Matriz de transição probabilística para 2015 (M^2).

Estado	15	25	35	45	55	65	75	85	95	≥100
15	0,69									
25	0,10	0,69								
35	0,01	0,15	0,69							
45		0,01	0,16	0,72						
55			0,01	0,15	0,57					
65				0,01	0,23	0,78				
75					0,01	0,15	0,58			
85						0,02	0,36	0,56		
95							0,03	0,22	1,00	
≥ 100										0,56

Como se provou que é seguro fazer projeções utilizando-se a cadeia de Markov para a área florestal estudada, foram então obtidos os valores estimados

para o ano de 2015. Aos valores calculados foram somados os ingressos que ocorreram dentro deste intervalo de tempo (493 indivíduos), exclusivamente na primeira classe diamétrica. Os valores estimados para o ano de 2015, por classe diamétrica, estão contidos na Tabela 32.

Tabela 32. Frequências estimadas, por classe diamétrica, para o ano de 2015.

Centro de classe	Freq. estimada	Ingressos	Freq. estimada final
15	2757	493	3250
25	1359		1359
35	625		625
45	298		298
55	102		102
65	60		60
75	18		18
85	12		12
95	5		5
≥ 100	2		2

Com base nas frequências estimadas para o ano de 2015, pôde-se então estimar o estoque de carbono das florestas (manejada e não manejada na área do Inpa) neste ano. Comparando-se com os estoques mensurados para o local, pode-se concluir que, se for confirmada a projeção da dinâmica, a floresta vai sequestrar carbono nos próximos anos, aumentando seu estoque para cerca de 157 t ha⁻¹ (Figura 13).

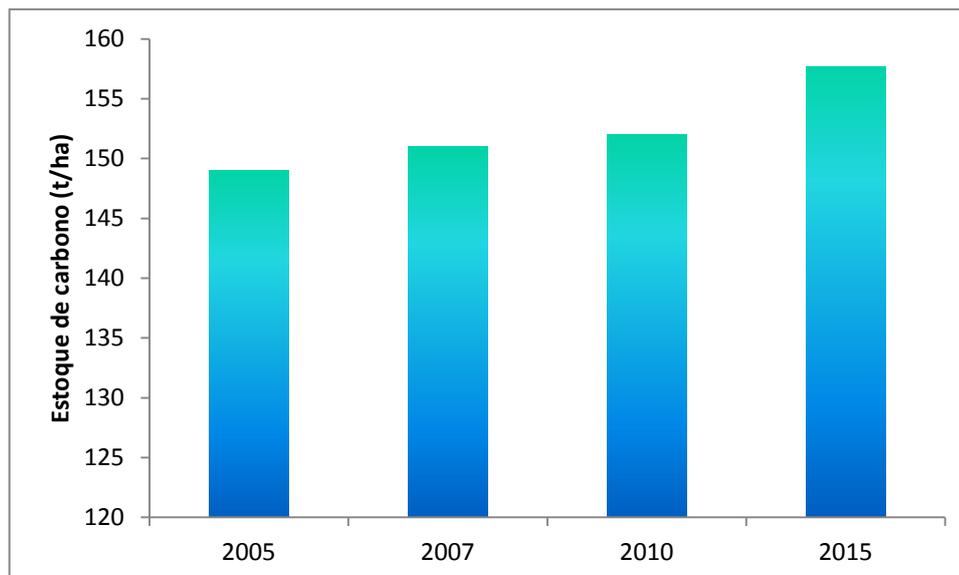


Figura 13. Estoques de carbono mensurados (2005, 2007 e 2010) e estoque projetado para 2015, em $t\ ha^{-1}$.

6. CONCLUSÕES

Com base nos resultados apresentados, pode-se concluir que, entre os anos de 2005 e 2010, as florestas não manejadas estiveram em equilíbrio com a atmosfera, no que diz respeito à dinâmica do carbono. Entretanto, quando se desconsidera o ingresso e a mortalidade, o comportamento da floresta muda, ou seja, ela passa a ser sumidouro, sequestrando carbono da atmosfera.

Quanto ao efeito do manejo florestal sobre o sequestro de carbono, conclui-se que não existiu diferença entre os tratamentos de exploração empregados, apesar de o tratamento onde não houve exploração ter apresentado os maiores estoques de carbono. Ressalta-se que, depois de passados 23 anos da aplicação dos tratamentos, os estoques de carbono no local se igualaram aos estoques existentes em 1986, antes da realização da exploração experimental, indicando a recuperação da floresta em termos de biomassa. Apesar disso, não se pode dizer que a área está pronta para ser manejada novamente, principalmente devido ao elevado número de espécies pioneiras ainda existentes na área manejada, em comparação com a área não manejada.

Quanto às projeções de crescimento, concluiu-se que a Cadeia de Markov foi válida para prognosticar a distribuição diamétrica das florestas estudadas e assim projetar o estoque futuro de carbono da área.

Recomenda-se que as florestas estudadas continuem sendo avaliadas periodicamente, para futuras avaliações de seu comportamento quanto à dinâmica de carbono.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alder, D. 1995. *Growth modelling for mixed tropical forests*. Oxford, UK: University of Oxford. Department of Plant Sciences, 231 pp. (Tropical Forestry Paper, 30).

Alder, D.; Silva, J. N. M. 2000. An empirical cohort model for management of Terra Firme forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 130 (1-3): 141-157.

Asner, G. P.; Knapp, D. E.; Broadbent, E. N.; Oliveira, P. J. C.; Keller, M.; Silva, J. N. 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* 310: 480-482.

Aukland, L. 2002. Forestry in the CDM - a true compromise? *International Forestry Review*, 4 (1): 81-84.

Azevedo, C. P. 1993. Predição da distribuição diamétrica de povoamentos florestais inequidanos pelo emprego da matriz de transição. Viçosa, 118p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Universidade Federal de Viçosa.

Azevedo, C. P. 2006. *Dinâmica de florestas submetidas a manejo na Amazônia Oriental: experimentação e simulação*. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná. 254 pp.

Azevedo, C. P.; Souza, A. L.; Jesus, R. M. 1995. Um modelo de matriz de transição para prognose do crescimento de um povoamento natural remanescente não manejado de Mata Atlântica. *Revista Árvore*, 19(2): 187-199.

Azevedo, C. P.; Sanquetta, C. R.; Silva, J. N. M.; Machado, S. A. 2008. Efeito de diferentes níveis de exploração e de tratamentos silviculturais sobre a dinâmica da floresta remanescente. *Floresta*, 38 (2): 277-293.

Baker, T. R.; 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. L.; Lloyd, J.; Monteagudo, A.; Neill, D. A.; Patiño, S.; Pitman, N. C. A.; Silva, J. N. M.; Martínez, R. V. 2004. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology* 10: 545-562.

Bolin, B.; Sukumar, R.; Ciais, P. et al. 2000. Global Perspective. In: Watson, R. T.; Noble, I. R.; Bolin, B. et al. *Land use, land use change and forestry – a special report of the IPCC*. Cambridge University Press, 377 pp.

Brazão, J.E.M.; Santos, M.M; Silva, Z.L. 1993. Vegetação e Recursos Florísticos. In: Caldeiron, S.S. (Ed.). *Recursos Naturais e Meio Ambiente: Uma visão do Brasil*. Vol 1. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE . Rio de Janeiro, RJ. p.59-68.

Bruner, H. D.; Moser Jr, J. W. 1973. A Markov Chain approach to the prediction of diameter distributions in uneven-aged forest stands. *Canadian Journal of Forest Research*, 3: 409-417.

Bryan, M. B. 1981. *Studies of timber growth and mortality in the mixed dipterocarp forest in Sarawak*. FAO Report, no. FO: MAL/76/008. Field Document 11. 56 pp.

Buckeridge, M. S.; Aidar, M. P. M.; Martinez, C. A.; Silva, E. A. 2008. Respostas de plantas às mudanças climáticas globais. In: Buckeridge, M. (Ed.). *Biologia & mudanças climáticas no Brasil*. São Carlos/SP: RiMa Editora, p. 77-91.

Buongiorno, J.; Mitchie, B. R. 1980. A matrix model of uneven-aged forest management. *Forest Science*, 26 (4): 609-625.

Carneiro, V. M. C. 2004. *Composição florística e análise estrutural na floresta primária de terra firme da bacia do rio Cuieiras, Manaus-Am*. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. Manaus, Amazonas. 83 pp.

Carvalho, J. O. P. 1992. *Structure and dynamics of a logged over Brazilian Amazonian rainforest*. PhD Thesis, University of Oxford, Oxford, United Kingdom. 215 pp.

Carvalho, J.O.P.; Silva, J.N.M.; Lopes, J.do C.A. 2004. Growth rate a terra firme rain Forest in brazilian Amazonia over an eight-year period in response to logging. *Acta*

Amazonica, 34(2): 209-217.

Chambers, J. Q.; Higuchi, N.; Schimel, J. P. 1998. Ancient trees in Amazonia. *Nature* 391: 135-136.

Chauvel, A. 1982. Os latossolos amarelos, álicos, argilosos, dentro dos ecossistemas das bacias experimentais do INPA e da região vizinha. *Acta Amazonica*, 12(3): 47- 60.

Clark, D. A. 2004. Sources or sinks? The responses of tropical forests to current and future climate and atmospheric composition. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 359: 477-491.

Clark, D. A.; Piper, S. C.; Keeling, C. D.; Clark, D. B. 2003. Tropical rain forest tree growth and atmospheric carbon dynamics linked to interannual temperature variation during 1984-2000. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100 (10): 5852-5857.

Colpini, C.; Silva, V. S. M.; Soares, T. S.; et al. 2010. Incremento, ingresso e mortalidade em uma floresta de contato ombrófila aberta/estacional em Marcelândia, Mato Grosso. *Acta Amazonica*, 40 (3): 549-556.

Cunha, U. S.; Machado, S. A.; Filho, A. F. 2002. Avaliação de erros não-amostrais das variáveis locação (xi, yi) e diâmetro (cm) em inventários comerciais a 100% na Floresta Nacional do Tapajós, Pará. *Floresta e Ambiente*, 9(1): 26-37.

Davidson, E. A.; Araujo, A. C.; Artaxo, P.; Balch, J. K.; Brown, I. F.; Bustamante, M. M. C.; Coe, M. T.; DeFries, R. S.; Keller, M.; Longo, M.; Munger, J. W.; Schroeder, W.; Soares-Filho, B. S.; Souza Jr, C. M.; Wofsy, S. C. 2012. The Amazon basin in transition. *Nature*, 481: 321 - 328.

De Graaf, N. R. de.1986. *A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Suriname*. Wageningen: Agricultural University, 250 p.

EMBRAPA. 1997. *Curso de Manejo Florestal Sustentável*. CNPF, Curitiba, Paraná. 201 pp.

Enright, N.; Ogden, J. 1979. Applications of transition matrix models in forest dynamics: *Araucaria* in Papua New Guinea and *Nothofagus* in New Zealand. *Journal of Ecology*, 4: 3-23.

- Fearnside, P. M. 1997. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: net committed emissions. *Climatic Change* 35(3): 321-360.
- Fearnside, P. M. 2000. Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climatic Change* 46(1-2): 115-158.
- Ferreira, M. M. 2005. *Análise fitossociológica e mapeamento de árvores matrizes no Parque Fenológico da Embrapa no Distrito Agropecuário da Suframa-DAS*. Universidade do Estado do Amazonas-UEA (Monografia), Manaus, Amazonas. Páginas não numeradas.
- Ferri, M. G. 1979. *Fisiologia vegetal*. São Paulo: EDUSP, v. 1. 350 pp.
- Finegan, B.; Camacho, M. 1999. Stand dynamics in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest, 1988-1996. *Forest Ecology and Management*, 121 (3): 177-189.
- Fontes, C. G. 2012. Revelando as causas e a distribuição temporal da mortalidade arbórea em uma floresta de terra-firme na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Amazonas. 63 pp.
- Freitas, J. V. de; Higuchi, N. 1993. Projeções da distribuição diamétrica de uma floresta tropical úmida de terra firme pela Cadeia de Markov. In: Congresso Florestal Pan-Americano, 1, e Congresso Florestal Brasileiro, 7, 1993, Curitiba (PR). *Anais...* Curitiba, Paraná: SBS/SBEF. p. 545-548.
- Freitas, M. de. 2007. O Estado do Amazonas, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), políticas públicas na Amazônia e o futuro do planeta. Disponível em: <<http://www.amazonas.am.gov.br/artigos.php?cod=2>>. Acesso em: 15 jun. 2007.
- Glenday, J. 2006. Carbon storage and emissions offset potential in an East African tropical rainforest. *Forest Ecology and Management*, 235(1-3):72-83.
- Gomide, G. L. A. 1997. *Estrutura e dinâmica de crescimento de florestas tropicais primária e secundária no Estado do Amapá*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná. 179 pp.
- Greenhouse, S. W.; Geisser, S. 1959. On methods in the analysis of profile data. *Psychometrika*, 24(2): 95-111.

Higa, R. C. V.; Xaud, H. A. M.; Accioly, L. J. O.; Lima, R. M. B.; Vasconcelos, S. S.; Rodrigues, V. G. S.; Carvalho, C. J. R.; Souza, C. R.; Leonidas, F. C.; Tonini, H.; Ferraz, J. B. S.; Xaud, M. R.; Mourão Jr, M.; Costa, R. S. C. 2012. Estoque de biomassa em florestas plantadas, sistemas agroflorestais, florestas secundárias e caatinga. In: Lima, M. A. et al. [Eds.]. Estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira. Brasília, DF: Embrapa, p.105-158.

Higuchi, N. 1987. *Short-Term growth of on undisturbed tropical moist forest in the Brazilian Amazon*. PhD Thesis, Michigan State University, Michigan, United States. 129 pp.

Higuchi, N.; Carvalho Jr., J. 1994. A. fitomassa e conteúdo de carbono de espécies arbóreas da Amazônia. In: Seminário emissão x sequestro de CO₂ – uma oportunidade de negócios para o Brasil,. *Anais...* Rio de Janeiro: CVRD. p. 125-153.

Higuchi, N.; Jardim, F.C. da; Santos, J. dos; Barbosa, A. 1985. Bacia 3-Inventário Florestal Comercial. *Acta Amazonica*, 15(3-4): 327-369.

Higuchi, N. 1994. Utilização e Manejo dos Recursos Madeireiros das Florestas Tropicais Úmidas. *Acta Amazonica*, 24(3/4):275-288.

Higuchi, N.; Santos, J. dos; Ribeiro, R. J.; Freitas, J. V.; Vieira, G.; Cöic, A.; Minette, L. J. 1997. Crescimento e Incremento de uma Floresta Amazônica de Terra firme Manejada Experimentalmente In: INPA/DFID (eds.). *Biomassa e nutrientes florestais, Relatório final do projeto BIONTE*. p. 89-132.

Higuchi, N.; Santos, J.; Vieira, G.; Ribeiro, R.J.; Sakurai, S.; Ishizuka, M.; Sakai, T.; Tanaka, N.; Saito, S. 1998. Análise estrutural da floresta primária da bacia do Rio Cuieiras, ZF-2, Manaus-Am, Brasil. In: Higuchi, N.; Campos, M.A.A.; Sampaio, P.T.B.; Santos, J. dos. (eds.). *Pesquisas Florestais para a conservação da floresta e reabilitação de áreas degradadas da Amazônia*. Manaus: INPA, p. 52-81.

Higuchi, N.; Chambers, J.; Santos, J.; Ribeiro, R.J.; Pinto, A.C.M.; Silva, R. P.da; Rocha, R. de M.; Tribuzy, E. S. 2004. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia central. *Floresta*, 34(3): 295-304.

Higuchi, N.; Pereira, H. S.; Santos, J.; Lima, A. J. N.; Higuchi, F. G.; Higuchi, M. I. G.; Ayres, I. G. S. S. 2009. Governos locais amazônicos e as questões climáticas globais. Edição dos autores, 104 pp.

Higuchi, N.; Santos, J.; Lima, A. J. N.; Higuchi, F. G.; Chambers, J. Q. 2011. A floresta amazônica e a água da chuva. *Floresta*, 41(3): 427-434.

Horn, H. S. 1971. *The adaptive geometry of trees*. Princeton University Press, Princeton, N.J.

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

Hunt, C. A. G. 2009. Measuring the carbon in forest sinks. *In: Carbon sinks and climate change: forests in the fight against global warming*, University of Queensland, Australia, 236 pp.

Huynh, H.; Feldt, L. S. 1970. Conditions under which mean square ratios in repeated measurements designs have exact F-distributions. *Journal of the American Statistical Association*, 65: 1582–1589.

Huynh, H.; Feldt, L. S. 1976. Estimation of the Box correction for degrees of freedom from sample data in the randomized block and split plot designs. *Journal of Educational Statistics*, 1: 69–82.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 1999. Mapa digital temático de vegetação-Banco de dados SIPAM.

INMET. 1992. Instituto Nacional de Meteorologia. Normas Climatológicas. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. 84 p.

IPCC. 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. *Contribución del Grupo de Trabajo III al Cuarto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático*. Resumen Técnico. Disponível em <<http://www.ipcc.ch>>. Acesso em 06 dez. 2007.

Jardim, F. C. S.; Hosokawa, R. T. 1986. Estrutura da floresta equatorial úmida da Estação Experimental de Silvicultura Tropical do INPA. *Acta Amazonica*, 16/17: 411-508.

Johnson, N. E. 1976. Biological opportunities and risks associated with fast-growing plantation in the Tropics. *Journal of Forestry*. p. 206-211.

- Jonkers, W. B. J. 1987. *Vegetation structure logging damage and silviculture in a tropical rain forest in Suriname*. Wageningen: Agricultural University, Netherlands. 172 pp.
- Kilawe, E. C.; Lusambo, L. P.; Katima, J. H. Y.; Augustino, S.; Swalehe, N. O.; Lyimo, B.; Luwagila, S. 2001. Aboveground biomass equations for determination of carbon storage in plantations forests in Kilombero District, Morogoo–Tanzania. *International Forestry Review*, 3(4):317-321.
- Kohler, P.; Ditzer, T.; Ong, R. C.; Huth, A. 2001. Comparison of measured and modelled growth on permanent plots in Sabahs rain forests. *Forest Ecology and Management*, 144 (1-3): 101-111.
- Lambers, H.; Chapim III, F. S.; Pons, T. L. 1998. *Plant Physiological Ecology*. Springer-Verlag New York, USA, 299 pp.
- Lamprecht, H. 1993. *Silviculture in the tropical natural forest*. In: Pancel's, L. (Ed.). Tropical Forestry Handbook. Berlin: Springer-Verlag. p.728-810.
- Lefkovitch, L. P. 1965. The study of population growth in organisms grouped by stages. *Biometrics* 21: 1-18.
- Leslie, P. H. 1945. The use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika* 33(3): 183–212.
- Leslie, P.H. 1948. Some further notes on the use of matrices in population mathematics. *Biometrika* 35 (3–4): 213–245.
- Lewis, S. L.; Phillips, O. L.; Baker, T. R.; Lloyd, J.; Malhi, Y.; Almeida, S.; Higuchi, N.; Laurance, W. F.; Neill, D. A.; Silva, J. N. M.; Terborgh, J.; Torres Lezama, A.; Vásquez Martínez, R.; Brown, S.; Chave, J.; Kuebler, C.; Núñez Vargas, P.; Vinceti, B. 2004. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 359:421-430.
- Lieberman, D.; Lieberman, M. 1987. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, 3 (4): 347-358.
- Lima, A. J. N. L. 2010. *Avaliação de um sistema de Inventário Florestal Contínuo em áreas manejadas e não manejadas do Estado do Amazonas (AM)*. Tese de

Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, INPA/UFAM, Manaus, Amazonas, 183 pp.

Macpherson, A. J.; Carter, D. R.; Schulze, M. D.; Vidal, E.; Lentini, M. W. 2012. The sustainability of timber production from Eastern Amazonian forests. *Land Use Policy*, 29: 339-350.

Malhi, Y.; Wood, D.; Bakers, 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.; Quesadas, 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 forests. *Global Change Biology* 12:1107-1138.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2005. *Plano Nacional de Agroenergia 2006-2011*. Brasília, DF, 118 pp.

Marenco, R. A.; Lopes, N. F. 2009. Aquecimento global e a fisiologia da planta. *In: Fisiologia Vegetal: fotossíntese, respiração, relações hídricas e nutrição mineral* (Edição dos autores). 3^a. ed., Viçosa, Minas Gerais, p. 397-486.

MCT. Ministério da Ciência e Tecnologia. 2009. www.mct.gov.br. Acesso em 20/12/2009.

MCT. Ministério da Ciência e Tecnologia. 2010. Sumário de emissões antrópicas por fontes e remoções por sumidouros de gases de efeito estufa por gás. *In: Segunda Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança de Clima*. p. 139-152.

Menon, M. U.; Figueiredo Filho, A.; Watzlawick, L. F. 2010. Matriz de transição para predição da distribuição diamétrica em Floresta Ombrófila Mista na Flona de Irati (PR). *Ambiência*, 6 (2): 271-280.

Miller, S. D.; Goulden, M. L.; Hutrya, L. R.; Keller, M.; Saleska, S. R.; Wofsy, S. C.; Figueira, A. M. S.; Rocha, H. R.; Camargo, P. B. 2011. Reduced impact logging minimally alters tropical rainforest carbon and energy exchange. *Proceedings of National Academic Sciences* 108 (48): 19431-19435.

Mitchie, B.R.; Buongiorno, J. 1984. Estimation of a matrix model of forest growth from remeasured permanent plots. *Forest Ecology and Management*, 18: 127-135.

- Moser Jr., J. W. 1972. Dynamics of an uneven-aged forest stand. *Forest Science*, Bethesda, 18 (3): 184-191.
- Nabuurs, G. J.; Schelhaas, M. J. 2002. Carbon profiles of typical forest types across Europe assessed with CO₂FIX. *Ecological Indicators*, 1(3):213-223.
- Negrón-Juárez, R., Chambers, J., Guimarães, G., Zeng, H., Raupp, C.F., Marra, D., Ribeiro, G.H.P., Saatchi, S., Nelson, B., Higuchi, N., 2010. Widespread Amazon forest tree mortality from a single cross-basin squall line event. *Geophysical Research Letters*, 37: 1-5.
- Nobre, C. A. 2001. Amazônia: fonte ou sumidouro de carbono? *In: MMA. Causas e dinâmica do desmatamento na Amazônia*, Brasília, DF, p. 197-224.
- Nogueira, E. M.; Nelson, B. W.; Fearnside, P. M.; França, M. B.; Oliveira, A. C. A. de. 2008. Tree height in Brazil's "arc of deforestation": Shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. *Forest Ecology and Management* 255: 2963-2972.
- Nowak, D. J.; Crane, D. E. 2002. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*, 116:381-389.
- Oliveira, L. C. 2005. Efeito da exploração da madeira e de diferentes intensidades de desbaste sobre a dinâmica da vegetação de uma área de 136 ha na Floresta Nacional do Tapajós. Tese de Doutorado, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"/USP, Piracicaba, São Paulo, 196 pp.
- Oliveira, M. V. N.; Braz, E. M. 2006. Estudo da dinâmica da floresta manejada no projeto de manejo florestal comunitário do PC Pedro Peixoto na Amazônia Ocidental. *Acta Amazonica*, 36 (2): 177-182.
- Ometto, J. P. H. B.; Nobre, A.; Rocha, H. R.; Artaxo, P.; Martinelli, L. A. 2005. Amazonia and the modern carbon cycle: lessons learned. *Oecologia*, 143 (4): 483-500.
- Ometto, J. P. H. B.; Martinelli, L. A. 2008. Ciclos biogeoquímicos. *In: Buckeridge, M. (Ed.). Biologia & mudanças climáticas no Brasil*. São Carlos/SP: RiMa Editora, p. 29-53.
- Péllico Netto, S.; Brena, D. A. 1997. Inventário Florestal. Curitiba: Editado pelos autores. 316 pp.

Peña-Claros, M.; Fredericksen, T. S.; Alarcón, A.; Blate, G. M.; Choque, U.; Leaño, C.; Licona, J. C.; Mostacedo, B.; Pariona, W.; Villegas, Z.; Putz, F.E. 2008. Beyond reduced-impact logging: Silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. *Forest Ecology and Management* 256: 1458-1467.

Phillips, O. L.; Hall, P.; Gentry, A. H.; Sawyer, S. A.; Vásquez, R. 1994. Dynamics and species richness of tropical rain forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of United States of America*, Washington, 91 (7): 2805-2809.

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 from long-term plots. *Science* 282:439-442.

Phillips, O. L.; Baker, T. R.; Arroyo, L.; Higuchi, N.; Killeen, T. J.; Laurance, W. F.; Lewis, S. L.; Lloyd, J.; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Neill, D. A.; Núñez Vargas, P.; Silva, J. N. M.; Terborgh, J.; Vásquez Martínez, R.; Alexiades, M.; Almeida, S.; Brown, S.; Chave, J.; Comiskey, J. A.; Czimczik, C. I.; Di Fiore, A.; Erwin, T.; Kuebler, C.; Laurance, S. G.; Nascimento, H. E. M.; Olivier, J.; Palacios, W.; Patiño, S.; Pitman, N. C. A.; Quesada, C. A.; Saldias, M.; Torres Lezama, A.; Vinceti, B. 2004. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 359: 381-407.

Phillips, O. L.; Aragão, L. E. O. C.; Lewis, S. L.; Fisher, J. B.; *et al.* 2009. Drought sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science* 323: 1344-1347.

Pussinen, A.; Karjalainen, T.; Mäkipää, R.; Valsta, L.; Kellomäki, R. 2002. Forest carbon sequestration and harvests in Scots pine stand under different climate and nitrogen deposition scenarios. *Forest Ecology and Management*, 158:103-115.

Putz, F.E., Zuidema, P.A., Pinard, M.A., Boot, R.G.A., Sayer, J.A., Sheil, D., Sist, P., Vanclay, J.K., 2008. Improved tropical forest management for carbon retention. *PLOS Biology*, 6: 1368–1369.

Pyle, E. H.; Santoni, G. W.; Nascimento, H. E. M.; Huttyra, L. R.; Vieira, S.; Curran, D. J.; van Haren, J.; Saleska, S. R.; Chow, V. Y.; Camargo, P. B.; Laurance, W. F.; Wofsy, S. C. 2008. Dynamics of carbon, biomass, and structure in two Amazonian forests. *Journal of Geophysical Research*, 113: 1-20.

- RADAM, 1978. Programa de Integração Nacional. Levantamentos de Recursos Naturais. v.18 (Manaus) - Radam (projeto) DNPM, Ministério das Minas e Energia. Brasil. 626 pp.
- Regis, W. D. E. 1993. Unidades de Relevô. *In*: Caldeiron, S.S. (Eds). Recursos Naturais e Meio Ambiente: Uma visão do Brasil. Vol 1. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE. Rio de Janeiro, RJ. p.39-45.
- Richards, K.; Anderson K. 2001. The leaky sink: persistent obstacles to a forest carbon sequestration program based on individual projects. *Climate Policy*, 1(1): 41-54.
- Ritson, P.; Sochacki, S. 2002. Measurement and prediction of biomass and carbon content of *Pinus pinaster* trees in farm forestry plantations, south-western Australia. *Forest Ecology and Management*, 175(1-3):103-117.
- Rocha, R. M. 2001. Taxas de recrutamento e mortalidade da floresta de terra-firme da Bacia do Rio Cuieiras na região de Manaus-AM. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA/UFAM), Manaus, Amazonas. 49 pp.
- Rossi, L. M. B.; Koehler, H. S.; Sanquetta, C. R.; Arce, J. E. 2007. Modelagem de mortalidade em florestas naturais. *Floresta*, 37 (2): 275-291.
- Saatchi, S. S.; Houghton, R. A.; Alvalá, R. C. dos S.; Soares, J. V.; Yu, Y. 2007. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. *Global Change Biology* 13:816-837.
- Sampaio, G.; Marengo, J.; Nobre, C. 2008. A atmosfera e as mudanças climáticas. *In*: Buckeridge, M. (Ed.). Biologia & mudanças climáticas no Brasil. São Carlos/SP: RiMa Editora, p. 5-28.
- Sanquetta, C. R.; Brena, D. A.; Angelo, H.; Mendes, J. B. 1996. Matriz de transição para simulação da dinâmica de florestas naturais sob diferentes intensidades de corte. *Ciência Florestal* 6 (1): 65-78.
- Santos, J. 1996. *Análise de modelos de regressão para estimar a fitomassa da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia brasileira*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais. 121 pp.

- Schmid, S.; Thürig, E.; Kaufmann, E.; Lischke, H.; Bugmann, H. 2006. Effect of forest management on future carbon pools and fluxes: a model comparison. *Forest Ecology and Management*, 237:65-82.
- Schwartz, G.; Peña-Claros, M.; Lopes, J. C. A.; Mohren, G. M. J.; Kanashiro, M. 2012. Mid-term effects of reduced-impact logging on the regeneration of seven tree commercial species in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 274: 116-125.
- Seidl, R.; Rammer, W.; Jäger, D., Currie, W. S.; Lexer, M. J. 2007. Assessing trade-offs between carbon sequestration and timber production within a framework of multi-purpose forestry in Austria. *Forest Ecology and Management*, 248(1-2):64-79.
- Sheil, D., Burslem, D. F. R. P.; Alder, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology*, 83: 331-333.
- Sierra, C. A.; Valle, J. I. del; Orrego, S. A.; Moreno, F.H.; Harmon, M.E.; Zapata, M.; Colorado, G.J.; Herrera, M.A.; Lara, W.; Restrepo, D.E.; Berrouet, L.M.; Loaiza, L.M.; Benjumea, J.F. 2007. Total carbon stocks in a tropical forest landscape of the Porce region, Colombia. *Forest Ecology and Management*, 243(2-3):299-309.
- Silva, C. A.; Machado, P. L. O de A. 2000. *Sequestro e emissão de carbono em ecossistemas agrícolas – estratégias para o aumento dos estoques de matéria orgânica em solos tropicais*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos (Série Documentos n. 19). 23 pp.
- Silva, E. J. V. 2004. Dinâmica de florestas manejadas e sob exploração convencional na Amazônia Oriental. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos/SP. 171 pp.
- Silva, J. N. M. 1989. *The behavior of the tropical rain forest of the Brazilian Amazon after logging*. PhD Thesis, University of Oxford, Oxford, United Kingdom, 303 pp.
- Silva, J. N. M.; Lopes, J. C. A. 1984. *Inventário florestal contínuo em florestas tropicais: a metodologia utilizada pela Embrapa-Cpatu na Amazônia Brasileira*. Belém/PA (Embrapa-Cpatu, Documentos 36), 36 p.
- Silva, J. N. M., Carvalho, J. O. P., Lopes, J. C. A., Almeida, B. F., Costa, D. H. M., Oliveira, L. C., Vanclay, J. K. e Skovsgaard, J. P. 1995. Growth and yield of a tropical

rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecology and Management*, 71: 267-274.

Silva, J. N. M.; de Carvalho, J. O. P.; Lopes, J. C. A.; de Oliveira, R. P., de Oliveira, L. C. 1996. Growth and yield studies in the Tapajós region, Central Brazilian Amazon. *Commonwealth Forestry Review*, 75(4):325–329.

Silva, J.N.M.; Silva, S.M.A. da; Costa, D.H.M.; Baima, A.M.V.; Oliveira, L.C de; Carvalho, J.O.P. de; Lopes, J.do C.A. 2001 Crescimento, mortalidade e recrutamento em florestas de terra firme da Amazônia Oriental: observações nas regiões do Tapajós e Jarí. In: Silva, J.N.M.; Carvalho, J.O.P. de; Yared, J.A.G.(Eds). A silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do projeto Embrapa/DFID. Belém: Embrapa Amazônia Oriental: DFID. P. 291-308.

Silva, J. N. M.; Lopes, J. C. A.; Oliveira, L. C.; Silva, S. M. A.; Carvalho, J. O. P.; Costa, D. H. M.; Melo, M. S.; Tavares, M. J. M. 2005. *Diretrizes simplificadas para instalação e medição de parcelas permanentes em florestas naturais da Amazônia Brasileira*. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 68 p.

Silva, K. E. da; Matos, F. D. de A.; Ferreira, M. M. 2008. Composição florística e fitossociologia de espécies arbóreas do Parque Fenológico da Embrapa Amazônia Ocidental. *Acta Amazonica*, 38(2):213-222.

Silva, K. E. ; Martins, S. V.; Ribeiro, C. A. A. S.; Santos, N. T.; Azevedo, C. P.; Matos, F. D. A.; Amaral, I. L. 2011. Floristic composition and similarity of 15 hectares in Central Amazon, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 59: 1927-1938.

Silva, R. P. 2007. *Alometria, estoque e dinâmica da biomassa de florestas primárias e secundárias na região de Manaus (AM)*. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA/UFAM), Manaus, Amazonas, 152 pp.

Soares, C. P. B.; Demolinari, R. A.; Leite, H. G.; Souza, A. L. 2009. Predição do crescimento em povoamentos clonais de eucalipto não desbastados utilizando matrizes de transição não estacionárias. *Revista Árvore* 33 (5): 831-840.

Solomon, D. S.; Hosmer, R. A.; Hayslett Jr., H. T. 1986. A forest two-stage matrix model for predicting growth of forest stands in the northeast. *Canadian Journal of Forest Research*. 16: 521-508.

- Souza, A. L. 1989. *Análise multivariada para manejo de florestas naturais: alternativas de produção sustentada de madeira para serraria*. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná. 245 pp.
- Souza, A. L.; Jardim, F. C. S. 1993. *Sistemas silviculturais aplicados às florestas tropicais*. Universidade Federal de Viçosa/SIF, Viçosa, Minas Gerais. (Documento SIF, 8). 126 pp.
- Swaine, M. D.; Lieberman, D.; Putz, F. E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest. *Journal of Tropical Ecology*, 3(4):285-289.
- Tapia-Coral, S. C.; Luizão, F. J.; Wandelli, E. V. 1999. Macrofauna da liteira em sistemas agroflorestais sobre pastagens abandonadas na Amazônia Central. *Acta Amazonica*, 29(3):477-495.
- Teixeira, L. M.; Chambers, J. Q.; Silva, A. R.; Lima, A. J. N.; Carneiro, V. M. C.; Santos, J. Higuchi, N. 2007. Projeção da dinâmica da floresta natural de terra-firme, região de Manaus-AM, com o uso da cadeia de transição probabilística de Markov. *Acta Amazonica*, 37 (3): 377-384.
- Usher, M. B. 1966. A matrix approach to the management of renewable resources, with special reference to selection forests. *Journal Applied Ecology*, 3: 355-65.
- Valentine, H. T.; Furnival, G. M. 1989. Projections with ingrowth by Markov Chains. *Forest Science*, 35 (1): 245-250.
- Valle, D.; Silva, E. J. V.; Eldik, T. V.; Silva, V. S. de M.; Reis, Q. 2006. Áreas prioritárias para instalação de novas parcelas permanentes na Amazônia brasileira. Anais: Seminário Dinâmica de Florestas Tropicais. Belém, PA. CD-ROM.
- Valle, D.; Phillips, P.; Vidal, E.; Schulze, M.; Grogan, J.; Sales, M.; van Gardingen, P. 2007. Adaptation of a spatially explicit individual tree-based growth and yield model and long-term comparison between reduced-impact and conventional logging in eastern Amazonia, Brazil. *Forest Ecology and Management* 243: 187-198.
- Vanclay, J.K. 1991. Data requirements for developing growth models for tropical moist forests. *Commonwealth Forestry Review*, 70:248-271.
- Vanclay, J.K. 1994. *Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forests*. CAB International, U.K. 312p.

Vasconcelos, S. S.; Higuchi, N.; Oliveira, M. V. N. 2009. Projeção da distribuição diamétrica de uma floresta explorada seletivamente na Amazônia Ocidental. *Acta Amazonica* 39 (1): 71-80.

Von Ende, C. N. 2001. Repeated-Measures Analysis: Growth and Other Time-Dependent Measures. *In: Scheiner, S. M.; Gurevitch, J. (Eds). Design and Analysis of Ecological Experiments.* Oxford University Press. p. 134 – 157.

Whitmore, T. C. 1996. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestion for further enquiry. *In: The ecology of tropical forest tree seedlings* (M.D. Swaine, ed.). Unesco, Paris, p.3-39.

Whitmore, T. C. 2007. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. *In: Laurance, W. F.; Bierregaard Jr, R. O. (Eds) Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities.* University of Chicago Press, p 3-12.

Woodbury, P. B.; Smith, J. E.; Heath, L. S. 2007. Carbon sequestration in the U.S. forest sector from 1990 to 2010. *Forest Ecology and Management*, 241:14-27.

APÊNDICE A

Lista de espécies arbóreas identificadas nas florestas avaliadas.

ESPÉCIE	FAMÍLIA	NOME VULGAR
<i>Abarema cochleata</i> (Willd.) Barneby & J.W. Grimes	Fabaceae-Mimosoideae	
<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	Fabaceae- Mimosoideae	fava amarela
<i>Abarema</i> sp.	Fabaceae- Mimosoideae	fava
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook. f.	Opiliaceae	pau marfim
<i>Albertia edulis</i> A. Rich.	Rubiaceae	puruzinho
<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	Euphorbiaceae	supiarana
<i>Ambelania acida</i> Aubl.	Apocynaceae	pepino doce
<i>Ambelania duckei</i> Markgr.	Apocynaceae	pepino da mata
<i>Ampelocera edentula</i> Kuhlm.	Ulmaceae	envira iodo
<i>Amphirrhox longifolia</i> Spreng.	Violaceae	
<i>Anacampta</i> sp.	Apocynaceae	sorva brava
<i>Anacardium parvifolium</i> Ducke	Anacardiaceae	cajuí, cajuí folha miúda
<i>Anacardium spruceanum</i> Benth ex Engl.	Anacardiaceae	cajuí folha grande
<i>Andira micrantha</i> Ducke	Fabaceae-Faboideae	sucupira
<i>Andira parviflora</i> Ducke	Fabaceae-Faboideae	sucupira vermelha
<i>Andira trifoliolata</i> Ducke	Fabaceae-Faboideae	sucupira chorona
<i>Aniba canelilla</i> (Kunth) Mez	Lauraceae	preciosa
<i>Aniba hostmanniana</i> (Nees) Mez	Lauraceae	louro amarelo
<i>Aniba megaphylla</i> Mez	Lauraceae	louro branco
<i>Aniba riparia</i> (Nees) Mez	Lauraceae	louro ferro
<i>Aniba rosaeodora</i> Ducke	Lauraceae	louro rosa
<i>Anisophyllea manausensis</i> Pires & W.A. Rodrigues	Anisophylleacea	pau canela
<i>Annona ambotay</i> Aubl.	Annonaceae	envira fedorenta
<i>Aparisthmium cordatum</i> (A. Juss.) Baill.	Euphorbiaceae	marmelo
<i>Apeiba echinata</i> Gaertn.	Malvaceae	envira pente de macaco
<i>Aspidosperma album</i> (Vahl) Benoist ex Pichon	Apocynaceae	marfim de leite, piquiá marfim
<i>Aspidosperma marcgravianum</i> Woodson	Apocynaceae	carapanaúba, carapanaúba amarela, paracanaúba
<i>Astronium lecointei</i> Ducke	Anacardiaceae	muiracatiara
<i>Bixa orellana</i> L.	Bixaceae	urucu bravo
<i>Bocageopsis multiflora</i> (Mart.) R.E.Fr.	Annonaceae	envira surucucu
<i>Bocoa alterna</i> (Benth.) R.S.Cowan	Fabaceae Faboideae	muirajibóia branca

<i>Bocoa viridiflora</i> (Ducke) R.S.Cowan	Fabaceae-Faboideae	muirajibóia preta
<i>Brosimum acutifolium</i> subsp. <i>interjectum</i> C.C. Berg	Moraceae	murure
<i>Brosimum lactescens</i> (S. Moore) C.C. Berg.	Moraceae	leiteira
<i>Brosimum parinarioides</i> Ducke	Moraceae	amapá doce
<i>Brosimum potabile</i> Ducke	Moraceae	fruto doce
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	Moraceae	pau rainha
<i>Brosimum</i> sp.	Moraceae	paima
<i>Brosimum utile</i> (Kunth) Pittier ssp. <i>ovatifolium</i> (Ducke) C.C.Berg.	Moraceae	amapá roxo
<i>Buchenavia grandis</i> Ducke	Combretaceae	tanimbuca
<i>Buchenavia parvifolia</i> Ducke	Combretaceae	tanimbuca folha miúda
<i>Byrsonima crispa</i> A. Juss.	Malpighiaceae	falso murici, murici
<i>Byrsonima duckeana</i> W.R. Anderson	Malpighiaceae	murici, falso murici
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Meliaceae	andiroba
<i>Carapa procera</i> DC.	Meliaceae	andirobinha
<i>Cariniana micrantha</i> Ducke	Lecythidaceae	tauari casca vermelha
<i>Cariniana</i> sp.	Lecythidaceae	castanha de macaco
<i>Caryocar pallidum</i> A.C. Sm.	Caryocaraceae	piquiarana
<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers.	Caryocaraceae	piquiá
<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	Salicaceae	piabinha, piabinha amarela
<i>Cecropia concolor</i> Willd.	Urticaceae	embaúba branca
<i>Cecropia distachya</i> Huber	Urticaceae	
<i>Cecropia purpurascens</i> C.C. Berg	Urticaceae	embaúba roxa
<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	Urticaceae	embaúba gigante
<i>Cecropia</i> sp.	Urticaceae	embaúba
<i>Cecropia ulei</i> Snethl	Urticaceae	embaúba prateada
<i>Chimarrhis barbata</i> (Ducke) Bremek	Rubiaceae	pau amarelo
<i>Chimarrhis duckeana</i> Delprete	Rubiaceae	canela de velho, pau canela de velho
<i>Chimarrhis</i> sp.	Rubiaceae	figo bravo
<i>Chomelia estrellana</i> Mull.Arg.	Rubiaceae	
<i>Chrysophyllum colombianum</i> (Aubrév.) T.D.Penn.	Sapotaceae	
<i>Chrysophyllum sanguinolentum</i> (Pierre) Baehni	Sapotaceae	ucuquirana

<i>Chrysophyllum sparsiflorum</i> Klotzsch ex Miq.	Sapotaceae	abiurana sabiá
<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	Moraceae	guariúba
<i>Conceveiba guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	supiá
<i>Conceveiba martiana</i> Baill.	Euphorbiaceae	araueiria
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Caesalpiniaceae	copaíba
<i>Cordia</i> sp.	Boraginaceae	freijó, freijó branco
<i>Corythophora rimosa</i> W.A.Rodrigues	Lecythidaceae	castanha jacaré
<i>Couepia bracteosa</i> Benth.	Chrysobalanaceae	pajurá
<i>Couepia canomensis</i> (Mart.) Benth. ex Hook.f.	Chrysobalanaceae	caraiperana
<i>Couepia longipendula</i> Pilg.	Chrysobalanaceae	castanha de galinha
<i>Couepia robusta</i> Huber	Chrysobalanaceae	mari bravo
<i>Couma macrocarpa</i> Barb. Rodr.	Apocynaceae	sorva grande, sorvão
<i>Couma</i> sp.	Apocynaceae	sorva da mata
<i>Couma utilis</i> (Mart.) Müll. Arg.	Apocynaceae	sorva
<i>Couratari asterophora</i> Rizzini	Lecythidaceae	ripeiro vermelho
<i>Couratari guianensis</i> Aubl.	Lecythidaceae	tauari folha peluda, tauari peludo
<i>Couratari</i> sp.	Lecythidaceae	tauari branco, tauari vermelho
<i>Couratari alta</i> Kunth.	Lecythidaceae	tauari
<i>Couratari stellata</i> A.C. Sm.	Lecythidaceae	tauari
<i>Croton cajucara</i> Benth.	Euphorbiaceae	sacaca brava
<i>Croton draconoides</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae	
<i>Croton lanjouwensis</i> Jabl.	Euphorbiaceae	dima
<i>Cymbopetalum amazonicum</i> N.A.Murray	Annonaceae	
<i>Dialium guianense</i> Steud.	Fabaceae- Caesalpinioideae	jutaí cica
<i>Dinizia excelsa</i> Ducke	Fabaceae- Mimosoideae	angelim pedra
<i>Diploptropis rodriguesii</i> H.C. Lima	Fabaceae-Faboideae	sucupira preta
<i>Dipteryx magnifica</i> Ducke	Fabaceae-Faboideae	cumaru roxo, cumarurana do baixio
<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.	Fabaceae-Faboideae	cumaru
<i>Dipteryx polyphylla</i> Huber	Fabaceae-Faboideae	cumarurana
<i>Dipteryx punctata</i> (S.F. Blake) Amshoff	Fabaceae-Faboideae	cumaru amarelo
<i>Dipteryx</i> sp.	Fabaceae-Faboideae	cumaru do baixio
<i>Distomovita brasiliensis</i> D' Arcy	Clusiaceae	sapateiro
<i>Drypetes variabilis</i> Uittien	Putranjivaceae	vassoureiro
<i>Duckeodendron cestroides</i> Kuhlmann	Solanaceae	pupunharana

<i>Duckesia verrucosa</i> (Ducke) Cuatrec.	Humiriaceae	uxi coco, uxi coroa
<i>Duguetia arenicola</i> Maas	Annonaceae	envira
<i>Duguetia pycnastera</i> Sandwith	Annonaceae	envira vermelha
<i>Duguetia surinamensis</i> R.E. Fr.	Annonaceae	envira folha fina
<i>Duroia fusifera</i> Hook. f. ex K. Schum.	Rubiaceae	puruí
<i>Duroia saccifera</i> (Mart. Ex Roem. & Schult.) Hook. f. ex K. Schumann	Rubiaceae	puruí peludo
<i>Ecclinusa guianensis</i> Eyma	Sapotaceae	abiurana bacuri
<i>Emmotum acuminatum</i> Miers	Icacinaceae	mari bravo
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	Icacinaceae	muiraximbé
<i>Endopleura uchi</i> (Huber) Cuatrec.	Humiriaceae	uxi amarelo
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	Fabaceae-Mimosoideae	sucupira amarela
<i>Eperua duckeana</i> R.S. Cowan	Fabaceae- Caesalpinioideae	muirapiranga amarela, muirapiranga folha miúda
<i>Eperua glabriflora</i> (Ducke) R.S.Cowan	Fabaceae- Caesalpinioideae	muirapiranga, muirapiranga folha grande
<i>Erisma bicolor</i> Ducke	Vochysiaceae	Maueira, quaruba
<i>Erisma bracteosum</i> Ducke	Vochysiaceae	
<i>Erythroxylum amplum</i> Benth.	Erythroxylaceae	pimenta da mata, pimenta de nambu
<i>Eschweilera atropetiolata</i> S.A. Mori	Lecythidaceae	matamatá vermelho, castanha vermelha
<i>Eschweilera collina</i> Eyma	Lecythidaceae	ripeiro branco
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A. Mori	Lecythidaceae	matamatá amarelo
<i>Eschweilera grandiflora</i> (Aubl.) Sandwith	Lecythidaceae	matamatá rosa
<i>Eschweilera rhododendrifolia</i> (R. Knuth) A.C. Sm.	Lecythidaceae	castanharana folha grande
<i>Eschweilera romeu-cardosoi</i> S.A. Mori	Lecythidaceae	ripeiro preto
<i>Eschweilera</i> sp.	Lecythidaceae	ripeiro amarelo
<i>Eschweilera truncata</i> A.C. Sm.	Lecythidaceae	matamatá preto, corrupião
<i>Eschweilera wachenheimii</i> (Benoist) Sandwith	Lecythidaceae	matamatá mirim
<i>Eugenia diplocampta</i> Diels	Myrtaceae	araçá
<i>Eugenia patrisii</i> Vahl	Myrtaceae	

<i>Ferdinandusa elliptica</i> (Pohl.) Pohl.	Rubiaceae	café bravo
<i>Ferdinandusa hirsuta</i> Standl.	Rubiaceae	
<i>Ficus gomelleira</i> Kunth & C.D. Bouché	Moraceae	apuí preto
<i>Fusaea longifolia</i> (Aubl.) Saff.	Annonaceae	envira pimenta
<i>Geissospermum argenteum</i> Woodson	Apocynaceae	acariguara branca
<i>Geissospermum urceolatum</i> A.H. Gentry	Apocynaceae	
<i>Glycoxylon pedicellatum</i> Ducke	Sapotaceae	jaraí
<i>Glycydendron amazonicum</i> Ducke	Euphorbiaceae	castanha de porco
<i>Goupia glabra</i> Aubl.	Goupiaceae	cupiúba
<i>Guarea</i> sp.	Meliaceae	gitó
<i>Guatteria olivacea</i> R.E. Fr.	Annonaceae	envira fofa
<i>Guatteria poeppigiana</i> Mart.	Annonaceae	envira amargosa
<i>Guatteria</i> sp.	Annonaceae	envira, envira cauliflora
<i>Gustavia elliptica</i> S.A. Mori	Lecythidaceae	mucurão
<i>Heisteria acuminata</i> (Humb. & Bonpl.) Engl.	Olacaceae	itaubarana
<i>Helianthostylis sprucei</i> Baill.	Moraceae	falsa rainha
<i>Helicostylis scabra</i> (J.F. Macbr.) C.C. Berg	Moraceae	inharé
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Planch. & Endl.) Rusby	Moraceae	pama branca
<i>Helicostylis turbinata</i> C.C. Berg	Moraceae	
<i>Hevea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	seringa vermelha
<i>Hymatanthus sucuba</i> (Spruce) Woodson	Apocynaceae	sucuba
<i>Hymeneia parvifolia</i> Huber	Fabaceae- Caesalpinioideae	jutaí, jutaí mirim
<i>Hymenolobium sericeum</i> Ducke	Fabaceae-Faboideae	angelim da mata
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	Fabaceae- Mimosoideae	ingá
<i>Inga capitata</i> Desv.	Fabaceae-Mimosoideae	ingá facão
<i>Inga cordatoalata</i> Ducke	Fabaceae- Mimosoideae	inga branca
<i>Inga gracilifolia</i> Ducke	Fabaceae- Mimosoideae	ingá copaíba
<i>Inga grandiflora</i> Ducke	Fabaceae-Mimosoideae	ingá
<i>Inga huberi</i> Ducke	Fabaceae-Mimosoideae	
<i>Inga lateriflora</i> Miq.	Fabaceae-Mimosoideae	
<i>Inga obidensis</i> Ducke	Fabaceae- Mimosoideae	ingá vermelho, ingaí
<i>Inga paraensis</i> Ducke	Fabaceae-Mimosoideae	
<i>Inga pezizifera</i> Benth.	Fabaceae-Mimosoideae	
<i>Inga rubiginosa</i> (Rich.) DC.	Fabaceae-Mimosoideae	
<i>Inga stipularis</i> DC.	Fabaceae- Mimosoideae	ingá ferro
<i>Inga suberosa</i> T.D.Penn.	Fabaceae- Mimosoideae	ingá peludo

<i>Inga thibaudiana</i> D.C. ssp. <i>Thibaudiana</i>	Fabaceae-Mimosoideae	
<i>Inga umbratica</i> Poepp. & Endl.	Fabaceae-Mimosoideae	ingá
<i>Iryanthera coriacea</i> Ducke	Myristicaceae	ucuúba puna
<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	Myristicaceae	ucuúbarana, ucuúba cauliflora, ucuúba da mata
<i>Iryanthera laevis</i> Markgr.	Myristicaceae	ucuúba punã
<i>Iryanthera ulei</i> Warb.	Myristicaceae	
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don.	Bignoniaceae	caroba
<i>Kotchubaea sericantha</i> Standl.	Rubiaceae	
<i>Lacunaria jenmani</i> (Oliv.) Ducke	Quiinaceae	papo de mutum
<i>Lecythis barnebyi</i> S.A. Mori	Lecythidaceae	castanha jarana folha grande
<i>Lecythis chartacea</i> O.Berg	Lecythidaceae	jarana mirim
<i>Lecythis gracieana</i> S.A. Mori	Lecythidaceae	castanha jarana folha miúda
<i>Lecythis poiteaui</i> O. Berg.	Lecythidaceae	castanha jarana amarela
<i>Lecythis prancei</i> S.A. Mori	Lecythidaceae	jarana, castanha jarana
<i>Lecythis usitata</i> Miers	Lecythidaceae	castanha sapucaia
<i>Licania adolphoduckei</i> Prance	Chrysobalanaceae	macucu peludo
<i>Licania aperta</i> Benth.	Chrysobalanaceae	caraipé
<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	Chrysobalanaceae	macucu fofo
<i>Licania laevigata</i> Prance	Chrysobalanaceae	macucu murici
<i>Licania latifolia</i> Benth. ex Hook. f.	Chrysobalanaceae	macucu de sangue
<i>Licania macrophylla</i> Benth.	Chrysobalanaceae	
<i>Licania micrantha</i> Miq.	Chrysobalanaceae	pajurazinho
<i>Licania oblongifolia</i> Standl.	Chrysobalanaceae	macucu, macucu chiador, macucu folha fina
<i>Licania</i> sp.	Chrysobalanaceae	marirana, macucu farinha seca
<i>Licaria cannella</i> (Meissn.) Kosterm.	Lauraceae	louro pirarucu
<i>Licaria guianensis</i> Aubl.	Lauraceae	louro aritu
<i>Licaria</i> sp.	Lauraceae	louro fofo
<i>Lueheopsis rosea</i> (Ducke) Burret	Malvaceae	urucurana cacau
<i>Mabea</i> sp.	Euphorbiaceae	taquari branco
<i>Mabea subsessilis</i> Pax & K. Hoffm.	Euphorbiaceae	taquari vermelho
<i>Macrobium angustifolium</i> (Benth.) R.S. Cowan	Fabaceae- Caesalpinioideae	ingá roxa
<i>Macrobium limbatum</i> Spruce	Fabaceae- Caesalpinioideae	ingarana

ex Benth.		
<i>Manilkara amazonica</i> (Huber) Standl.	Sapotaceae	maparajuba
<i>Manilkara bidentata</i> (A. DC.) A. Chev.	Sapotaceae	massaranduba, balata
<i>Manilkara huberi</i> (Ducke) A. Chev.	Sapotaceae	
<i>Marlierea caudata</i> McVaugh	Myrtaceae	araçá da mata
<i>Matayba</i> sp.	Sapindaceae	breu pitomba
<i>Maytenus guyanensis</i> Klotzsch	Celastraceae	chichuá
<i>Mezilaurus itauba</i> (Meissn.) Taub. ex Mez	Lauraceae	itaúba
<i>Miconia elaeagnoides</i> Cogn.	Melastomataceae	orelha de burro
<i>Miconia phanerostila</i> Pilg.	Melastomataceae	
<i>Miconia regelii</i> Cogn.	Melastomataceae	buchuchu, tinteira
<i>Miconia</i> sp.	Melastomataceae	buchuchu vermelho
<i>Micrandra siphonioides</i> Benth.	Euphorbiaceae	seringarana
<i>Micrandropsis scleroxylon</i> (W.A. Rodrigues) W.A. Rodrigues	Euphorbiaceae	piãozinho
<i>Micropholis cylindrocarpa</i> (Poepp.) Pierre	Sapotaceae	
<i>Micropholis guyanensis</i> subsp. <i>duckeana</i> (Baehni) T.D. Penn	Sapotaceae	rosada brava, abiurana roxa
<i>Micropholis</i> sp.	Sapotaceae	abiurana de guariba, rosadinha
<i>Micropholis trunciflora</i> Ducke	Sapotaceae	abiurana cauliflora, chiclete bravo
<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.	Olacaceae	acariquara roxa
<i>Mouriri angulicosta</i> Morley	Melastomataceae	muiráuba, muiráuba preta
<i>Mouriri cauliflora</i> Mart. ex DC.	Melastomataceae	mamãozinho (mamozinho)
<i>Myrcia magnifolia</i> (O. Berg) Kiaersk.	Myrtaceae	casca fina
<i>Myrcia paivae</i> O. Berg	Myrtaceae	goiabinha
<i>Naucleopsis caloneura</i> (Huber) Ducke	Moraceae	muiratinga
<i>Neea oppositifolia</i> Ruiz & Pav.	Nyctaginaceae	joão mole
<i>Ocotea amazonica</i> (Meissn.) Mez	Lauraceae	
<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez	Lauraceae	louro preto
<i>Ocotea cinerea</i> van der Werff	Lauraceae	louro preto
<i>Ocotea cymbarum</i> Kunth	Lauraceae	louro inhamuí, louro mamuí
<i>Ocotea</i> sp.	Lauraceae	louro
<i>Ocotea tabacifolia</i> (Meisn.)	Lauraceae	

Rohwer		
<i>Ormosia grossa</i> Rudd	Fabaceae-Faboideae	tento
<i>Osteophloeum platyspermum</i> (Spruce ex A.DC.) Warb.	Myristicaceae	ucuúba branca
<i>Palicourea corymbifera</i> (Müll. Arg.) Standl.	Rubiaceae	taboquinha, taquinha
<i>Paramachaerium ormosioides</i> (Ducke) Ducke	Fabaceae-Faboideae	mututi
<i>Parkia decussata</i> Ducke	Fabaceae- Mimosoideae	fava arara tucupi
<i>Parkia multijuga</i> Benth.	Fabaceae- Mimosoideae	fava parkia, fava rabo de arara, faveira
<i>Parkia nitida</i> Miq.	Fabaceae- Mimosoideae	fava bengué
<i>Parkia panurensis</i> Spruce ex H.C.Hopkins	Fabaceae-Mimosoideae	faveira
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. Ex Walp.	Fabaceae- Mimosoideae	visgueiro
<i>Pausandra macropetala</i> Ducke	Euphorbiaceae	pau sandra
<i>Peltogyne paniculata</i> Benth.	Fabaceae- Caesalpinioideae	escorrega macaco, mulateiro
<i>Pera heteranthera</i> (Schrank) I.M. Johnst.	Peraceae	pera
<i>Piptadenia suaveolens</i> Miq.	Fabaceae- Mimosoideae	fava folha fina, faveira folha fina
<i>Pithecellobium elegans</i> Ducke	Fabaceae- Mimosoideae	fava vermelha
<i>Pithecellobium racemosum</i> Ducke	Fabaceae- Mimosoideae	angelim vermelho
<i>Platonia insignis</i> Mart.	Clusiaceae	bacuri
<i>Platymiscium duckei</i> Huber	Fabaceae-Faboideae	macacaúba
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	Peraceae	amarelinho
<i>Porocystis toulicioides</i> Radlk.	Sapindaceae	
<i>Pouroma guianensis</i> Aubl.	Urticaceae	itaubarana
<i>Pourouma minor</i> Benoist	Urticaceae	torém
<i>Pourouma myrmecophila</i> Ducke	Urticaceae	embaubarana
<i>Pourouma tomentosa</i> Mart. Ex Miq. ssp. <i>tomentosa</i>	Urticaceae	
<i>Pourouma villosa</i> Trécul	Urticaceae	embaúba branca, embaúba bengue
<i>Pouteria ambelaniifolia</i> (Sandwith) T.D.Penn.	Sapotaceae	batinga
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	Sapotaceae	abiurana abiu
<i>Pouteria durlandii</i> (Standl.) Baehni	Sapotaceae	
<i>Pouteria eugeniifolia</i> (Pierre) Baehni	Sapotaceae	abiurana batinga

<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	Sapotaceae	abiurana ferro
<i>Pouteria laurifolia</i> (Gomes) Radlk.	Sapotaceae	abiurana casca fina
<i>Pouteria manaosensis</i> (Aubrév. & Pellegrin) T.D.Penn.	Sapotaceae	cutitiriba pelada
<i>Pouteria minima</i> T.D.Penn.	Sapotaceae	abiurana
<i>Pouteria oblanceolata</i> Pires	Sapotaceae	abiurana branca, abiurana fedorenta
<i>Pouteria peruviana</i> (Aubrév.) Bernardi	Sapotaceae	abiurana folha peluda, abiurana folha amarela
<i>Pouteria petiolata</i> T.D. Penn.	Sapotaceae	abiurana cutité, abiurana de cutia
<i>Pouteria platyphylla</i> (A.C.Sm.) Baehni	Sapotaceae	abiurana vermelha
<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	Sapotaceae	abiurana casca grossa
<i>Pouteria</i> sp.	Sapotaceae	abiurana do baixio, caramuri
<i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehni ssp. <i>amazonica</i> T.D.Penn.	Sapotaceae	abiurana olho de veado
<i>Pradosia cochlearia</i> (Lecomte) T.D.Penn	Sapotaceae	casca doce
<i>Protium altsonii</i> Sandwith	Burseraceae	breu branco
<i>Protium amazonicum</i> (Cuatrec.)	Burseraceae	breu
<i>Protium divaricatum</i> Engl.	Burseraceae	breu
<i>Protium grandifolium</i> Engl.	Burseraceae	
<i>Protium hebetatum</i> D. C. Daly	Burseraceae	breu vermelho
<i>Protium heptaphyllum</i> subsp. <i>ulei</i> (Swart) D.C. Daly	Burseraceae	breu branco
<i>Protium opacum</i> Swart subsp. <i>opacum</i>	Burseraceae	
<i>Protium pallidum</i> Cuatrec.	Burseraceae	
<i>Protium pilosissimum</i> Engl.	Burseraceae	breu peludo
<i>Protium rubrum</i> Cuatrec.	Burseraceae	breu preto
<i>Protium strumosum</i> Daly	Burseraceae	
<i>Protium subserratum</i> (Engl.) Engl.	Burseraceae	breu de leite
<i>Protium tenuifolium</i> (Engl.) Engl.	Burseraceae	
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Rosaceae	coração de negro
<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart. & Zucc.) Dugand	Malvaceae	munguba
<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J.F. Macbr.	Moraceae	pama caucho
<i>Pseudoxandra coriacea</i> R.E.	Annonaceae	envira taripucu

Fr.		
<i>Psidium araca</i> Raddi	Myrtaceae	araçá bravo
<i>Pterocarpus officinalis</i> Jacq.	Fabaceae-Faboideae	
<i>Ptychopetalum olacoides</i> Benth.	Olacaceae	castanha de cutia, muirapuama
<i>Qualea acuminata</i> Spruce ex Warm.	Vochysiaceae	mandioqueira lisa
<i>Qualea albiflora</i> Warm.	Vochysiaceae	mandioqueira áspera
<i>Qualea paraensis</i> Ducke	Vochysiaceae	mandioqueira, mandioqueira preta
<i>Rhodostemonodaphne grandis</i> (Mez) Rohwer	Lauraceae	
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	Violaceae	falsa cupiúba
<i>Rinorea racemosa</i> (Mart.) Kuntze	Violaceae	branquinha
<i>Rollinia insignis</i> var. <i>pallida</i> R.E. Fr.	Annonaceae	envira bobo
<i>Roucheria punctata</i> (Ducke) Ducke	Linaceae	azeitona da mata
<i>Ruizterania cassiquiarensis</i> (Spruce ex Warm.) Marc.-Berti	Vochysiaceae	quaruba branca
<i>Sacoglottis matogrossensis</i> Aubl.	Humiriaceae	uxi de morcego
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin	Araliaceae	morototó
<i>Sclerolobium chrysophyllum</i> Poepp. & Endl.	Fabaceae- Caesalpinioideae	
<i>Sclerolobium helanocarpus</i> Ducke	Fabaceae- Caesalpinioideae	tachi vermelho
<i>Sclerolobium setiferum</i> Ducke	Fabaceae- Caesalpinioideae	
<i>Scleronema micranthum</i> (Ducke) Ducke	Malvaceae	cardeiro
<i>Scleronema praecox</i> (Ducke) Ducke	Malvaceae	castanha de paca
<i>Sextonia rubra</i> (Mez) van der Werff	Lauraceae	louro gamela
<i>Simaba cedron</i> Planch.	Simaroubaceae	serve para tudo
<i>Simaba polyphylla</i> (Cavalcante) W.W. Thomas	Simaroubaceae	marupá roxo
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Simaroubaceae	marupá
<i>Siparuna amazonica</i> Mart. Ex A. DC.	Monimiaceae	capitiu folha miúda
<i>Siparuna decipiens</i> (Tul.) A.DC.	Siparunaceae	acariguara branca
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Monimiaceae	capitiu folha grande
<i>Siparuna reginae</i> (Tul.) A.DC.	Siparunaceae	negramina

<i>Siparuna</i> sp.	Monimiaceae	capitiu
<i>Sloanea excelsa</i> Ducke	Elaeocarpaceae	urucurana
<i>Sloanea pubescens</i> Benth.	Elaeocarpaceae	urucurana vermelha
<i>Sloanea synandra</i> Spruce ex Benth.	Elaeocarpaceae	
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	Moraceae	jaca brava
<i>Sterculia pruriens</i> (Aubl.) K.Schum.	Malvaceae	achichá
<i>Stryphnodendron guianense</i> (Aubl.) Benth.	Fabaceae- Mimosoideae	fava camuzé
<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	Fabaceae- Mimosoideae	fava fofa
<i>Stryphnodendron</i> sp.	Fabaceae- Mimosoideae	ingá de arara
<i>Swartzia corrugata</i> Benth.	Fabaceae-Faboideae	coração de negro
<i>Swartzia cuspidata</i> Spruce ex Benth.	Fabaceae-Faboideae	jiboinha
<i>Swartzia polyphylla</i> DC.	Fabaceae-Faboideae	paracutaca de terra firme
<i>Swartzia recurva</i> Poepp.	Fabaceae-Faboideae	muirajibóia amarela
<i>Swartzia reticulata</i> Ducke	Fabaceae-Faboideae	arabá branco, arabá roxo
<i>Swartzia schomburgkii</i> Benth. var. <i>guyanensis</i> R.S. Cowan	Fabaceae-Faboideae	arabá vermelho
<i>Swartzia</i> sp.	Fabaceae Faboideae	arabá branco
<i>Swartzia tessmannii</i> Harms	Fabaceae-Faboideae	muirajibóia
<i>Swartzia tomentifera</i> (Ducke) Ducke	Fabaceae-Faboideae	muirajibóia vermelha
<i>Swartzia ulei</i> Harms	Fabaceae-Faboideae	muirajibóia jerimum
<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	Clusiaceae	anani
<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl) G. Nicholson	Bignoniaceae	pau d'arco
<i>Tabebuia</i> sp.	Bignoniaceae	ipê
<i>Tachigali myrmecophila</i> (Ducke) Ducke	Fabaceae- Caesalpinioideae	tachi preto
<i>Talisia cupularis</i> Radlk.	Sapindaceaea	pitomba, pitomba da mata
<i>Tapura amazonica</i> Poepp.	Dichapetalaceae	tapurá
<i>Terminalia dichotoma</i> G. Mey.	Combretaceae	tanimbuca cinzeiro
<i>Theobroma subincanum</i> Mart.	Malvaceae	cupuí
<i>Theobroma sylvestre</i> Aubl. ex Mart. in Buchner	Malvaceae	cacauí
<i>Tococa guianensis</i> Aubl.	Melastomataceae	buchuchu canela de velho
<i>Touroulia guianensis</i> Aubl.	Quiinaceae	moela de mutum
<i>Trattinnickia burseraefolia</i>	Burseraceae	breu manga

Mart.		
<i>Trichilia micropetala</i> T.D.Penn.	Meliaceae	gitó vermelho
<i>Trichilia septentrionales</i> C.DC.	Meliaceae	gitó branco
<i>Unonopsis duckei</i> R.E. Fr.	Annonaceae	envira preta
<i>Vantanea guianensis</i> Aubl.	Humiriaceae	uxi cutia
<i>Vantanea macrocarpa</i> Ducke	Humiriaceae	uxirana
<i>Vantanea micrantha</i> Ducke	Humiriaceae	uxi preto
<i>Vatairea guianensis</i> Aubl.	Fabaceae-Faboideae	fava-bolacha
<i>Virola caducifolia</i> W.A. Rodrigues	Myristicaceae	ucuúba folha peluda, ucuúba peluda
<i>Virola calophylla</i> (Spruce) Warb.	Myristicaceae	ucuúba, ucuúba vermelha
<i>Virola michelii</i> Heckel	Myristicaceae	ucuúba preta
<i>Virola multinervia</i> Ducke	Myristicaceae	ucuúba folha grande
<i>Virola</i> sp.	Myristicaceae	ucuúba do baixo
<i>Virola surinamensis</i> (Rol. ex Rottb.) Warb.	Myristicaceae	ucuúba
<i>Virola theiodora</i> Warb.	Myristicaceae	
<i>Vismia japurensis</i> Reichardt	Clusiaceae	lacre vermelho
<i>Vismia</i> sp.	Clusiaceae	lacre
<i>Vitex cymosa</i> Bert. ex Spreng	Lamiaceae	tarumã
<i>Vochysia</i> sp.	Vochysiaceae	
<i>Vochysia vismiifolia</i> Spruce ex Warm.	Vochysiaceae	quaruba vermelha
<i>Warszewiczia schwackei</i> K. Schum.	Rubiaceae	rabo de arara
<i>Xylopia amazonica</i> R.E. Fr.	Annonaceae	envira sarasara
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	Annonaceae	envira ferro
<i>Xylopia calophylla</i> R.E. Fr.	Annonaceae	envira amarela
<i>Xylopia spruceana</i> Benth. Ex Spruce	Annonaceae	
<i>Zichia juruana</i> (Harms) L.Rico	Fabaceae- Mimosoideae	ingá cauliflora
<i>Zigia racemosa</i> (Ducke) Barneby & J.W. Grimes	Fabaceae- Mimosoideae	angelim rajado