



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA**

**AVALIAÇÃO DOS DANOS E MÉTODOS DE REGULAÇÃO DA FLORESTA
SUBMETIDA À EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO NA AMAZÔNIA
ORIENTAL**

SERGIO EVANDRO COSTA MARTINS FILHO

**BELÉM - PARÁ
2006**



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA**

**AVALIAÇÃO DOS DANOS E MÉTODOS DE REGULAÇÃO DA FLORESTA
SUBMETIDA À EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO NA AMAZÔNIA
ORIENTAL**

Sergio Evandro Costa Martins Filho

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Ciências Florestais, área de concentração Manejo Florestal, para obtenção do título de Mestre.

Orientador:

PhD. José Natalino Macedo Silva

BELÉM - PARÁ

2006

Martins Filho, Sergio Evandro Costa.

Avaliação dos danos e métodos de regulação da floresta submetida à exploração de impacto reduzido na Amazônia Oriental. / Sergio Evandro Costa Martins Filho. – Belém, 2006.

120 p.: il.

Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2006.

1. Floresta tropical. 2. Danos da exploração. 3. Regulação da produção. 4. Amazônia. I. Título.

CDD - 634.90913



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA**

**AVALIAÇÃO DOS DANOS E MÉTODOS DE REGULAÇÃO DA FLORESTA
SUBMETIDA À EXPLORAÇÃO DE IMPACTO REDUZIDO NA AMAZÔNIA
ORIENTAL**

SERGIO EVANDRO COSTA MARTINS FILHO

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Ciências Florestais, área de concentração Manejo Florestal, para obtenção do título de Mestre.

APROVADO em 31/03/2006

Banca examinadora:

PhD. José Natalino Macedo Silva
Orientador
Embrapa Amazônia Oriental

Dr. Celso Paulo de Azevedo
Embrapa Amazônia Ocidental

Prof. Dr. Paulo Luiz Contente de Barros
Universidade Federal Rural da Amazônia

PhD. João Olegário Pereira de Carvalho
Embrapa Amazônia Oriental

A **Deus** pela vida.

E aos meus pais Sergio (*in memoriam*) e Ana, pela educação e lições de vida e simplicidade que me acompanham e acompanharão por toda a minha vida;

Aos meus irmãos João e André por terem “segurado a barra” nesses dois anos de ausência;

Ao meu amor Harumi pelo apoio e amizade;

E a todos que de alguma forma me ajudaram.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

- Agradeço a Deus, por ter guiado meus passos e me fortalecer em todas as fases de minha vida;
- Ao orientador José Natalino Macedo Silva pela amizade, conhecimentos, disponibilidade e paciência ao longo dos anos de estágio e mestrado;
- À Coordenação do Curso de Mestrado em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, pela oportunidade do curso;
- Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudos durante o período do curso;
- À OIMT – Organização Mundial das Madeiras Tropicais, através do Projeto Bom Manejo, pelo apoio financeiro dispensado à realização do trabalho;
- Às empresas Izabel Madeiras do Brasil Ltda. - IBL, Juruá Florestal Ltda. e Cikel Brasil Verde Madeiras Ltda., que disponibilizaram as áreas de suas fazendas para a coleta dos dados;
- Aos Engenheiros Silvia Silva (IBL), André Caldeiras (Juruá Florestal) e Josué Evandro (Cikel), pelo apoio e cessão de dados, sem os quais não seria possível a completa realização desta dissertação. Agradeço sinceramente;
- A Embrapa e a UFRA pelos estágios proporcionados;
- Aos meus orientadores de estágio: Noemi Vianna, Izildinha Miranda e Natalino Silva, pela amizade, pelos conselhos e ensinamentos. Agradeço sinceramente;
- À minha namorada Eliana Harumi, pelo auxílio na digitação e correção dos dados, e principalmente, pela amizade, amor, companheirismo e paciência nesses dois anos de mestrado;
- Aos amigos do projeto Cifor, Bom Manejo, Laboratório de Sementes Florestais pelos momentos de descontração e profissionalismo;
- A todos os meus amigos que compreenderam a minha ausência nestes dois anos de trabalho;
- A todos os meus colegas de Mestrado pela companhia e amizade;
- Aos amigos: Thiago, Kéllem, Edna e Albanise, pela amizade e lembranças dos bons anos de graduação e mestrado, e que ao longo do desenvolvimento do trabalho, contribuíram de alguma forma para a sua realização.
- À minha família, que soube compreender a grande ausência nestes dois anos de trabalho.

Estendi o braço e de um galho arranquei um ramo. E o tronco clamou: “Por que me partes?” Cobrindo-se logo de negro sangue, prosseguiu: “Por que me feres? Não possuis um mínimo de piedade? Em tempos idos fomos homens, hoje, somos lenho, mas ainda que fôssemos almas de serpente, menos cruel deverias ter a mão”.

Dante Alighieri

(A Divina Comédia – Livro 1 (Inferno), Canto XIII, versos 31-39).

RESUMO

Foram avaliados os danos da colheita de madeira na vegetação remanescente em três áreas de florestas manejadas situadas nos municípios de Breu Branco, Novo Repartimento e Paragominas, todas localizadas na mesorregião Sudeste do estado do Pará. Antes da exploração florestal foram instaladas aleatoriamente e medidas 22 parcelas em Breu Branco; 28 parcelas em Novo Repartimento e 14 parcelas em Paragominas. As parcelas eram transectos com área aproximada de um hectare, com dez metros de largura e comprimento variável com as dimensões da UT – Unidade de Trabalho. Foram medidos todos os indivíduos com $DAP \geq 10$ cm de todas as espécies, exceto palmeiras. A segunda medição foi realizada logo após a exploração florestal, onde foram avaliados a área de chão da floresta afetada e o impacto nas árvores remanescentes ocasionado pela derruba de árvores e/ou arraste das toras. A colheita teve, de fato, impacto reduzido (em comparação à exploração convencional, que pode reduzir a densidade inicial em cerca de 25-35%), e se concentrou, principalmente nas classes de diâmetro de 10-30 cm: a densidade ($N\ ha^{-1}$) reduziu 2,60% em Breu Branco, 5,38% em Novo Repartimento e 12,77% em Paragominas; a área basal foi reduzida em 2,46% em Breu Branco, 2,97% em Novo Repartimento e 8,55% em Paragominas; o volume reduziu 2,45% em Breu Branco, 2,84% em Novo Repartimento e 8,52% em Paragominas. A área de chão afetada pela extração de madeira foi comparável a estudos semelhantes realizados na Amazônia e em outros países tropicais, tendo em Breu Branco a maior área afetada (18,37%), seguido de Paragominas (17,90%) e Novo Repartimento (8,94%). A precisão do levantamento não atendeu aos limites estabelecidos (10% da média) para estimar os parâmetros após a colheita. Por isso é sugerido que sejam realizados mais estudos para determinar a melhor forma e tamanho de parcelas para avaliação do impacto da colheita no chão da floresta e na vegetação. A simulação da regulação da produção, realizada mostrou que as equações que não utilizam o incremento médio anual (IMA), não seriam aplicáveis às condições brasileiras, pois resultam em uma superestimativa do corte permissível. Dentre as equações que utilizam IMA, a equação que considera a perda de produtividade pela colheita (Alder 2000), se mostrou mais adequada porém, para que seja de fato, efetiva, há necessidade de determinar com melhor precisão as perdas de produtividade devido ao impacto da colheita. Recomenda-se utilizar como ponto de partida o IMA Pantropical de $1\ m^3\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ sugerido por Dawkins (1964) para a determinação do corte anual permissível, até que dados mais consistentes sejam obtidos em estudos de crescimento e produção na Amazônia oriental.

Palavras-chave: Floresta Tropical, danos da exploração, regulação da produção, Amazônia.

ABSTRACT

Logging impacts on the residual forest and on the forest floor were assessed in three managed forest areas in the regions of Breu Branco, Novo Repartimento and Paragominas, located in southeastern Pará, Brazil. Damage plots (transects, 10 m wide) of c. one ha were established and measured before and after logging viz. 22 in Breu Branco forest management unit (FMU), 28 in Novo Repartimento, and 14 in Paragominas. One plot was laid down at random within each logging unit of c. 100 ha of each annual coupe of the FMU. All individuals with $DAP \geq 10\text{cm}$ of all species were measured, except palms. The second assessment was carried out just after logging. At this stage the impact on the forest floor and on the residual forest were evaluated. Logging impacts were indeed reduced as compared to conventional operations which impact c. 25-35% of the trees. Most of the harvesting impacts were concentrated in the smaller sizes classes (10-30 cm). Density ($N\text{ ha}^{-1}$) decreased 2,60% in Breu Branco, 5,38% in Novo Repartimento and 12,77% in Paragominas; basal area reduced 2,46% in Breu Branco, 2,97% in Novo Repartimento e 8,55% in Paragominas; volume ($V\text{ ha}^{-1}$) decreased 2,45% in Breu Branco, 2,84% in Novo Repartimento e 8,52% in Paragominas. The basal area ($G\text{ ha}^{-1}$) was reduced in 2,46% in Breu Branco, 2,97% in Novo Repartimento and 8,55% in Paragominas; volume ($V\text{ ha}^{-1}$) reduced 2,45% in Breu Branco, 2,84% in Novo Repartimento and 8,52% in Paragominas. The area of forest floor affected by harvest was comparable to other similar studies. Breu Branco had the biggest area affected (18,37%), followed by Paragominas (17,90%) and Novo Repartimento (8,94%). The precision of the assessment did not comply with the predefined error limit of 10% of the average to estimate the parameters. Thus further research is needed to determine the best size and shape of logging damage plots. Yield regulation simulation carried out in the three FMU revealed that the equations applied which do not use the average mean annual increment (MAI), would not be applicable to estimate the annual allowable cut (AAC) in the conditions of the Brazilian Amazon as they overestimate the AAC. Among the equations which use the MAI the one suggested by Alder (2000) proved more adequate. However, to allow a better effectiveness, it is necessary to estimate with a better precision, the losses in productivity due to logging. It is recommended to utilize the Dawkins (1964) pantropical MAI $1\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$ as a baseline to determine the AAC in the eastern Amazon while more effective data on MAI from growth and yield studies is available in the region.

Key-words: Tropical rain forest, logging damage, yield regulation, Amazonia.

SUMÁRIO

	p.
CAPÍTULO 1 - CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	15
1.1 INTRODUÇÃO.....	16
1.2 OBJETIVOS.....	19
1.2.1 OBJETIVO GERAL.....	19
1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	19
1.3 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO.....	19
1.3.1 Vegetação.....	21
1.3.2 Clima.....	22
1.3.3 Topografia e Relevo.....	22
1.3.4 Solos.....	23
1.4 REVISÃO DE LITERATURA.....	23
1.4.1 Manejo Florestal.....	23
1.4.2 Exploração de Impacto reduzido.....	25
1.4.3 Regulação da produção.....	27
1.4.3.1 ALGUNS EXEMPLOS DE REGULAÇÃO DA PRODUÇÃO EM PAÍSES TROPICAIS.....	31
1.4.3.2 AVALIAÇÃO CRÍTICA DOS MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO.....	37
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	39
CAPÍTULO 2 - AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DA COLHEITA DE MADEIRA EM TRÊS ÁREAS DE MANEJO FLORESTAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL.....	48
2.1 INTRODUÇÃO.....	49
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	51
2.2.1 ÁREA DE ESTUDO E MEDIÇÕES PRÉ-EXPLORATÓRIAS.....	51
2.2.2 MEDIÇÕES PÓS-EXPLORATÓRIAS.....	52
2.2.2.1 Danos da exploração.....	52
2.2.3 IMPACTO NO CHÃO DA FLORESTA.....	54
2.2.3.1 Impacto ocasionado pela derruba.....	56
2.2.3.2 Impacto ocasionado pelos ramais de arraste.....	56
2.2.4 OBTENÇÃO DA ÁREA BASAL E VOLUME.....	57
2.2.5. ANÁLISE DE DADOS.....	57

2.2.6	PROCESSO DE AMOSTRAGEM.....	60
2.3	RESULTADOS	63
2.3.1	ESTRUTURA DA FLORESTA ANTES E APÓS A EXPLORAÇÃO.....	63
2.3.2	ANÁLISE DOS IMPACTOS DA EXPLORAÇÃO.....	68
2.3.2.1	Danos da exploração na vegetação	68
2.3.2.2	Impacto da colheita no chão da floresta	72
2.3.3	AVALIAÇÃO DA METODOLOGIA EMPREGADA.....	78
2.4	CONCLUSÕES	85
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	86
CAPITULO 3: AVALIAÇÃO DE ALGUNS MÉTODOS DE REGULAÇÃO EM FLORESTAS MANEJADAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL		92
3.1	INTRODUÇÃO	93
3.2	MATERIAL E MÉTODOS	94
3.2.1	ÁREA DE ESTUDO.....	94
3.2.2	REGULAÇÃO DA PRODUÇÃO.....	94
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	97
3.3.1	FÓRMULAS QUE NÃO UTILIZAM O IMA.....	97
3.3.2	FÓRMULAS QUE UTILIZAM O IMA.....	98
3.4	CONCLUSÕES	101
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	102
CAPITULO 4: CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES		105
	ANEXOS	107

LISTA DE TABELAS

	p.
Tabela 1	Informações gerais sobre as três áreas de estudo..... 21
Tabela 2	Códigos de classe de identificação do fuste (SILVA e LOPES, 1984)..... 52
Tabela 3	Códigos utilizados para classificar a localização e intensidade de danos em árvores remanescentes após a exploração florestal..... 52
Tabela 4	Categorias de impacto no solo..... 54
Tabela 5	Distribuição diamétrica do número de indivíduos (N), área basal (G) e volume (V), antes e após a colheita, considerando $DAP \geq 10$ cm, nos três municípios estudados..... 65
Tabela 6	Distribuição diamétrica do número de indivíduos (N), área basal (G) e volume (V) antes e após a colheita para as espécies comerciais, considerando $DAP \geq 10$ cm, nos três municípios estudados..... 67
Tabela 7	Área total de chão da floresta afetada pela derruba e arraste..... 72
Tabela 8	Sumarização dos resultados do inventário realizado no município de Breu Branco ($DAP \geq 10$ cm)..... 79
Tabela 9	Sumarização dos resultados do inventário realizado no município de Novo Repartimento ($DAP \geq 10$ cm)..... 80
Tabela 10	Sumarização dos resultados do inventário realizado no município de Paragominas ($DAP \geq 10$ cm)..... 81
Tabela 11	Caracterização das áreas afetadas pelo arraste e pela derruba no município de Breu Branco..... 82
Tabela 12	Caracterização das áreas afetadas pelo arraste e pela derruba no município de Novo Repartimento..... 83
Tabela 13	Caracterização das áreas afetadas pelo arraste e pela derruba no município de Paragominas..... 84
Tabela 14	Valores para o incremento médio anual (IMA) em diferentes cenários de exploração e tratamentos silviculturais..... 94
Tabela 15	Valores para o volume comercial (V_c) total ($m^3 \cdot ha^{-1}$, $DAP \geq 10$ cm), produção (P) ($m^3 \cdot ha^{-1}$) das espécies comerciais, intensidade de corte (IC; $ár.v. \cdot ha^{-1}$) e volume comercial danificado ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$; $DAP \geq 10$ cm) obtidos nos três municípios estudados..... 95

Tabela 16	Valores para o corte anual permissível ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) utilizando equações que não utilizam o incremento médio anual para as três áreas estudadas.....	97
Tabela 17	Valores para o corte anual permissível ($\text{m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$) utilizando equações que não utilizam o incremento médio anual para as três áreas estudadas.....	99
Tabela 18	Corte anual permissível ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) utilizando a equação 1.11 e respectivas intensidades de corte (produção bruta em $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$), considerando um ciclo de corte de 30 anos.....	100
Tabela 19	Valores obtidos a partir do $\text{DAP} \geq 10$ cm do inventário amostral realizado em Breu Branco.....	108
Tabela 20	Valores obtidos a partir do $\text{DAP} \geq 10$ do inventário amostral realizado em Novo Repartimento.....	109
Tabela 21	Valores obtidos a partir do $\text{DAP} \geq 10$ do inventário amostral realizado em Paragominas.....	110
Tabela 22	Análise estatística dos valores obtidos pelo levantamento das áreas afetadas pelo arraste e derruba no município de Breu Branco.....	111
Tabela 23	Análise estatística dos valores obtidos pelo levantamento das áreas afetadas pelo arraste e derruba no município de Novo repartimento..	112
Tabela 24	Análise estatística dos valores obtidos pelo levantamento das áreas afetadas pelo arraste e derruba no município de Paragominas.....	113
Tabela 25	Lista de espécies encontradas nas três áreas de estudo.....	115

LISTA DE FIGURAS

		p.
Figura 1	Localização das florestas tropicais no mundo e da Amazônia Legal brasileira.....	17
Figura 2	Localização das áreas de estudo.....	20
Figura 3	Exemplo de medição das duas categorias de impactos no chão da floresta.....	55
Figura 4	Distribuição diamétrica do número de indivíduos ($N. ha^{-1}$) e da área basal ($G m^2. ha^{-1}$) antes (N Pré) e depois (N Pós) da exploração nos municípios de Breu Branco (A), Novo Repartimento (B) e Paragominas (C).....	66
Figura 5	Correlação entre a intensidade de corte (IC) amostral e o número de árvores danificadas por hectare: (a) Breu Branco – total de árvores; (b) Breu Branco – árvores comerciais; (c) Novo Repartimento - total de árvores; (d) Novo Repartimento árvores comerciais.....	70
Figura 6	Correlações entre: área afetada pela pelo arraste a intensidade de corte - IC (A); área total afetada e o número total de árvores danificadas (B); e a área total afetada e o número de árvores comerciais danificadas (C) em Breu Branco.....	73
Figura 7	Disposição das trilhas de arraste em Novo Repartimento.....	74
Figura 8	Correlação entre a intensidade de corte (IC) e a área afetada pela derruba (A) e pelo arraste (B) em Paragominas.....	75
Figura 9	Tipos de danos que podem ocorrer na vegetação devido a colheita de madeira. (A e B) dano leve na base do tronco; (C) dano severo na base do tronco; (D) dano severo no fuste superior; (E e F) dano severo na copa.....	114

CAPÍTULO 1

CONSIDERAÇÕES GERAIS

1.1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais são reconhecidas por sua alta diversidade biológica e seu papel na manutenção do clima global. Estão localizadas entre as latitudes 10° N e 10° Sul e são constituídas por três formações: a Neotrópica (Américas Central e do Sul), a Africana (Bacia do Congo com uma pequena área na África Ocidental; também em Madagascar Oriental) e a Indo-Malaia (Costa Oriental da Índia, Assam, Sudeste da Ásia, Nova Guiné e Queensland na Austrália) (Figura 1), estando presente em mais de 70 países, sendo 23 nas Américas, 16 na Ásia e 31 na África (Whitmore, 1990). Elas equivalem a 54% das florestas mundiais, correspondendo a 47% das florestas da América do Sul; 28% da África; 18% da Ásia; 5% da América Central e do Norte e 1% das florestas da Oceania (FAO, 2002).

Na América do Sul, a floresta tropical amazônica cobre aproximadamente 665 milhões de hectares (FAO, 2002) dos quais 60% estão localizados no Brasil, cobrindo 59% do território nacional, em nove estados: Acre, Amapá, Amazonas, Maranhão, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima e Tocantins (Figura 1).

Apresentando uma área tão grande, a Amazônia tornou-se foco da exploração madeireira há aproximadamente três séculos, porém o volume de madeira extraído era pequeno e estava restrito às florestas de várzea ao longo dos principais rios da Amazônia (LENTINI *et al.*, 2003).

Somente a partir da década de 1960, com a abertura das chamadas rodovias de integração nacional a atividade madeireira foi impulsionada, principalmente no Estado do Pará. Essas estradas (em especial, a Belém-Brasília) permitiram acesso às extensas reservas florestais de terra-firme no leste e sul do Estado do Pará (VERÍSSIMO *et al.*, 2002).

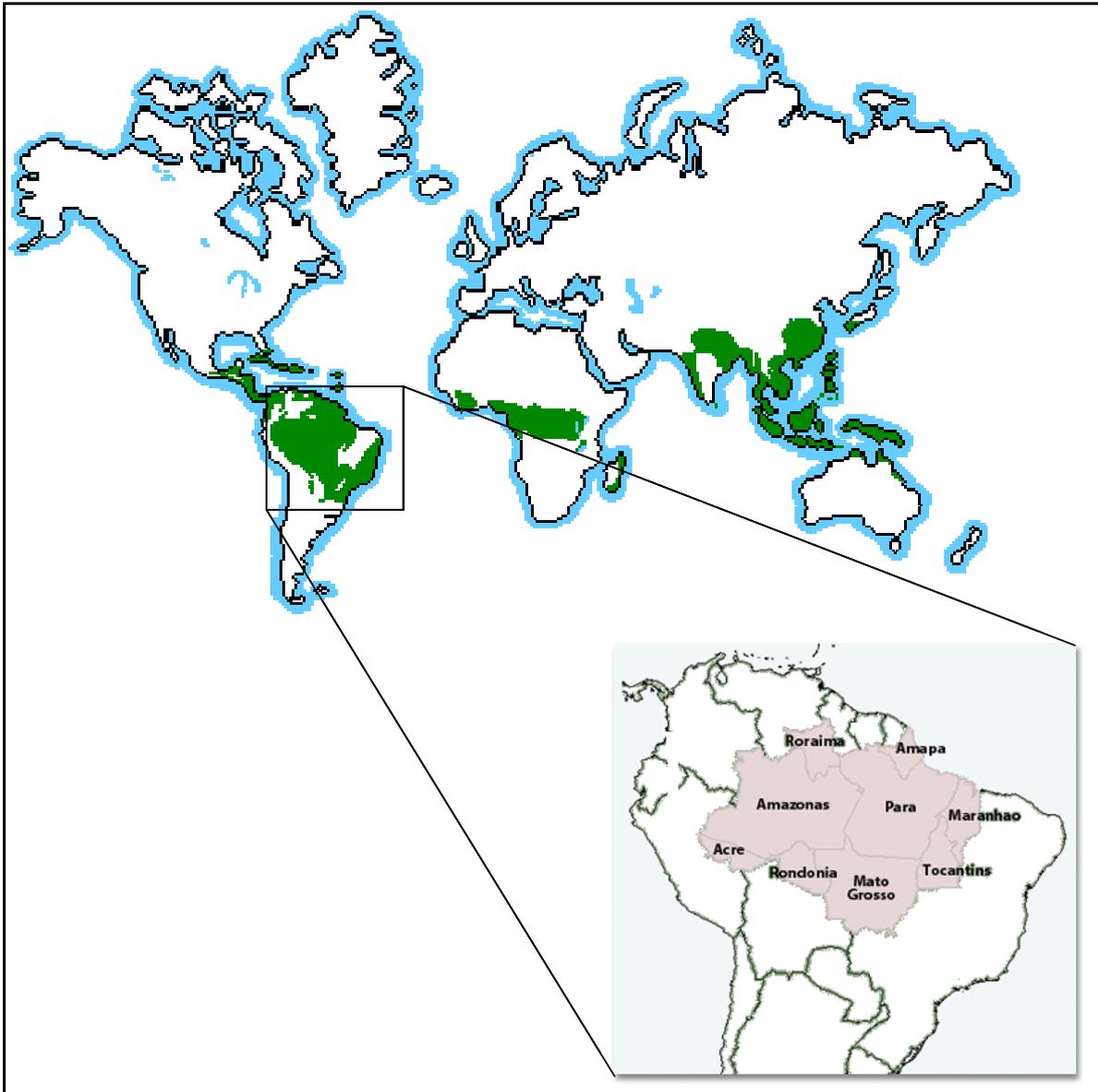


Figura 1: Localização das florestas tropicais no mundo e na Amazônia Legal brasileira.

Fonte: Blue Planet Biomes, 2005.

No início dos anos 1990, cerca de 75% da madeira consumida no Brasil provinha da floresta amazônica (Barros e Veríssimo, 2002). Em 1998, as madeiras do Pará consumiram aproximadamente 11,3 milhões de metros cúbicos de madeira em tora (cerca de 2,8 milhões de árvores) e produziram aproximadamente 4,25 milhões de metros cúbicos de madeira processada, além de gerarem uma renda bruta de aproximadamente US\$ 1,026 bilhão (Veríssimo *et al.*, 2002). Nos estados do Pará, Mato Grosso e Rondônia, a contribuição da indústria de base florestal atingiu, em 1997, 15% a 20% do Produto Interno Bruto – PIB (Stone, 2000), enquanto que em termos de produção, o setor florestal e sua cadeia de produção,

industrialização e comercialização representaram cerca de 4,5% do PIB brasileiro, ou seja, aproximadamente U\$ 20 bilhões. As atividades de base florestal, analisadas exclusivamente, atingem cerca de 2% do PIB total (ABIMCI, 2003).

Apesar de gerar todos esses dividendos e ser considerada como a atividade econômica mais importante (Barros e Veríssimo, 2002), a exploração florestal na Amazônia brasileira se faz em base tipicamente extrativista, utilizando práticas de manejo insustentáveis que apresentam vários impactos negativos (Putz *et al.* 2000a; Putz *et al.*, 2000b), podendo ser caracterizada como “garimpagem florestal”, devido ao fato que nenhuma ação silvicultural pós-colheita é tomada para garantir a regeneração das espécies exploradas (Fredericksen e Putz, 2003). Além disso, as florestas tornam-se mais suscetíveis ao fogo (UHL e KAUFFMAN, 1990).

No Pará, as madeireiras extraem de 4 a 8 árvores por hectare (Holdsworth e Uhl, 1997; Johns *et al.*, 1996), chegando a reduzir a cobertura vegetal em 50% ou mais (Uhl e Vieira, 1989) e afetam uma extensa gama de processos ecológicos, biogeoquímicos e micrometeorológicos (Uhl e Buschbacher, 1985; Jonkers, 1987; Uhl e Kauffman, 1990; Johns, 1991; Thiollay, 1992; Hill *et al.*, 1995; Ter Steege *et al.*, 1995; Brouwer, 1996; Pinard *et al.*, 1996; Pinard e Putz, 1996; Holdsworth e Uhl, 1997; McNabb *et al.*, 1997; Cochrane *et al.*, 1999; Nepstad *et al.*, 1999, Asner *et al.*, 2004) danificando em torno de 25 árvores, com DAP maior que 10 cm, para cada árvore extraída durante as operações de exploração (Johns *et al.*, 1996). Por esta razão, as perdas que ocorrem durante e após a exploração por danos e mortalidade reduzem o estoque residual substancialmente (ALDER, 2000; SIST e NGUYEN-THÉ, 2002).

Por outro lado, a aplicação de técnicas que reduzem os impactos da atividade madeireira sobre a floresta tem sido intensificada recentemente, e constitui o primeiro passo para manter a produtividade das florestas tropicais. Dentro deste contexto, o ponto crucial para a sustentabilidade do manejo florestal é a extração dos produtos das florestas (madeireiros ou não-madeireiros), de forma que não ultrapasse as taxas de crescimento e a capacidade de recuperação da mesma. Sem esse balanço básico, conseguido pela regulação da produção, o manejo florestal sustentável torna-se improvável e os recursos florestais irão gradualmente ser degradados e esgotados (HIGMAN *et al.*, 1999).

Tradicionalmente, as formas de regulação da produção através do corte anual permissível são determinadas utilizando dados de área, volume, dados de

crescimento, mortalidade e ingresso, provenientes de parcelas permanentes ou estudos de longo prazo. Embora importantes no contexto do manejo florestal, as técnicas de regulação através da produção, têm sido pouco estudadas no Brasil. Deste modo, o estudo dessas técnicas, vêm ao encontro das políticas públicas e da legislação florestal, principalmente no momento atual, quando o governo brasileiro lança a Lei de Concessões Florestais (Lei Nº. 11284 de 02/03/2006) e promove uma revisão da Instrução Normativa Nº 04 de 04/03/2002, que regulamenta o manejo florestal na Amazônia.

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar os danos da colheita de madeira sobre a vegetação remanescente e suas conseqüências para a produção futura em três florestas manejadas na Amazônia Oriental.

1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Entender e descrever os danos das práticas de colheita madeireira de impacto reduzido na floresta e as conseqüências para a sua recuperação e produção futura;
2. Testar e avaliar uma metodologia de avaliação de danos em três áreas de manejo florestal; e
3. Determinar o corte anual permissível com vistas a regular a produção.

1.3. CARACTERIZAÇÃO GERAL DAS ÁREAS DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido em três áreas florestais classificadas como floresta ombrófila densa (IBGE, 1996) localizadas nos municípios de Breu Branco, Fazenda Reflorestamento Água Azul I pertencente à Izabel Madeiras do Brasil Ltda.; Novo Repartimento, Fazenda Aratau pertencente à Juruá Florestal Ltda. e Paragominas, Fazenda Rio Capim pertencente à empresa Cikel Brasil Verde Madeiras Ltda., todas localizadas na mesorregião sudeste do estado do Pará (IBGE, 1990). A localização

das áreas está ilustrada na Figura 2 e algumas informações gerais sobre as áreas de estudos estão sumarizadas na Tabela 1.

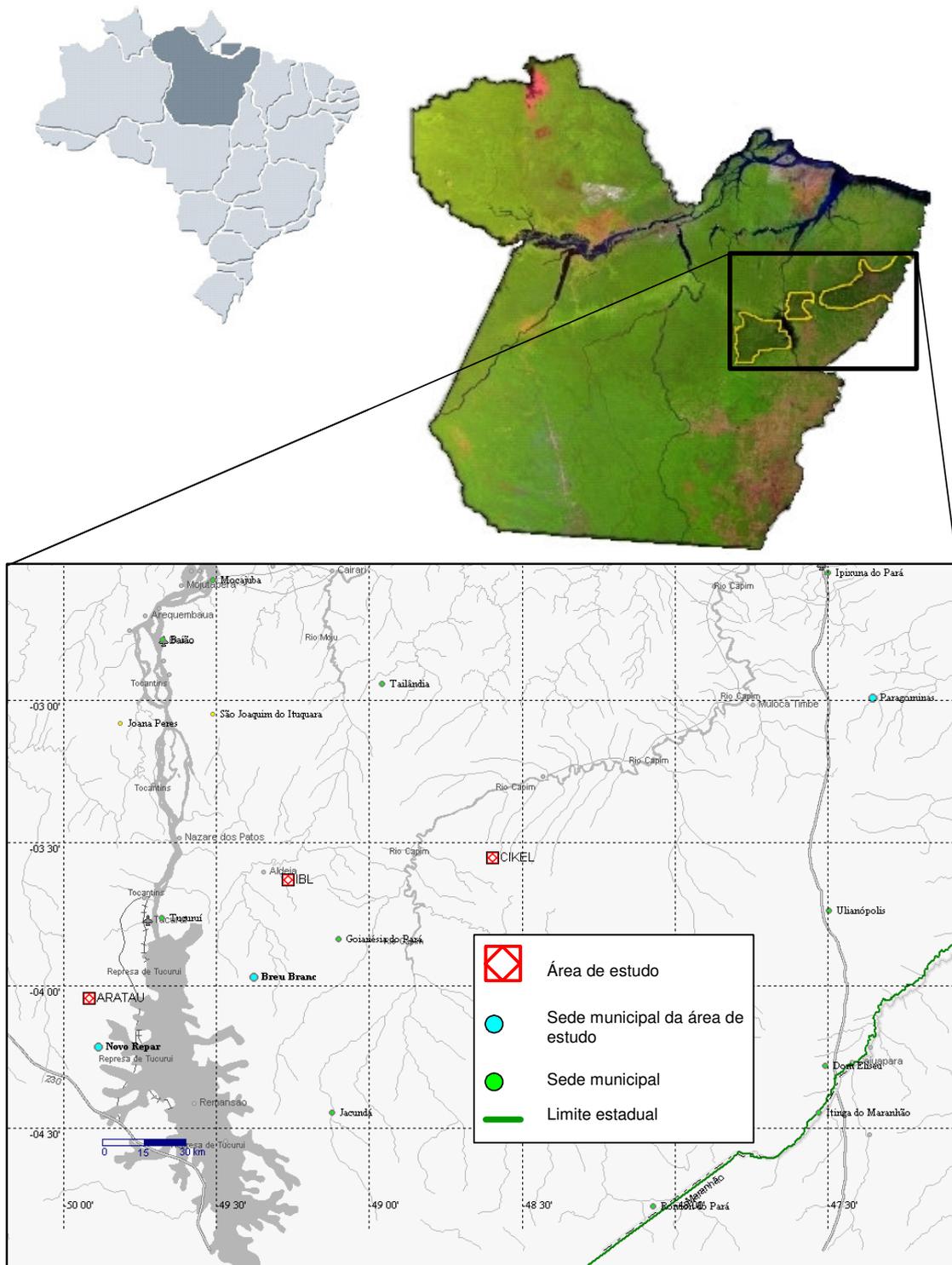


Figura 2: Localização das áreas de estudo.

Tabela 1: Informações gerais sobre as três áreas de estudo.

Município	Unidade de Manejo Florestal (UMF)	Área total (ha) das UMFs	Localização
Breu Branco	Fazenda Água Azul I	8.612,00	Latitude: 4° 07' 30" S Longitude: 49° 37' 30" WGr
Novo Repartimento	Fazenda Aratau	26.977,60	Latitude: 2° 52' 30" S Longitude: 47° 22' 30" WGr
Paragominas	Fazenda Rio Capim	140.658,00	Latitude: 4° 09' 00" S Longitude: 46° 25' 00" WGr

1.3.1. Vegetação

O ambiente fitoecológico representado pela Floresta Ombrófila Densa, de elevada ocorrência na região amazônica, tem com característica ombrotérmica clima de elevadas temperaturas (média variando de 25⁰ a 30⁰C) e de alta precipitação pluviométrica, bem distribuída durante todo o ano.

Em Breu Branco e em Novo repartimento, inventários florestais executados nesses ambientes revelaram o mesmo volume de espécies comerciais de 33 m³.ha⁻¹, a partir de 50 cm de diâmetro, sendo as espécies de madeiras pesadas à intermediárias as de maior ocorrência (IZABEL MADEIRAS DO BRASIL, 2002; JURUÁ FLORESTAL, 2000).

Entre as espécies comerciais mais importantes observadas nos dois municípios, destacam-se: Maçaranduba (*Manilkara huberi* (Ducke) Chevalier), Maparajuba (*Manilkara paraensis* (Huber) Standl.), Angelim-vermelho (*Dinizia excelsa* Ducke), Ipê (*Tabebuia serratifolia* (Vahl) Nichols.), Cupiúba (*Goupia glabra* Aublet.), Piquiá (*Caryocar villosum* (Aubl.) Pers.), Tauari (*Couratari* sp.), Acapú (*Vouacapoua americana* Aubl.), Jatobá (*Hymenaea courbaril* L.) Timborana (*Pseudopiptadenia suaveolens* Miq.), Curupixá (*Microphilis venulosa* (Mart. & Eichler) Pierre) e faveiras (*Parkia* spp.) (IZABEL MADEIRAS DO BRASIL, 2002; JURUÁ FLORESTAL, 2000).

Na região de Paragominas, o volume de espécies comerciais foi de 59 m³ ha⁻¹, a partir de 45 cm de diâmetro, sendo que entre as espécies comerciais mais

importantes observadas neste ambiente, destacam-se: Maçaranduba (*Manilkara huberi* (Ducke) Chevalier), Cupiuba (*Goupia glabra* Aubl.), Piquiá (*Caryocar villosum* (Aubl.) Pers.), Tauari (*Couratari sp*), Acapú (*Vouacapoua americana* Aubl.), Tachi preto (*Tachigali myrmecophila* Ducke), Jarana (*Holopyxidium jarana*), Melancieira (*Alexa grandiflora* Ducke), e Faveiras (*Parkia spp.*) (CIKEL BRASIL VERDE MADEIRAS LTDA, 2000).

1.3.2. Clima

Diniz (1986) relata que o clima onde se situam as unidades de manejo florestal é classificado como do tipo Am segundo Köppen. A precipitação anual em geral é superior a 2.000 mm. Existe uma curta estação seca, onde o total de chuvas é inferior a 60 mm. Durante o ano existem dois períodos bem definidos, um nitidamente marcado por fortes chuvas que inicia em janeiro e prolonga-se até o final de maio e outro caracterizado por uma estação mais quente e menos chuvosa, indo de junho a dezembro. A umidade relativa é sempre alta, em média 80%. As temperaturas médias mensais apresentam pouca variação durante o ano, ficando na faixa de 25 a 26 ° C.

1.3.3. Topografia e Relevo

O município de Paragominas possui uma topografia com poucas variações nos níveis altimétricos. Contudo, tais níveis se encontram em cotas mais elevadas que a média dos municípios da Microrregião de Paragominas. Breu Branco apresenta relevo plano, suave ondulado e ondulado (AMAT, 2006), enquanto que Novo Repartimento, conforme indicado no mapa de relevo do Brasil, localiza-se em compartimentos denominados Depressões da Amazônia Meridional e Planaltos Residuais da Amazônia Meridional. A Depressão Meridional caracteriza-se por áreas com caimentos topográficos em direção à drenagem, apresentando, em vales encaixados, interflúvios aplanados e *inselbergs*, geralmente esculpidos em rochas pré-cambrianas, que se estendem até a frente de *cuestas* do Planalto Sedimentar do Baixo Amazonas. Os Planaltos Residuais da Amazônia Meridional referem-se a relevos residuais de uma superfície de aplanamento. Configuram topos planos

conservados em interflúvios tabulares de rebordos erosivos e abaulados, em altitudes acima de 400 m, e serras talhadas em rochas pré-cambrianas de origem vulcânica, sub vulcânicas e metamórficas, representadas por granitos, riolitos, granodioritos, gnaisses, migmatitos e arenitos arcoseanos (IBGE, 1996).

1.3.4. Solos

Os principais solos na região do Município de Paragominas são: Latossolos Amarelos, Argissolos Amarelos, Plintossolos, Gleissolos e Neossolos (Silva, 1997; Rodrigues *et al.*, 2000), e solos Aluviais e Indiscriminados nas áreas de várzea (FERREIRA, 2003).

Na região do município de Breu Branco, segundo Brasil (1974), os solos dominantes estão representados pelos Latossolos Amarelos Distróficos, de textura média e argilosa, em relevo plano, suave ondulado e ondulado. Em menores proporções ocorrem os Latossolos Amarelos Distróficos concrecionários, de textura argilosa, Argilossolos Amarelos Distróficos, de textura média/argilosa e, Gleissolos, Neossolos e Plintossolos nas áreas das planícies aluviais dos cursos d'água e áreas de depressão que sofrem inundações periódicas.

Em Novo Repartimento, segundo o mapa de solos da Amazônia Oriental publicado pela Embrapa (Silva e Carvalho 1986), os diferentes tipos de solos encontrados na região onde se situa a UMF são: Podzólico Vermelho Amarelo, Latossolo Vermelho Amarelo, Latossolo Amarelo, Solos Litólicos e Laterita Hidromórfica.

1.4. REVISÃO DE LITERATURA

1.4.1. Manejo florestal

A definição de manejo tem mudado de uma definição conceitual puramente biológica e produtiva, a definições holísticas que consideram as dimensões econômicas, sociais e ambientais e que abrangem a madeira e os produtos não madeireiros da floresta, assim como a conservação e a produção de serviços ambientais (Sabogal *et al.*, 2004). A definição de manejo florestal depende muito da finalidade para qual essa atividade é dirigida. Assim, há diferenças entre manejo florestal com fins de preservação ou conservação, manejo florestal com fins de

proteção ambiental e o manejo florestal para produção de algum produto específico da floresta. O manejo florestal envolve o planejamento da produção e do uso dos recursos florestais, podendo ser aplicado à florestas plantadas e naturais (SOUZA, 2002).

Hoje se fala do manejo florestal sustentável para se referir a um sistema de manejo da floresta orientado à obtenção de rendimento sustentável de múltiplos produtos e serviços da floresta. Isto o diferencia do manejo sustentável para madeira, que se limita a obter rendimentos sustentados desse produto (PEARCE *et al*, 1999).

Na legislação brasileira (Instrução Normativa Nº 02 de 10/05/01), o manejo florestal é definido como sendo “a administração da floresta para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo, e considerando-se, cumulativa ou alternativamente, a utilização de múltiplas espécies madeireiras, de múltiplos produtos e subprodutos não madeireiros, bem como a utilização de outros bens e serviços de natureza florestal”. Esta definição segue o mesmo princípio do uso múltiplo do recurso florestal com critérios de sustentabilidade.

A sustentabilidade a que se refere tradicionalmente o manejo florestal está relacionada, principalmente, à produção de madeira, embora sejam considerados outros benefícios indiretos oriundos da própria floresta. Consiste, basicamente, na retirada do incremento volumétrico líquido produzido pela floresta num determinado período de tempo, sem comprometer a sua capacidade de recuperação e de produção de novas safras para os períodos seguintes (SOUZA, 2002).

Uma análise baseada no conceito de equilíbrio, em que o balanço entre a taxa de colheita e a de regeneração de um ou de mais recursos pode ser sustentado indefinidamente, é insuficiente para garantir a sustentabilidade dos demais componentes do ecossistema, envolvendo, por exemplo, complexas interações bióticas e ciclos biogeoquímicos (Souza, 2002). Logo, no ato elementar de cortar ou não uma árvore há um número indefinido de possibilidades de manejo, entre a conservação estrita e a completa destruição da floresta (HERING, 2003).

Devido a dificuldade de se comprovar, a curto e a médio prazo, a sustentabilidade a que o manejo florestal se propõe, a expressão *bom manejo florestal* vem sendo utilizada com freqüência. O manejo florestal e/ou o uso sustentável das florestas, o “*bom manejo florestal*”, é um processo que dá valor ao

uso florestal como atividade permanente e se entende como um estado que deve ser alcançado por etapas sucessivas e níveis de exigências crescentes, de acordo com a realidade nacional, regional e de atores específicos da unidade de manejo (PEDRONI e CAMINO, 2001).

1.4.2. Exploração de impacto reduzido

No início dos anos 1990, Putz e Pinard (1993), utilizaram o termo *Reduced Impact Logging* (RIL) ou Exploração de Impacto Reduzido (EIR) pela primeira vez, mas o termo é também referido como exploração de baixo impacto (Blate, 1997), exploração planejada (Johns *et al.*, 1996; Barreto *et al.*, 1998); colheita ambientalmente sadia (Winkler, 1997) e exploração com danos controlados (HENDRISON, 1990).

A exploração de impacto reduzido é um termo usado para descrever as tecnologias que são introduzidas nas florestas tropicais, explicitamente com o propósito de reduzir os impactos ambientais associados à atividade madeireira (DYKSTRA e ELIAS, 2003).

Diversos autores têm proposto definições de exploração de impacto reduzido. Por exemplo, Schwab *et al.* (2001) definiram a exploração de impacto reduzido como sendo “o planejamento intensivo e a implementação cuidadosamente controlada das operações de exploração para minimizar os impactos na vegetação e no solo florestal”; Pinard *et al.* (1995) a definiram como sendo “uma extração de madeira eficiente, a qual é executada de tal modo que os danos no ecossistema florestal são minimizados”.

O impacto da exploração nas florestas tropicais, e particularmente na produção futura de madeira, têm atraído a atenção de pesquisadores desde o final da Segunda Guerra Mundial, devido o aumento do uso de maquinário pesado para a extração de madeira (SIST, 2000).

Os primeiros esforços para reduzir os danos da exploração nas florestas tropicais úmidas datam da década de 1950, quando cortes direcionais foram introduzidos nas Filipinas para evitar os danos às árvores para corte futuro (JONKERS, 2002).

Nos anos 1990, foi amplamente aceito que a adoção das técnicas de EIR são essenciais para melhoria do manejo de florestas tropicais, porém, a EIR por si só,

não pode garantir a sustentabilidade de florestas tropicais, mas é extremamente importante como um componente do seu manejo (DYKSTRA e ELIAS, 2003).

Segundo Pinard *et al.* (1995), o objetivo principal da EIR é a redução dos distúrbios no solo e na vegetação residual em, pelo menos, 50% em comparação com a exploração convencional. Também é esperado que limitando o impacto da exploração, resultará na proteção e manutenção da integridade a longo prazo dos valores e recursos que a floresta fornece.

Embora varie um pouco com a situação local, a exploração de impacto reduzido, independente do tipo de floresta, região e país, requer geralmente o mesmo planejamento, como pode ser visto em diversos trabalhos (por exemplo: Sist *et al.*, 1998a e 1998b; Higman *et al.*, 1999; Uhl *et al.*, 1997; Elias *et al.*, 2001, entre outros). Estes autores sugerem as mesmas atividades, tendo como principais:

- Inventário pré-exploratório e mapeamento dos indivíduos a serem extraídos;
- Corte dos cipós antes da exploração, principalmente em áreas onde ocorre entrelaçamento entre copas de árvores vizinhas;
- Planejamento pré-exploratório das estradas, ramais de arraste e pátios de estocagem, para promover acesso às áreas de trabalho e aos indivíduos marcados para extração, assim como para minimizar os distúrbios no solo e proteger os cursos d'água;
- Uso de técnicas de corte apropriadas, incluindo corte direcional, corte baixo de árvores evitando desperdícios e traçamento procurando maximizar o aproveitamento dos troncos;
- Construção de estradas, pátios de estocagem e ramais de arraste, adaptados aos delineamentos das diretrizes ambientais e de engenharia;
- Guinchamento das toras nos ramais planejados, assegurando que os *skidders* permaneçam nos ramais o tempo todo;
- Avaliação pós-exploratória para promover a regeneração e identificar a necessidade de tratamentos silviculturais.

Estas práticas podem ser complementadas por tratamentos silviculturais para melhorar a produtividade da floresta.

Outro ponto a ser levado em consideração é que a EIR pode ser competitivamente igual ou superior à exploração convencional, considerando o retorno financeiro da primeira exploração (Holmes *et al.*, 2002). Os custos na EIR

podem ser menores e, conseqüentemente, ser mais vantajosa a aplicação dessas práticas do que a exploração convencional (HOLMES *et al.*, 2002).

O impacto da exploração e a intensidade dos danos são diretamente ligados à intensidade de exploração e às técnicas utilizadas. A EIR não é apenas uma técnica para reduzir os impactos, é também um procedimento para otimizar a utilização dos recursos através do inventário florestal e planejamento da exploração (SIST, 2000).

1.4.3. Regulação da produção

A complexidade dos ecossistemas de florestas tropicais naturais dificulta as avaliações de parâmetros biológicos, principalmente os relacionados com o crescimento e com a produção. Pelo fato dessas florestas não estarem atualmente estruturadas para a produção sustentável, é necessária a fixação do tamanho ótimo de ciclos de corte para atingir um estoque e uma composição de espécies adequadas aos propósitos do manejo.

Como parte da planificação do manejo florestal, deve-se definir sob que sistema se manejará a floresta e estabelecer como se regulará e controlará a produção. Nos delineamentos dos planos de manejo de florestas tropicais se estabelece como orientação geral que as florestas serão manejadas com base em um sistema policíclico ou seletivo (SABOGAL *et al.*, 2004).

Dentro deste contexto, o termo produção assume importância capital e é definida como “a quantidade de madeira que pode ser extraída de um tipo particular de floresta por espécies, por área, estoque e regime de manejo durante vários anos” (Helms, 1998). Regular a produção é estabelecer essa quantidade em um plano de manejo, incluindo onde, quando e como a produção deverá ser extraída (ARMITAGE, 1998).

Para Palmer (1975), a principal dificuldade do manejo é no ajuste da produção permissível. Os métodos atualmente utilizados de regulação da produção utilizam dados de taxas de crescimento, mortalidade e recrutamento. Dados extensivos utilizados nos métodos mais rigorosos são obtidos através de anos de medições constantes e são, freqüentemente, indisponíveis, mesmo em países com uma história longa de manejo florestal (WRIGHT, 2000).

A regulação da produção é uma importante parte do manejo sustentável de florestas tropicais (Armitage, 1998). Envolve tomadas de decisões que levam à

especificações claras de onde e sob que condições uma colheita pode ser processada, utilizando somente dados do corte anual permissível e informações técnicas sobre a floresta. Para Armitage (1998), em cada compartimento incluído no plano anual de corte são necessárias as diretrizes práticas para um planejamento da regulação da produção listadas a seguir:

- Volume médio de diferentes espécies;
- Distribuição das classes de tamanho e o diâmetro mínimo que pode ser cortado;
- Distribuição das espécies na floresta em relação à topografia;
- Tipos de floresta e características do sistema silvicultural, especificado no plano de manejo que está sendo aplicado na floresta;
- Definição clara na área e nos mapas, através do zoneamento, dos locais que deverão ser excluídos, da exploração por razões ambientais ou sociais.

Segundo Wright (2000), os métodos para o cálculo da regulação da produção dependem de inúmeros fatores, tais como, a constituição do estoque de crescimento, suas características silviculturais, e da extensão do conhecimento sobre a distribuição diamétrica, volume e incremento.

Nos casos mais comuns de sistemas policíclicos utilizam-se os dados de inventário florestal para determinar o ciclo de corte, o diâmetro mínimo de corte e para calcular o volume de corte permissível (LOUMAN, 2001).

Devido à grande dificuldade em se obter dados referentes ao crescimento e mortalidade, entre outros, a determinação do corte anual permissível tem sido feita através de aproximações empíricas (Armitage, 1998), classificadas de acordo com as variáveis utilizadas. Osmaston (1968) classificou essas variáveis em: área, volume, incremento e número de indivíduos. Utilizando esta classificação, pode-se agrupar inúmeros métodos para a determinação do corte anual permissível e regular a produção.

I. Área

Quando a produção é regulada pela área, em geral, não é possível determinar previamente a quantidade anual de madeira. O perigo do corte ser regulado desta forma é uma super-exploração de certas espécies e um risco de deterioramento da

condição da floresta, já que, teoricamente, se permitiria aproveitar todo o volume existente, sem levar em conta a capacidade da floresta para recuperar-se dentro do ciclo de corte estabelecido. Além disso, uma importante limitação que apresenta este critério é que podem aparecer variações no rendimento (em quantidade, qualidade ou rentabilidade) (SABOGAL *et al*, 2004).

O corte anual permissível se rege segundo uma divisão pela área da floresta a manejar. Este é o método mais difundido em florestas tropicais, quando não se conhece nem o volume nem o crescimento da floresta. É calculado da seguinte forma:

$$\text{Eq. 1.1} \quad CAP = \frac{S}{CC}$$

onde:

CAP = corte anual permissível (em ha. ano⁻¹);

S = área produtiva da área de manejo floresta (em ha);

CC = duração do ciclo de corte (em anos).

II. Volume

O volume é uma variável que pode orientar o corte anual permissível e um passo inicial para levar florestas não manejadas a um estado inicial de manejo. Ademais é uma ajuda para planificar a capacidade industrial e a comercialização. De outro lado, este método apresenta maior dificuldade para controle e o cálculo das estimativas e está mais sujeito a erros. Além disso, o crescimento volumétrico é mais difícil de se obter e está sujeito a variações devido a condições locais. Atualmente, para as florestas tropicais com pouca informação sobre o crescimento de suas espécies em condições locais, utilizam-se estimativas de crescimento médio para certos tipos de florestas ou regiões, baseadas em resultados de análises de parcelas permanentes (SABOGAL *et al.*, 2004).

Uma das fórmulas mais utilizadas para a regulação da produção é a de Von Mantel, desenvolvida para florestas temperadas coetâneas, porém utilizadas em vários países tropicais. Com base no inventário florestal de toda a área produtiva da floresta a manejar, determina-se o volume existente das árvores de espécies comerciais a partir de um diâmetro mínimo de corte (DMC) e divide-se pela duração do ciclo de corte estabelecido:

$$\text{Eq. 1.2} \quad CAP = \frac{2V_c}{CC}$$

onde:

V_c = volume comercial atual obtido através de inventário floresta ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$);

CC = ciclo de corte (em anos).

Dawkins (1964), sugere que o cálculo da regulação da produção seja feito considerando “meio-Mantel”, ou seja, V/CC , pelo menos durante o primeiro ciclo de corte.

A fórmula não considera o incremento, estrutura da floresta ou a variabilidade do crescimento em volume, fornecendo, desse modo, apenas um indicativo geral da produção da floresta (Armitage, 1998). Quando se leva em conta o crescimento da floresta remanescente, é possível aplicar uma taxa de intensidade de corte (IC) à fórmula. Esta taxa deve refletir a área basal ou volume que se estima que ingressará às classes diamétricas maiores que o diâmetro mínimo de corte durante o ciclo de corte. Louman e Stanley (2002) explicam passo a passo como se pode estimar esta taxa com poucos dados, baseando-se na metodologia de Brandis (Dawkins e Philip, 1998), desenvolvida a mais de 150 anos nos trópicos asiáticos.

Uma vez estimada a IC, a fórmula para calcular o CAP será:

$$\text{Eq. 1.3} \quad CAP = \frac{IC \times V_c}{CC}$$

onde:

IC - intensidade de corte, número de árvores cortadas por hectare;

V_c - volume comercial obtido através do inventário comercial ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$);

CC - ciclo de corte (em anos)

Um método alternativo para a determinação da produção, mas que requer um bom conhecimento do incremento e a estimativa do incremento é o uso da fórmula de Cotta (Eq 3.4). Este método é aplicado para a uma floresta, que tenha o volume conhecido e a extração é planejada para um número específico de anos (ARMITAGE, 1998).

$$\text{Eq. 1.4} \quad CAP = \left(\frac{Vc + 0.5IMA}{CC} \right)$$

Onde:

Vc - volume comercial médio com $DAP \geq 10\text{cm}$ obtido através do inventário ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$);

IMA – incremento do volume das espécies comerciais;

CC – ciclo de corte (em anos).

III. Número de árvores

A regulação pelo número de árvores tem sido utilizada extensivamente em florestas tropicais. Uma característica destas florestas é que elas são compostas de muitas espécies e apenas algumas delas são comerciais, e apresentam um limite de diâmetro comercial para a colheita (WRIGHT, 2000). Este método de regulação foi utilizado por Brandis em 1850, quando trabalhou em uma floresta de teca em Burma (atual Myanmar) (Dawkins e Philip, 1998). Ele requer informações sobre três atributos da floresta:

- o número de árvores em cada classe de diâmetro;
- o tempo de passagem, isto é, o tempo que um indivíduo leva pra crescer através das classes de tamanho até o tamanho mínimo explorável;
- a mortalidade em cada classe de diâmetro.

1.4.3.1. ALGUNS EXEMPLOS DE REGULAÇÃO DA PRODUÇÃO EM PAÍSES TROPICAIS

I. Regulação da produção em Gana

A regulação da produção é parte integrante do manejo florestal em Gana, e vários métodos foram adotados no passado, no esforço de alcançar o manejo sustentável dos recursos florestais, utilizando o sistema de tempo de passagem, em ciclo de corte de 25 anos. A produção era baseada em estimativas aproximadas do tempo de passagem entre uma classe de

diâmetro e a próxima, que poderia ser a classe do diâmetro mínimo explorável (FOLI, 2000).

Em Gana, o método mais utilizado para regulação da produção consiste na divisão da área a manejar pelo ciclo de corte de 25 anos. Na inexistência de uma tabela de volume local para as espécies, a área basal é usada para expressar a produção por não apresentar sérias limitações para sua estimativa (FOLI, 2000).

A produção é calculada pela predição do incremento através do tempo de passagem, de um diâmetro mínimo a altura do peito (DAP) de 50cm a um diâmetro mínimo de corte de 70cm a 90cm, para várias classes de espécies comerciais. O incremento é calculado separadamente para cada classe de espécies e a produção igualada ao incremento das classes. Essencialmente, portanto, o corte anual permissível é igual ao incremento (FOLI, 2000).

A deficiência deste método é que não é baseado em dados confiáveis de crescimento, além da mortalidade não ser considerada (FOLI, 2000).

Segundo Magginis (1994), atualmente o corte anual permissível de uma floresta em Gana é calculada com base nas espécies, usando uma simples derivação do método de Brandis, baseado na área, diâmetro mínimo, estoque e uma estimativa de 20% de mortalidade durante 40 anos de ciclo de corte. Este método prescreve um corte anual permissível de 60% de todos os fustes acima do diâmetro mínimo de corte, e é expresso como:

$$\text{Eq. 1.5} \quad Z = 0,2X + 0,5Y$$

onde:

Z = é o número de árvores com diâmetro mínimo de corte que podem ser colhidas;

X = número de árvores comerciais por hectare na classe de tamanho 20 cm abaixo ao diâmetro mínimo de corte e;

Y = significa o número de árvores comerciais por hectare acima do diâmetro mínimo de corte.

Uma modificação foi feita neste método recentemente. Foram introduzidos valores da condição da floresta para avaliação do estoque. Os valores são atribuídos em cada compartimento em uma escala de 1 a 4 durante a avaliação de todo o estoque da floresta, indicando a condição geral

da floresta (1 = excelente, 2 = bom, 3 = parcialmente degradada, 4 = altamente degradada, 5 = poucas árvores e 6 = sem floresta). Isto mostra se floresta está bem estocada ou degradada, e modera os níveis de exploração em uma unidade em particular (FOLI, 2000).

Este método é baseado no reconhecimento de duas estruturas de vegetação fundamentalmente diferentes, floresta intacta e a degradada, utilizando as aparências físicas nos primeiros dois metros do estrato inferior da floresta (sub-bosque), com um indicador geral do estado da floresta (Maginis, 1994). Este método mostra se a floresta apresenta ou não um bom estoque de madeira comercial, e modera os níveis de colheita em um determinado compartimento em particular, de acordo com o volume disponível na área (FOLI, 2000).

II. Regulação da produção na Indonésia

Assegurar a sustentabilidade do manejo florestal na Indonésia é um tema urgente. Considerado o maior produtor mundial de madeira em tora no ano de 2004 (ITTO, 2004), a significância do setor florestal na economia nacional e a demanda global por produtos florestais têm levado o governo da Indonésia a aumentar a atenção para o assunto (PARTHAMA, 2000).

As práticas de regulação em florestas naturais manejadas na Indonésia são realizadas através da determinação do corte anual permissível ao nível de concessão, utilizando o seguinte grupo de equações (PARTHAMA, 2000; SUHENDANG, 2002):

$$\text{Eq. 1.6} \quad CAP_L = \frac{L}{CC}$$

$$\text{Eq. 1.7} \quad CAP_V = CAP_L \cdot \bar{V} \cdot fe$$

onde:

CAP_L = corte anual permissível em termos de área (hectare);

L = área total de produção (hectares);

CC = ciclo de corte em anos;

CAP_V = corte anual permissível em termos de volume (m³);

\bar{V} = média do volume em pé explorável (m³.ha⁻¹);

f_e – fator de exploração (usualmente 0,7-0,8).

A eq. 1.6 divide a área de produção inteira (excluindo a porção não-produtiva) de uma unidade de manejo florestal em n áreas de corte anuais iguais (\underline{n} sendo o comprimento do ciclo de corte). A eq. 1.7, fornece o Cap_v que é o limite superior da produção total a cada ano através por um ciclo de corte de 20 anos (PARTHAMA, 2000).

O volume real que pode ser explorado em uma área de corte anual é a produção anual permissível (PAP) ou quota de produção anual, dada por:

$$\text{Eq. 1.8} \quad CAP_v = HV \cdot fs$$

onde:

PAP = produção anual permissível ou quota de produção anual;

HV = volume real explorável de uma determinada área de corte anual;

fs = fator de segurança (usualmente 0,7) para a i -ésima espécie ou grupo de espécies e a j -ésima classe de diâmetro ($0 < fs < 1$). Pode-se supor que há um valor de fs para todo o compartimento em uma determinada unidade de manejo florestal. Pode ser obtido empiricamente através da fórmula:

$$fs = \frac{N_{ij} \cdot (ID)_{ij}}{\sum_{i=1}^t \sum_{j=1}^{m_j} (N_{ij} \cdot (ID)_{ij})}$$

onde:

N_{ij} = número de árvores por hectare no estoque do povoamento para a i -ésima espécie ou grupo de espécies e a j -ésima classe de diâmetro;

$(ID)_{ij}$ = incremento diamétrico (cm por ano) da i -ésima espécie ou grupo de espécies e a j -ésima classe de diâmetro ($\text{cm} \cdot \text{ano}^{-1}$);

m_i = número de classes de diâmetro para a i -ésima espécie ou grupo de espécies;

t = número de espécies ou grupo de espécies;

A PAP é determinada especificamente para cada área de corte anual (ACA) antes da exploração, e é baseada na estimativa do volume da ACA obtido através de um inventário florestal comercial a 100% de intensidade. Já

o CAP_V , por outro lado, é determinado uma vez, ao final de cada ciclo de corte. Na prática a PAP não deve exceder o Cap_V , significando que, quando a PAP for maior de Cap_V , a PAP é definida como igual ao Cap_V (PARTHAMA, 2000).

Atualmente, algumas alternativas vêm sendo propostas para substituir o método atual de determinação do corte anual permissível. Um deles é o método Austríaco (PARTHAMA, 2000):

$$\text{Eq. 1.9} \quad CAP_V = \frac{V}{T} \cdot fe$$

onde:

T = tempo em anos;

fe = fator de exploração;

$V = \sum V_i$;

V_i = volume do povoamento i ao final do ciclo de corte, que é projetado usando a expressão $V_i = V_0 + \sum t_j l_j$

onde V_0 = volume presente no povoamento i ;

t_j = período de tempo j ; e

l_j = incremento periódico anual estimado do povoamento i no período j .

III. Regulação da produção na Amazônia Peruana

Atualmente, segundo a Resolução Jefatural N°. 109-2003-INRENA, produção estará regulada para o volume explorável anualmente (corte anual permissível – CAP) de uma área específica durante o período de planificação, fixado em cinco anos (INRENA, 2004).

A princípio, o CAP corresponde ao incremento médio anual das espécies comerciais ao longo do ciclo de corte, fixado em 20 anos. O cálculo do CAP depende do incremento das árvores comerciais, da mortalidade natural e dos danos ocasionados pelas intervenções do manejo, incluindo as árvores aproveitadas.

O cálculo do CAP, segundo INRENA (2004), se fará ponderando os valores do volume médio por hectare com a área efetiva de cada tipo de floresta produtiva, utilizando as seguinte equação:

$$\text{Eq. 1.10} \quad CAP = \frac{Ap \cdot Vc}{Pp}$$

onde:

CAP = corte anual permissível (m^3);

Ap = área produtiva da floresta (ha);

Vc = volume comercial médio ($m^3 \text{ ha}^{-1}$);

Pp = período planejado igual a cinco anos.

IV. Regulação da produção na Amazônia Brasileira

No Brasil, a legislação florestal (Instrução Normativa N° 04 de 04/03/2002) especifica que a área florestal total a ser manejada para produção de madeira dependerá de três fatores: i) a demanda de matéria-prima da empresa; ii) a produtividade da floresta e iii) o ciclo de corte. A área a ser explorada anualmente será definida de acordo com a demanda anual de matéria-prima e com o ciclo de corte estabelecido (25 anos). O comprimento do ciclo de corte e do corte anual permissível pode ser baseado dados de crescimento publicados (SILVA e van ELDIK, 2000).

Como a legislação atual não estabelece uma metodologia específica para a regulação da produção ou um limite máximo de corte por hectare, o método mais comum é a divisão da área explorável pelo número de anos do ciclo de corte (ver regulação por área).

Atualmente, três empresas detentoras de florestas certificadas no estado do Pará, utilizam o método apresentado por Alder (2000) onde a determinação é feita com base no incremento médio anual (IMA) e nas perdas na produção por danos ocorridos durante a colheita. A redução total do volume é representada pela produção P mais o impacto da colheita D (danos). O incremento médio anual é calculado como sendo o aumento de volume V_t em um determinado período de tempo T :

$$IMA = \frac{V_t}{T}$$

O CAP então é calculado como segue:

$$\text{Eq. 1.11} \quad \text{CAP} = (1 - \%D) \cdot \text{IMA}$$

Onde:

%D – proporção de volume danificados, determinado utilizando a seguinte fórmula:

$$\%D = \frac{D}{P + D}$$

onde:

D – volume comercial danificado ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$);

P – volume real extraído da UTs onde tiveram avaliação de danos.

Alder (2000) comenta que em termos práticos, o CAP deve situar-se entre 50-70% do IMA comercial, dependendo do nível observado de danos da exploração. Isto se refere somente ao volume em pé e não considera perdas por defeitos (ocos e podridão). A inclusão dessas perdas é necessária, se o CAP for monitorado e controlado em termos de volume extraído (romaneiado). O autor sugere acrescentar outros 50-70% sobre os danos da exploração.

Dawkins (1964) sugeriu um incremento médio anual pantropical de volume comercial de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. Então, em termos práticos, o CAP seria em torno de $0,25-0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, medido como madeira abatida (no pátio).

Nos planos de manejo anteriormente referidos, o corte anual permissível adotado é de 70% do IMA, considerando aquele sugerido por Dawkins (1964). Então o CAP usado foi $0,7 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, até que a empresa produza seus próprios dados de crescimento e perdas por danos e defeitos, alterando o valor adotado para o corte anual permissível, quando necessário (Silva, 2006¹).

1.4.3.2. AVALIAÇÃO CRÍTICA DOS MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO

Embora cada método apresentado possua sua vantagem e desvantagem, eles somente fornecem um guia geral para a obtenção do corte anual permissível. A

¹ SILVA, J. N. M. Comunicação Pessoal

escolha do método dependerá de circunstâncias individuais de cada área. Assim sendo, não há um método padrão aplicável a todas as florestas.

Para Osmatson (1968), há um “buraco” no conhecimento quantitativo e silvicultural do estoque de crescimento e a influência do ambiente e da exploração no crescimento, que é diretamente ligado à regulação da produção.

Somente a aplicação de um dos métodos tem relevância para as características técnicas de uma unidade de manejo florestal, sendo que os objetivos de manejo serão uma contribuição positiva para o manejo florestal sustentável, onde, no presente nenhuma base para isto exista.

Embora importante no contexto do manejo florestal, as técnicas de regulação da produção de uma floresta tropical úmida quando apenas dados provenientes de um ponto no tempo são disponíveis, têm sido pouco estudadas no Brasil.

Dentre as equações expostas, somente algumas são realmente aplicáveis e dentre estas, poucas são aplicáveis nas condições da Amazônia Brasileira. As equações “não aplicáveis” são algumas puramente empíricas (Eq. 1.5 e suas modificações), outras apresentam problemas práticos, como é o caso das Eqs. 1.7 e 1.9, onde a estimativa do fator de exploração é empírica e incerta, podendo resultar em uma sub-exploração.

Outras equações, como a Eq. 1.1, desconsidera as variações ambientais e ecológicas que podem ocorrer na área, além de permitir, em tese, a exploração de todo o volume existente na área de manejo. Esta é a equação amplamente utilizada na Amazônia brasileira, sendo uma estimativa do que pode ser cortado. Poucas empresas utilizam outro método para estimar o corte anual permissível que corresponda de fato ao que deveria ser cortado, diminuindo a extração excessiva e não permitindo que ela ultrapasse a capacidade de recuperação da floresta.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIMCI. *Estudo setorial 2003: produtos de madeira sólida*. Curitiba: ABIMCI, 2003. 67 p.

ALDER, D. Some issues in the yield regulation of moist tropical forests. *In: WRIGHT, H. L.; ALDER, D. (Eds.) Proceedings of a workshop on humid and semi-humid tropical forest yield regulation with minimal data*. CATIE, Costa Rica, 5-9 julho, 1999. OFI Occasional Papers 52. Oxford Forestry institute, 2000. p. 14-27.

AMAT. *Municípios*. Disponível em < <http://www.amat.org.br/municipios/index.htm>> Acesso em 26 jan. 2006

ARMITAGE, I. *Guidelines for the management of tropical forests*. 1. The production of wood. Roma: FAO, 1998. 293 p. (FAO Forestry Paper, 135).

ASNER, G.; KELLER, M.; SILVA, J. N. M. Spatial and temporal dynamics of forest canopy gaps following selective logging in the eastern Amazon. *Global Change Biology*, v. 10, p. 765–783, 2004.

BARRETO, P.; AMARAL, P.; VIDAL, E.; UHL, C. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management*, v. 108, p. 9-26, 1998.

BARROS, A. C.; VERÍSSIMO, A. (Eds.) *A Expansão madeireira na Amazônia: impactos e perspectivas para o desenvolvimento sustentável no Pará*. 2. ed. Belém: Imazon, 2002. 166 p.

BLATE, G. M. Sustainable forest management in Brazil: The Tropical Forest Foundation's low impact logging programme integrates demonstration, training and research. *ITTO Tropical Forest Update*, v. 7, n. 3, p. 14-15, 1997.

BLUE PLANET BIOMES. *Tropical Rainforest*. Disponível em: <<http://www.blueplanetbiomes.org/rainforest.htm>> Acesso em 2 set. 2005.

BRASIL. Departamento Nacional de Produção Mineral. *Projeto RADAMBRASIL. Folha S.A. 22 - Belém; geologia, geomorfologia, solos, vegetação e uso potencial da terra*. Rio de Janeiro, 1974. 226p.(Levantamento de Recursos Naturais,5).

BROUWER, L. C. *Nutrient cycling in pristine and logged tropical rain forest: a study in Guyana*. Netherlands: University of Utrecht Press, 1996. (Tropembos-Guyana Series, 1).

CIKEL BRASIL VERDE MADEIRAS LTDA. Plano de manejo florestal. Belém: Cikel Brasil Verde Ltda, 2000. 27 p.

COCHRANE, M.; ALENCAR, A.; SCHULZE, M. D.; SOUZA JR., C. M.; NEPSTAD, D. C.; LEFEBVRE, P.; DAVIDSON, E. A. Positive feedback in the fire dynamics of closed canopy tropical forests. *Science*, v. 284, p. 1832-1835, 1999.

DAWKINS, H. C. *Productivity of a tropical forest and their ultimate value to man*. In: Proceedings of 9th Technical Meeting of FUNC, Nairobi, 1964.

DAWKINS, H. C.; PHILIP, M. S. *Tropical moist forest silviculture and management: A history of success and failure*. Cambridge: CAB International, 1998. 359 p.

DINIZ, T. D. de A. Caracterização climática da Amazônia Oriental. In.: *Pesquisa sobre utilização e conservação de solo na Amazônia Oriental*. Belém: Embrapa-Cpatu, 1986. 291 p.

DYKSTRA, D. P., ELIAS. *Synthesis report on ex-post evaluations of reduced-impact logging projects*. Yokohama: ITTO, 2003. 16p.

ELIAS; APPEGATE, G.; KARTAWINATA, K.; MACHFUDH; KLASSEN, A. *Reduced Impact Logging Guidelines for Indonesia*. Jakarta: CIFOR, 2001. 114 p.

FERREIRA, J. C. V. *O Pará e seus municípios*. p. 562-564. 2003.

FOLI, E. G. Yield planning and control for sustainable timber production in Ghana. In: WRIGHT, H. L.; ALDER, D. (Eds.) Proceedings of a workshop on humid and semi-humid tropical forest yield regulation with minimal data. CATIE, Costa Rica, 5-9 julho, 1999. OFI Occasional Papers 52. Oxford Forestry institute, 2000. p. 39-48.

FOOD and Agriculture Organization. *Global Forest Resources Assessment 2000*. Roma: FAO, 2002. CD-ROM.

FREDERICKSEN, T. S.; PUTZ, F. E. Silvicultural intensification for tropical conservation. *Biodiversity Conservation*, v. 12, p. 1445-1453, 2003.

HELMS, J.A (editor). *The Dictionary of Forestry*. United States of America: Society of American Forest – Library of Cataloging-in-Publication Data, 1998. 210p.

HENDRISON, J. *Damage-controlled logging in managed tropical rain forest in Suriname*. Wageningen: Agricultural University, 1990. 204p.

HERING, K. G. A scientific formulation of tropical forest management. *Forest Ecology and Management*, v. 166, p. 211-238, 2003.

HIGMAN, S.; BASS, S.; JUDD, N.; MAYERS, J.; NUSSBAUM, R. *The sustainable forestry handbook*. Londres: Earthscan Publications Ltda., 1999. 289p.

HILL, J. K.; HAMER, K. C.; LACE, L. A.; BANHAM, W. M. T. Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia. *Journal of Applied Ecology*, v. 32, p. 754–760, 1995.

HOLDSWORTH, A. R.; UHL, C. Fire in eastern Amazonian logged rain forest and the potential for fire reduction. *Ecological Applications*, v. 7, p. 713–725, 1997.

HOLMES, T.P.; BLATE, G.M.; ZWEEDE, J.C.; PEREIRA JR., R.; BARRETO, P.; BOLTZ, F.; BAUCH, R. Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, v. 163, p.93-110, 2002.

IBGE. *Anuário Estatístico do Brasil*. Rio de Janeiro: IBGE. v. 56, p1-97, 1996.

IBGE. *Divisão regional do Brasil em mesorregiões e microrregiões geográficas: Região Norte*. v. 1, tomo I. Rio de Janeiro: IBGE, 1990, 124 p.

INRENA. *Planes de manejo en concesiones forestales con fines maderables*. Peru: INRENA/CIFOR/FONDEBOSQUE, 2004. 116 p.

ITTO. *Annual review and assessment of the world timber situation*. ITTO, 2004. 255 p.

IZABEL MADEIRAS DO BRASIL LTDA. Plano de manejo florestal. Belém: Izabel Madeiras do Brasil Ltda., 2002. 36 p.

JOHNS, A. D. Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. *Journal of Tropical Ecology*, v. 7, p. 417–437, 1991.

JOHNS, J. S.; BARRETO, P.; UHL, C. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, v. 89, p. 59-77, 1996.

JONKERS, W. B. J. Reduced impact logging in Sarawak, Guyana and Cameroon – the reasons behind differences in approach. P. 199-207 *In: ENTERS, T.; DURST, P. B.; APPLGATE, G. B.; MAN, G. KHO, P.C. S. (Eds.). Applying reduced impact logging to advance sustainable forest management*. International Conference Proceedings. Kuching, Malaysia: FAO, 2002. 311 p. (RAP Publications, 2002/14).

JONKERS, W. B. J. *Vegetation structure, logging damage and silviculture in a tropical rain forest in Suriname*. Netherlands: Wageningen Agricultural University, 1987. 172 p. (Ecology and Management of Tropical Rain Forests in Suriname: 3).

JURUÁ FORESTAL LTDA. Plano de manejo florestal. Belém: Juruá Florestal Ltda, 2000. 27 p.

LENTINI, M.; VERÍSSIMO, A.; SOBRAL, L. *Fatos Florestais da Amazônia 2003*. Belém: Imazon, 2003. 108 p.

LOUMAN, B. Sistemas silviculturales. *In*: LOUMAN, B.; QUIRÓS, D.; NILSSON, M. (Eds.). *Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con ênfaseis en América Central*. Turrialba: CATIE, 2001. 265p. (Serie Técnica: Manual Técnico / CATIE; N.º. 46).

LOUMAN, B.; STANLEY, S. Análisis e interpretación de resultados de inventarios forestales. *In*: *Inventarios Forestales para bosques latifoliados en América Tropical*. Série Técnica, Manual Técnico N.º. 50. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 264 p.

MAGINNIS, S. Understorey condition scoring of Ghanaian lowland tropical moist forest during stock survey: a technique for regulating the allowable cut in ecologically and structurally degraded production forest. *Forest Ecology and Management*, v. 70, p. 89-97, 1994.

McNABB, K. L.; MILLER, M. S.; LOCKABY, B. G.; STOKES, B. J.; CLAWSON, R. G.; STANTURF, J. A.; SILVA, J. N. M. Selection harvesting in Amazonian rain forest: long-term impacts on soil properties. *Forest Ecology and Management*, v. 93, p. 153-160, 1997.

NEPSTAD, D. C.; VERÍSSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHLESENGER, P.; POTTERK, C.; MOUTINHO, P.; MENDOZA, E.; COCHRANE, M.; BROOKS, V. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature*, v. 398, p. 505–508, 1999.

OSMASTSON, F. C. *The Management of Forests*. Londres: George, Allen and Unwin, 1968. 384 p.

PALMER, J. R. Towards more reasonable objectives in tropical high Forest management for timber production. *Commonwealth Forestry Review*, v. 54, p. 273-289, 1975.

PARTHAMA, P. Yield regulation in Indonesia. *In: WRIGHT, H. L.; ALDER, D. (Eds.) Proceedings of a workshop on humid and semi-humid tropical forest yield regulation with minimal data. CATIE, Costa Rica, 5-9 julho, 1999. OFI Occasional Papers 52. Oxford Forestry institute, 2000. p. 77-84.*

PEARCE, D.; PUTZ, F. E. P.; VANCLAY, J. *A sustainable forest future. Londres: CSERGE, 1999. (Working Paper, GEC 99-15). 64 p.*

PEDRONI, L.; CAMINO, R. de. *Un marco lógico para la formulación de estándares de manejo forestal sostenible. Turrialba: CATIE, 2001. 37 p. (Serie Técnica, Informe Técnico N° 317, Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales).*

PINARD, M. A.; PUTZ, F. E. Retaining forest biomass by reducing logging damage. *Biotropica*, v. 28, p. 278-295, 1996.

PINARD, M., PUTZ, F.; TAY, J.; SULLIVAN, T. Creating timber harvesting guidelines for a reduced-impact logging project in Malaysia. *Journal of Forestry*, n. 93, p. 41-45, 1995.

PINARD, M.; HOWLETT, B.; DAVIDSON, D. Site conditions limit pioneer tree recruitment after logging of dipterocarp forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica*, v. 28, p. 2-12, 1996.

PUTZ, F. E.; PINARD, M. A. Reduced-impact logging as a carbon-offset method. *Conservation Biology*, v. 7, n. 4; 755-757, 1993.

PUTZ, F. E.; REDFORD K. H.; ROBINSON, J. G.; FIMBEL, R.; BLATE, G. M. *Biodiversity conservation in the context of tropical forest management. Washington: Banco Mundial, 2000a. 80 p. (Environment Department Papers, Paper N° 75 - Biodiversity Series – Impact Studies).*

PUTZ, F., E.; DYKSTRA, D. P.; HEINRICH, R. Why poor logging practices persist in the tropics. *Conservation Biology*, v. 14, n. 4, p. 951-956, 2000b.

RODRIGUES, T. E.; SANTOS, P. L.; SILVA, R. C.; OLIVEIRA JÚNIOR, R. C.; SILVA, J. M. L.; GAMA, J. R. N. F.; VALENTE, M. A. *Caracterização e classificação dos solos do Município de Paragominas – Estado do Pará*. Belém: EMBRAPA, 2000.

SABOGAL, C.; CARRERA, F.; COLÁN, V.; POKORNY, B.; LOUMAN, B. *Manual para la planificación y evaluación del manejo forestal operacional en bosques de la Amazonía peruana*. Lima: INRENA/CIFOR/ FONDEBOSQUE, 2004. 279 p.

SCHWAB, O.; PULKKI, R.; BULL, G. Q. *Reduced impact logging in tropical forests: literature synthesis, analysis and prototype statistical framework*. Rome: FAO, Working Paper FOP/08, p. 283, 2001.

SILVA, B. N. R da; CARVALHO, J. dos S. Os solos da Amazônia Oriental. *In: Pesquisa sobre utilização e conservação de solo na Amazônia Oriental*. Belém: Embrapa-Cpatu, 1986. 291 p.

SILVA, J. N. M.; van ELDIK, T. Approaches adopted towards yield regulation in the Brazilian Amazon. *In: WRIGHT, H. L.; ALDER, D. (Eds.) Proceedings of a workshop on humid and semi-humid tropical forest yield regulation with minimal data*. CATIE, Costa Rica, 5-9 julho, 1999. OFI Occasional Papers 52. Oxford Forestry institute, 2000. p. 70-72.

SILVA, R. das C. *Contribuição de levantamento de solo a caracterização dos sistemas naturais e ambientais na região de Paragominas - Estado do Pará*. Belém: Faculdade de Ciências Agrárias do Pará, 1997. 107p. (Dissertação de Mestrado em Agronomia)- FCAP, 1997.

SIST, P. NGUYEN-THÉ, N. Logging damage and the subsequent dynamics of a dipterocarp forest in East Kalimantan (1990-1996). *Forest Ecology and Management*, v. 165, p. 85-103, 2002.

SIST, P. Reduced-impact logging in the tropics: objectives, principles and impacts. *International Forestry Review*, v. 2, n. 1, p. 3-10, 2000.

SIST, P., NOLAN, T., BERTAULT, J-G., DYKSTRA, D. Harvesting intensity versus sustainability. *Forest Ecology and Management*, n. 108, p. 251-60, 1998a.

SIST, P.; DYKSTRA, D. P.; FIMBEL, G. *Reduced-impact logging guidelines for lowland and hill dipterocarp forest in Indonésia*. CIFOR Ocasional Papper 15, 1998b. 19p.

SOUZA, A. L. L. de. *Desenvolvimento sustentável, manejo florestal e o uso dos recursos madeireiros na Amazônia brasileira*. Belém: UFPA/NAEA, 2002. 302 p.

STONE, W. S. *Tendências econômicas da indústria madeireira no Estado do Pará*. Belém: Imazon, 2000. 38 p. (Série Amazônia, 17).

SUHENDANG, E. Growth and yield studies: their implications for the management of Indonesian tropical forest. *In*: ISMAIL, S. bin M.; KIAN, T. S.; HWAI, Y. Y.; DERIS, O. bin; KORSGAARD, S. (Eds.) *Proceedings of the Malaysia-ITTO international workshop and yield managed tropical forests*. Kuala Lumpur, 25-59 junho, 2002. p. 205-216.

TER STEEGE, H.; BOOT, R. H.; BROUWER, L. Basic and applied research for sound rain forest management in Guyana. *Ecological Applications*, v. 5, p. 904-910, 1995.

THIOLLAY, J. M. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guiana rain forest. *Conservation Biology*, v. 6, p. 47-63, 1992.

UHL, C., VIERA, I. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas region of the state of Para. *Biotropica*, v. 21, p. 98-106, 1989

UHL, C.; BARRETO, P.; VERÍSSIMO, A. ; VIDAL, E.; AMARAL, P.; BARROS, A. C.; SOUSA JR., C.; JOHNS, J.; GERWING, J. Natural resource management in the Brazilian Amazon: an integrated research approach. *Bioscience* v. 47, p. 160-168, 1997.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R. A disturbing synergism between cattle ranching burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. *Biotropica*, v. 17, p. 265-268, 1985.

UHL, C.; KAUFFMAN, J. B. Deforestation fire susceptibility and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. *Ecology*, v. 71, p. 437-449, 1990.

VERÍSSIMO, A.; LIMA, E.; LENTINI, L. M. *Pólos Madeireiros do Estado do Pará*. Belém: Imazon, 2002. 74 p.

WHITMORE, T. C. *An introduction to tropical rain forest*. Oxford: Clarendon Press, 1990. 226 p.

WINKLER, N. *Environmentally sound forest harvesting: testing the applicability of FAO Model Code in Amazon in Brazil*. Roma: FAO, 1997. (Forest Harvesting Case Study, Nº. 8).

WRIGHT, H. L. Yield regulation in tropical moist forest. *In*: WRIGHT, H. L.; ALDER, D. (Eds.) Proceedings of a workshop on humid and semi-humid tropical forest yield regulation with minimal data. CATIE, Costa Rica, 5-9 julho, 1999. OFI Occasional Papers 52. Oxford Forestry institute, 2000. p. 3-13.

CAPÍTULO 2

AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DA COLHEITA DE MADEIRA EM TRÊS ÁREAS DE MANEJO FLORESTAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL

2.1. INTRODUÇÃO

A exploração madeireira na Amazônia brasileira é considerada por muitos como uma verdadeira “mineração vegetal”, sendo realizada em base tipicamente extrativista, utilizando práticas de manejo insustentáveis e, conseqüentemente, com vários impactos negativos (PUTZ *et al.*, 2000a; PUTZ *et al.*, 2000b).

Alguns trabalhos reportam que a exploração florestal chega a danificar até 50% da floresta remanescente (Uhl e Vieira, 1989; Bertault e Sist, 1997), afetando significativamente os solos (Johns *et al.*, 1996) e matando ou danificando 10% a 40% da biomassa viva (Veríssimo *et al.*, 1992). Para que a atividade florestal contribua para o desenvolvimento econômico, os impactos ecológicos devem ser mitigados, através do uso de tecnologias economicamente competitivas com as práticas destrutivas (exploração convencional).

Embora alguns autores tenham recomendado a implementação de métodos para reduzir os efeitos de manejo (Jonkers, 1987; Hendrisson, 1990; Johnson e Carbale, 1993; Dijkstra e Heinrich, 1996), as boas práticas de exploração ainda são uma exceção na maioria dos países tropicais (PUTZ *et al.* 2000b).

No início dos anos 1990 Putz e Pinard (1993) utilizaram o termo *Reduced Impact Logging* (RIL) ou “Exploração de Impacto Reduzido (EIR) pela primeira vez, como uma prática para reter biomassa na floresta. Somente na metade da década de 90, Pinard *et al.* (1995) criaram o que viriam a ser as primeiras diretrizes “diretas” para a EIR, que têm como objetivo principal reduzir os danos ao solo e à vegetação em pelo menos 50%, em comparação com a exploração convencional.

Algumas práticas são essenciais à exploração de impacto reduzido. Entre elas, Sist *et al.* (1998a) apontam: treinamento das equipes, inventário florestal, mapeamento topográfico e localização das árvores a serem cortadas, corte de cipós, corte direcional, planejamento dos ramais de arraste, abertura dos ramais de arraste, construção das estradas e supervisão.

Outro aspecto importante a ser observado em áreas exploradas são as aberturas provocadas pela extração de madeira, em especial as clareiras abertas pela derruba das árvores. Maiores aberturas propiciam melhores condições para o crescimento das árvores e, em muitos casos, induzem a regeneração natural. É

sabido que um dos fatores que mais influenciam o crescimento das árvores tropicais é a luz que chega às copas (JOHNS *et al.*, 1996; SILVA, 1989).

A queda natural de árvores é o maior dos distúrbios de pequena escala em florestas tropicais. As clareiras criadas no dossel das florestas pela queda de árvores ou galhos são geralmente considerados como sendo um importante fator na manutenção da alta diversidade das florestas tropicais (DENSLOW, 1987).

O tamanho é uma característica importante da clareira porque se correlaciona bem com parâmetros biologicamente funcionais. O tamanho das clareiras é comumente mensurado como a área entre as bordas das copas das árvores periféricas projetadas verticalmente para baixo até o nível do solo (BROKAW, 1982).

Uma distinção pode ser feita entre as conseqüências diretas e indiretas da existência de uma clareira. Uma conseqüência direta de uma clareira é a destruição de uma certa quantidade da vegetação no dossel da floresta. Isto pode ser quantificado como a área coberta pela projeção vertical da abertura no dossel da floresta. A conseqüência indireta pode ser quantificada pela área de chão da floresta onde as condições ambientais são afetadas pela clareira (ROSE, 2000).

Em florestas exploradas, as clareiras são geralmente maiores e mais numerosas e o solo compactado pelo maquinário pesado. Nessas áreas o tamanho das clareiras varia em função do número de árvores cortadas, ou seja, quanto maior for o número de árvores cortadas, maior será a abertura no dossel da floresta (van der Hout, 1999). Outro fator que contribui bastante para o tamanho das clareiras em áreas exploradas são as estradas e ramais, que têm um efeito similar ao corte. Um considerável número de indivíduos com diâmetro pequeno são danificados ou mortos quando os ramais de arraste e as estradas são feitos (BERTAULT e SIST, 1997).

Quantificar os danos da exploração na floresta é importante para entender os efeitos desta prática na fauna (Thiollay, 1997), micro-clima (Lindenmayer *et al.*, 1999), regeneração (Schwartz e Caro, 2003) e composição florística da floresta (Carvalho, 2002; Panfil e Gullison, 1998; Parrota *et al.*, 2002). Além de ser útil no monitoramento e estabelecimento de políticas públicas visando a sustentabilidade e perpetuidade dos recursos florestais.

Neste capítulo são analisados os impactos da exploração madeireira na vegetação remanescente e na superfície do solo em três áreas de manejo florestal na Amazônia Oriental.

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1. ÁREA DE ESTUDO E MEDIÇÕES PRÉ-EXPLORATÓRIAS

O estudo foi realizado em três áreas de manejo florestal situadas nos municípios de Breu Branco, Novo Repartimento e Paragominas, estado do Pará. Maiores detalhes sobre as áreas encontram-se no item 3.1 do Capítulo 1.

Antes da exploração florestal foram instaladas aleatoriamente e medidas 22 parcelas em Breu Branco; 28 parcelas em Novo Repartimento e 14 parcelas em Paragominas, uma parcela por UT², para avaliação de danos.

O procedimento para a instalação das parcelas iniciou com o sorteio da faixa na qual foi alocada a parcela. Foram excluídas do sorteio as faixas onde estavam planejadas a construção de estradas secundárias e pátios de estocagens.

As parcelas eram transectos com área aproximada de um hectare, com dez metros de largura e comprimento variável com as dimensões da UT. Em uma UT regular de 100 ha (1000m x 1000m), as parcelas tiveram o comprimento de 1000m. Em outras situações, o comprimento variou de 625m a 1100m.

As parcelas foram instaladas no sentido leste-oeste tendo como base as picadas de orientação do inventário 100%. Nessas parcelas foram avaliados todos os indivíduos com DAP \geq 10cm de todas as espécies, exceto palmeiras.

Na primeira coleta (antes da exploração) foram anotadas as seguintes observações: número da árvore, nome comum, classe de identificação do fuste - CIF (Tabela 2), circunferência a 1,30m do solo e ocorrência ou não de danos e/ou podridão na árvore. Os danos e/ou podridão foram classificados de acordo com as especificações apresentadas na Tabela 3, sendo que antes da colheita, os danos, logicamente, foram de causa natural.

² UT - Unidades de trabalho são sub-divisões operacionais das unidades de produção anual – UPA. Em geral possuem 100 ha de área.

Tabela 2: Códigos de classe de identificação do fuste (SILVA e LOPES, 1984).

Árvore	Completa	Descopada (sem copa)		Não encontrada
		fuste > 4,0 m	fuste < 4,0 m	
Viva em pé	1	2	3	4
Viva caída		10		
Morte natural		11		
Morta p/ exploração		12		
Árvore colhida		13		

2.2.2. MEDIÇÕES PÓS-EXPLORATÓRIAS

A segunda medição foi realizada logo após a exploração florestal. Nesta etapa foi avaliada a área de chão da floresta afetada e o impacto nas árvores remanescentes ocasionado pela derruba de árvores e/ou arraste das toras.

2.2.2.1 Danos da exploração

A avaliação dos danos foi realizada em todas as árvores previamente enumeradas. Os códigos apresentados na Tabela 3 foram utilizados para classificar o local e a severidade dos danos.

Tabela 3: Códigos utilizados para classificar a localização e intensidade de danos em árvores remanescentes após a exploração florestal.

Localização do dano	Severidade	
	Leve	Severo
Base do tronco	1	2
Fuste superior	1	2
Copa	1	2
Árvore não encontrada		3

As árvores remanescentes foram classificadas da seguinte forma em relação aos danos, de acordo com o tamanho e a severidade (Figura 8, Anexo B):

i. Classes de danos na base do tronco - BT

Foi considerada como base do tronco a distância entre o solo e o ponto de medição do DAP (1,30m do solo). Para a classificação destes danos, foram utilizados os seguintes códigos:

Código

0. Sem dano (BT1);
1. Danos leves (BT2) – quando parte das sapopemas (quando presentes) foi atingida, porém sem afetar a estabilidade da árvore; em árvores sem sapopemas, a área afetada (descascamento) era inferior a três metros. Espera-se que com danos de tal magnitude, a árvore possa reconstituir a parte afetada;
2. Danos severos (BT3) – quando base do tronco e/ou sapopemas foram destruídas a ponto de comprometer a estabilidade da árvore e/ou o descascamento foi superior a três metros, o que poderá vir a comprometer a sua reconstituição.

ii. Classes de danos no fuste superior - FS

Foi considerada como fuste superior a parte do tronco compreendida entre o ponto onde a árvore seria provavelmente cortada e a primeira bifurcação. Para as árvores com sapopemas, foi considerada a distância logo acima delas até a primeira bifurcação. Foram utilizados os seguintes códigos:

Código

0. Sem dano (FS1);
1. Danos leves (FS2) – quando o local danificado estava acima da ação das máquinas e o descascamento era inferior a três metros;
2. Danos severos (FS3) - quando o descascamento era superior a três metros, ou quando a árvore era descopada a qualquer altura.

iii. Classe de danos na copa - CO

Para este trabalho, a copa foi considerada a partir da primeira bifurcação do fuste. Para a classificação dos danos na copa, foram utilizados os seguintes códigos:

Código

0. Sem dano (CO1);
1. Danos leves (CO2) - quando menos de 50% da copa forem danificados ou quando as ramificações principais não foram quebradas;
2. Danos severos (CO3) - quando mais de 50% da copa forem danificados.

2.2.3. IMPACTO NO CHÃO DA FLORESTA

O impacto no chão da floresta foi dividido em duas categorias: impacto devido ao arraste e impacto devido à derruba (Tabela 4, Figura 3), sendo que cada divisão foi considerada uma área à parte e somada com as demais áreas registradas na mesma categoria para se obter a área total afetada por categoria.

Tabela 4: Categorias de impacto no chão da floresta.

Categoria	Código
Arraste de toras	1
Derruba de árvores	2

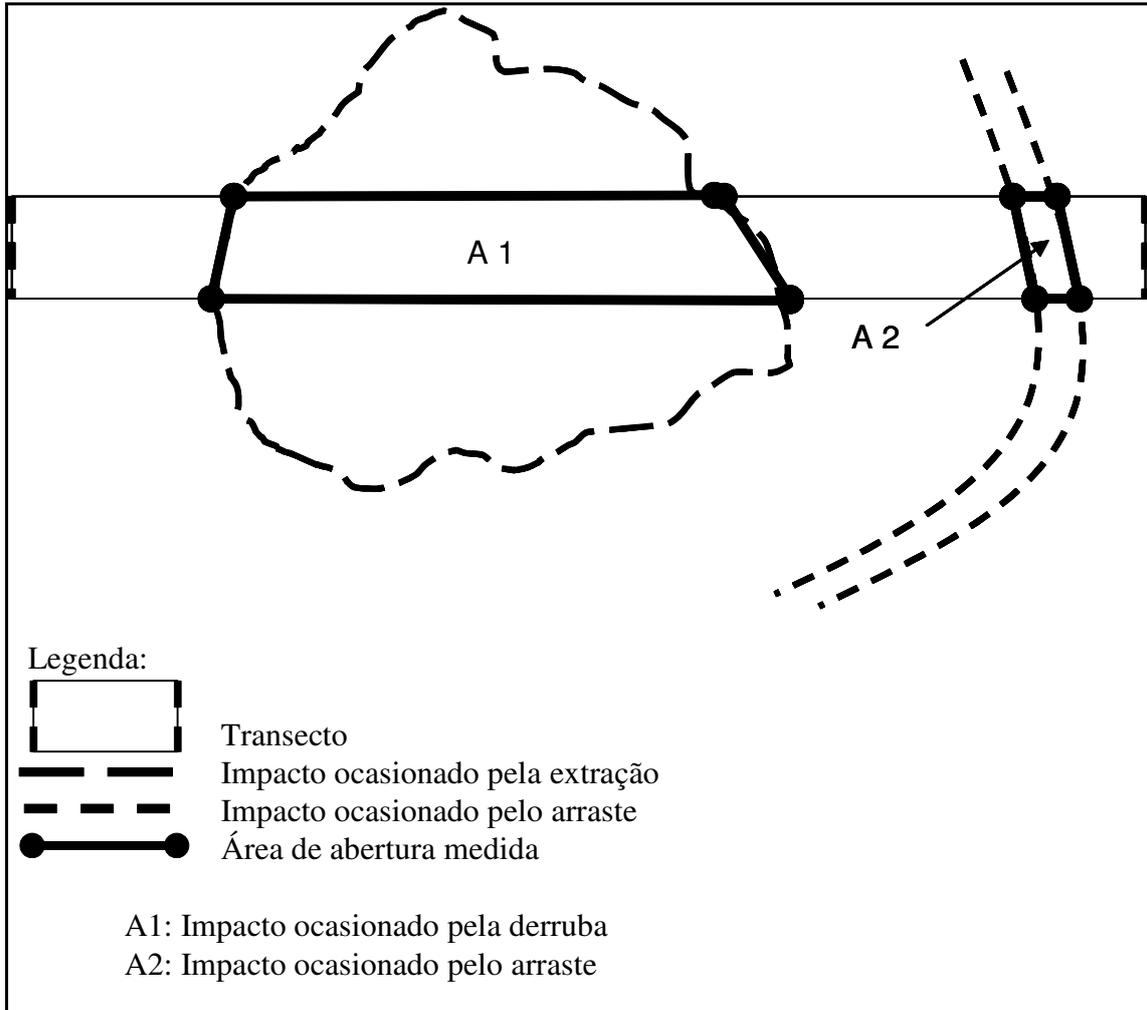


Figura 3: Exemplo de medição das duas categorias de impactos no chão da floresta.

Quando a área afetada apresentava forma triangular era utilizada a equação 1 e quando a mesma apresentava forma trapezóide, era dividida em triângulos e retângulos, de forma a facilitar o cálculo da área com as equações 2 e 3 (SPIEGEL, 1990).

$$\text{Eq. 2.1} \quad A_{\Delta} = \sqrt{s \times (s - a) \times (s - b) \times (s - c)}$$

$$\text{Eq. 2.2} \quad A_{\text{retângulo}} = b \times h$$

$$\text{Eq. 2.3} \quad A_{\text{triângulo}} = \frac{b \times h}{2}$$

onde:

A_{Δ} – Área da região triangular;

$A_{retângulo}$ – Área do retângulo;

$A_{triângulo}$ – Área do triângulo;

a , b e c – Lados da área triangular (na Eq. 2.1);

s – semiperímetro da área triangular, determinada pela fórmula:

$$s = \frac{a + b + c}{2}$$

b – lado da área afetada equivalente à base da figura geométrica (na Eq 2.2 e 2.3);

h - lado da área afetada equivalente à altura da figura geométrica.

2.2.3.1. Impacto ocasionado pela derruba

Para a determinação dos limites da área aberta pela derruba durante a coleta dos dados, foi utilizada a definição Runkle (1981), considerando como a área da clareira ao nível do solo. Ela é baseada nos impactos ecológicos diretos da formação da abertura no dossel e foi definida como *a área do solo sobre uma abertura no dossel estendendo-se até a base dos dosséis das árvores circundantes*. No campo, esta definição foi utilizada considerando apenas nos limites da parcela, no sentido longitudinal das mesmas.

Nas clareiras que atravessaram o perímetro da parcela, ou resultantes da queda de árvores que foram cortadas fora e que caíram dentro parcela, ou, ao contrário, cortada dentro e caíram fora da parcela, foram avaliados apenas os segmentos que caíram dentro do perímetro da parcela. A razão para isto, é que a parcela foi utilizada como a área de referência para determinar a perda de dossel.

2.2.3.2. Impacto ocasionado pelos ramais de arraste

Para a medição dos ramais foi utilizada uma fita métrica, sendo medida apenas a área de chão afetada, da mesma forma que as áreas afetadas pela derruba. Durante a medição foi considerada apenas a área afetada dentro de cada parcela, desconsiderando os possíveis danos externos.

2.2.4. OBTENÇÃO DA ÁREA BASAL E VOLUME

A área basal (G) foi considerada como sendo o somatório da área transversal e obtida utilizando a seguinte expressão:

$$G = \sum_{i=1}^n \frac{\pi}{4} d_i^2$$

onde:

d_i = diâmetro da árvore (medida a 1,30m do solo ou acima da sapopema)

$\pi \approx 3,1416$

O volume individual de cada árvore foi determinado utilizando a fórmula para árvores em pé com casca, ajustada por Baima *et al.* (2001) para a região do Mojú, estado do Pará:

$$V = e^{(-7,49337 + 2,086952 \ln d)}$$

$$r^2 = 0,94; CV = 21,75\%$$

Onde :

V = volume com casca em m³;

d = diâmetro da árvore (medida a 1,30m do solo ou acima da sapopema);

e = base do logaritmo natural, igual aproximadamente a 2,7182;

ln = logaritmo natural.

Após a exploração, o volume e a área transversal dos indivíduos que foram descopados a qualquer altura ou que tiveram danos severos em qualquer ponto (base do tronco, fuste superior ou copa) foram considerados destruídos, pois estes indivíduos têm uma grande probabilidade de não se recuperem dos danos e morrerem.

2.2.5. ANÁLISE DE DADOS

Coefficiente de Correlação: é uma análise que descreve o grau de associação entre dois grupos de valores pareados (Kleinbaum *et al.*, 1988). Para este estudo, essa análise visou avaliar em que medida o número de árvores, área basal e volume

cortados estavam associados ou tinham algum efeito sobre o número de indivíduos danificados. O coeficiente de correlação é dado pela fórmula:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n X_i Y_i - \frac{(X_i - \bar{X}) \cdot (Y_i - \bar{Y})}{n}}{\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n X_i^2 - (X_i - \bar{X})^2}{n}} \cdot \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n Y_i^2 - (Y_i - \bar{Y})^2}{n}}}$$

onde:

r = coeficiente de correlação;

X = variável independente ou de fácil obtenção (número de árvores, área basal e volume cortados);

Y = variável dependente ou de difícil obtenção (número de indivíduos danificados);

n = número de pares (X , Y)

O coeficiente de correlação (r) pode ser interpretado como um índice de associação entre as variáveis x e y , levando em consideração que ele pode variar de -1 a 1, quando $r = 1$ significa uma correlação perfeita positiva entre as duas variáveis. Quando $r = -1$, significa uma correlação perfeita negativa, isto é, se uma variável aumenta, a outra sempre diminui. Se $r = 0$ (zero), significa que as duas variáveis não dependem linearmente uma da outra. No entanto, pode existir uma outra dependência que seja "não linear" (Kleinbaum *et al.*, 1988). Assim, o resultado $r = 0$ deve ser investigado por outros meios que não serão abordados no presente estudo.

Foi utilizada também o coeficiente de correlação para avaliar se o tamanho das áreas afetadas, pelo arraste ou derruba, eram influenciadas pelo número de árvores, área basal e volume cortados.

Estrutura da floresta: comparou-se a densidade total de indivíduos (árv. ha⁻¹), a área basal (m². ha⁻¹) e o volume (m³. ha⁻¹) para todas as espécies e para as espécies comerciais presentes nas três áreas de estudo. Para que essa comparação fosse feita, compararam-se estatisticamente as densidades médias nos dois períodos (pré e pós-exploratório). Para isso, foram agrupadas duas a duas as áreas de estudo: Breu Branco x Novo Repartimento, Breu Branco x Paragominas e Novo Repartimento x Paragominas.

Quando as áreas apresentaram variâncias (S_x^2) iguais, foi utilizado o teste t de Student (ZAR, 1999; JAYARAMAN, 1999):

$$t_{ai} = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{S(\bar{x}_1 - \bar{x}_2)}$$

onde:

t_{ai} = Teste t para amostras independentes;

n_1 e n_2 = número de unidades ou área amostrada em duas áreas a serem comparadas;

$S(\bar{x}_1 - \bar{x}_2)$ = Erro padrão da diferença entre as médias das áreas, dado por:

$$S(\bar{x}_1 - \bar{x}_2) = \sqrt{\frac{S_p^2}{n_1} + \frac{S_p^2}{n_2}}, \text{ onde considera-se } S_p^2 \text{ como sendo a melhor estimativa da}$$

variância da população (σ^2), e calculado através da equação:

$$S_p^2 = \frac{(n_1 - 1) \cdot S_{x_1}^2 + (n_2 - 1) \cdot S_{x_2}^2}{n_1 + n_2 - 2}$$

Quando as áreas apresentaram variâncias desiguais, foi utilizado o teste t com correção de Welch, em que calcula-se o valor de t por:

$$t_{ai} = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\sqrt{\frac{S_1^2}{n_1} + \frac{S_2^2}{n_2}}}$$

Os graus de liberdade para este caso foram calculados pela fórmula:

$$gl = \frac{\left(\frac{S_1^2}{n_1} + \frac{S_2^2}{n_2} \right)}{\frac{\left(\frac{S_1^2}{n_1} \right)}{n_1 - 1} + \frac{\left(\frac{S_2^2}{n_2} \right)}{n_2 - 1}}$$

onde:

S_1^2 e S_2^2 = é a variância em duas área estudadas a serem comparadas

Quando a comparação foi feita na mesma área, considerando apenas os períodos pré e pós-exploratórios, o teste t para amostras pareadas (t_{ap}) foi utilizado e calculado com a seguinte fórmula:

$$t_{ap} = \frac{\bar{d}}{\sqrt{\frac{S_d^2}{n}}}$$

onde:

\bar{d} = é a média das diferenças entre as medidas de cada elemento do estudo, obtida aplicando-se a fórmula:

$$\bar{d} = \frac{\sum_{i=1}^n d_i}{n}, \text{ onde } d_i = \text{Medida}_{\text{pós-exploratória}} - \text{Medida}_{\text{pré-exploratória}} \text{ e para este estudo a}$$

medida que se refere a fórmula de d foi o número de indivíduos, área basal e volume;

S_p^2 = estimativa da variância da população (σ^2).

De modo geral, as diferenças somente foram consideradas estatisticamente significativas quando $P < 0,05$.

2.2.6. PROCESSO DE AMOSTRAGEM

A análise estatística do levantamento do impacto antes e depois da exploração foi realizada utilizando a amostragem aleatória simples. A estimativa dos parâmetros da população foi calculada como sugerido por PÉLLICO NETTO e BRENA (1997).

Notação:

N – número total de unidades ou área total amostral da população;

n – número de unidades ou área amostrada;

f – fração de amostragem;

X – variável de interesse.

I. Média aritmética

$$\bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^N X_i}{n}$$

- II. Variância: determina o grau de dispersão da variável de interesse em relação a sua média.

$$S_x^2 = \frac{\sum_{i=1}^N (X_i - \bar{X})^2}{n-1}$$

- III. Desvio padrão: é uma medida de dispersão de uma série de valores para suas médias aritméticas.

$$S_x = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (X_i - \bar{X})^2}{n-1}}$$

- IV. Variância da média: determina a precisão da média estimada.

$$S_x^2 = \frac{S_x^2}{n} \times \left(\frac{N-n}{N} \right)$$

onde:

$\left(\frac{N-n}{N} \right)$ = fator de correção para população finita.

- V. Erro padrão: expressa a precisão da média amostral na forma linear e na mesma unidade de medida.

$$S_x = \pm \frac{S_x}{\sqrt{n}} \sqrt{(1-f)}$$

onde:

$f = \frac{n}{N}$ ou também pode ser expressa pela razão entre a área amostrada e a área total da população.

- VI. Coeficiente de variação: é uma medida de variabilidade relativa, que relaciona o desvio padrão com a média.

$$cv = \frac{S_x}{x} \cdot 100$$

VII. Erro de amostragem: o erro devido ao processo de amostragem pode ser estimado para um nível de probabilidade $(1-\alpha)$, como segue:

a) Erro absoluto (Ea)

$$Ea = \pm t \cdot s_{\bar{x}}$$

b) Erro relativo (Er)

$$Er = \frac{\pm t \cdot s_{\bar{x}}}{x} \cdot 100$$

VIII. Intervalo de confiança para a média: determina os limites inferior e superior, dentro do qual espera-se encontrar, probabilisticamente, o valor paramétrico da variável estimada. O intervalo é baseado na distribuição t de Student.

$$IC = \bar{x} \pm t s_{\bar{x}}$$

IX. Intensidade de amostragem

A intensidade de amostragem deriva da fórmula da variância da média, pelo isolamento do (n) , e é determinada para populações finitas e infinitas. A diferenciação estatística de população finita e infinita é feita pelo fator de correção $(1-f)$ (Pélico Netto e Brena, 1997). Desse modo, se:

$(1 - f) \geq 0,98 \Rightarrow$ a população é considerada *infinita*.

$(1 - f) < 0,98 \Rightarrow$ a população é considerada *finita*.

a) Para população finita

Em se tratando de população finita, a intensidade de amostragem necessária, para o erro de amostragem requerido e a probabilidade de confiança fixada, pode ser calculada usando-se a seguinte fórmula:

$$n = \frac{t^2 S_x^2}{E^2 + \frac{t^2 S_x^2}{N}}$$

onde:

$$E = LE * \bar{X}$$

LE = limite de erro de amostragem admitido para levantamentos florestais igual a 10% da média aritmética ($0,1 \times \bar{x}$) da variável de interesse.

b) Para população infinita

Neste caso o fator de correção $(1 - f)$ é desprezado, e a fórmula é simplificada para:

$$n = \frac{t^2 S_x^2}{E^2}$$

X. Ajuste da intensidade de amostragem

Considerando que o cálculo da intensidade de amostragem parte de uma estimativa da variabilidade, cujo número de unidade que a originou é arbitrado e o valor de t é tomado para $n - 1$ graus de liberdade, é necessário ajustar a intensidade de amostragem.

O ajuste é feito, a partir da primeira aproximação do cálculo da intensidade de amostragem (n_1), tomando-se novo valor de t para $n_1 - 1$ graus de liberdade para obter a segunda aproximação (n_2); tomando-se novo valor de t para $n_2 - 1$ graus de liberdade, calcula-se a terceira aproximação (n_3); repete-se o procedimento até o valor de n tornar-se constante. Esse ajuste da intensidade da amostra compensa, parcialmente, eventuais deficiências da amostra que gerou as estimativas preliminares da média e variância (PÉLLICO NETTO e BRENA, 1997; ZAR, 1999).

2.3. RESULTADOS

2.3.1. ESTRUTURA DA FLORESTA ANTES E APÓS A EXPLORAÇÃO

Os resultados referentes à colheita de madeira são estimativas baseadas na análise das parcelas instaladas nas três localidades de estudo (Breu Branco, Novo Repartimento e Paragominas), ou seja, não correspondem ao volume real extraído das áreas.

Antes da exploração, as áreas de estudo apresentaram densidades médias de $444 \pm 78,83$ árv. ha⁻¹ (Breu Branco), $340 \pm 86,02$ árv. ha⁻¹ (Novo Repartimento) e

468 ± 40,64 árv. ha⁻¹ (Paragominas). Quando comparadas, a densidade média de todas as espécies entre Paragominas e Breu Branco não apresentou diferença significativa ($t_{ai} = 1,98$; $P > 0,05$), enquanto que entre Paragominas e Novo Repartimento a diferença foi altamente significativa ($t_{ai} = 4,90$; $P < 0,01$) assim como entre Breu Branco e Novo Repartimento ($t_{ai} = 1,73$; $P < 0,01$).

A distribuição de árvores em classes de diâmetro antes e após a extração apresentou-se como um “J invertido”, típica de florestas tropicais, com árvores de várias idades, sendo mantidas após a exploração (Tabela 5; Figura 4) (Meyer, 1952; Jardim, 1985; Alder, 1995). Observar a estrutura de uma floresta a ser manejada é fundamental para entender sua capacidade de regeneração e de reconstituição, assim como para definir melhor o ciclo de corte, o volume a ser explorado e as técnicas de regeneração a serem utilizadas.

Gourlet-Fleury *et al.* (2004) justificam as variações de parâmetros da estrutura florestal (área basal e densidade) em sítios tropicais, argumentando que a densidade é maior quando há um grande número de árvores pequenas e diminui quando ocorrem muitas árvores grandes, o que não é verdadeiro para a área basal. Valores altos para a área basal podem ser atribuídos a distribuições diamétricas com muitas árvores pequenas, algumas árvores de tamanho médio ou poucas árvores grandes. Estas diferenças é que vão determinar a capacidade de reconstituição do estoque madeireiro em cada área e devem ser levadas em conta na definição do número de árvores a serem exploradas ou preservadas para as safras futuras.

Em Breu Branco, dos 22,75 m². ha⁻¹, existentes antes da exploração, 41% (9,30 m². ha⁻¹) eram de espécies comerciais, enquanto que em Novo Repartimento, 45,4% (9,71 m². ha⁻¹) eram de espécies comerciais (área basal total igual a 21,38 m². ha⁻¹), já em Paragominas, a área basal comercial correspondeu a 39,65% (10,48 m². ha⁻¹) da área basal total (26,43 m². ha⁻¹) inventariada (Tabelas 5 e 6).

Após a exploração, a área basal danificada (Tabelas 19, 20 e 21, Anexo A) apresentou diferença altamente significativa entre Paragominas e Novo Repartimento ($t_{ai} = 2,52$; $gl = 40$; $P < 0,01$), significativa entre Breu Branco e Novo Repartimento ($t_{ai} = 1,95$; $gl = 48$; $P > 0,05$) e não significativa entre Paragominas e Breu Branco ($t_{ai} = 1,43$; $gl = 34$; $P > 0,05$). A diferença encontrada pode ser justificada pela diferença no número de indivíduos cortados em cada área.

Quanto ao volume, em Breu Branco, as espécies comerciais representaram 42% (93,02 m³. ha⁻¹) de todo o volume inventariado nas parcelas (222,20 m³. ha⁻¹).

Em Novo Repartimento, 45,6% (97 m³. ha⁻¹) de todo o volume inventariado (212,72 m³. ha⁻¹) eram de espécies comerciais, enquanto que em Paragominas as espécies comerciais representaram 40,8% (106,26 m³. ha⁻¹) do volume total inventariado (260,12 m³. ha⁻¹). (Tabelas 5 e 6).

Tabela 5: Distribuição diamétrica do número de indivíduos (N), área basal (G) e volume (V), antes e após a colheita, considerando DAP \geq 10 cm, nos três municípios estudados.

		CENTROS DE CLASSE DE DIÂMETRO											
		15	25	35	45	55	65	75	85	95	>100	Total	
Breu Branco	N	Pré	267.94	76.83	37.16	21.97	10.92	4.63	2.43	1.38	0.55	1.47	425.28
		Pós	261.01	74.63	36.01	21.79	10.55	4.63	2.29	1.33	0.55	1.42	414.22
		Redução %	22.31	18.20	14.37	10.61	11.71	0.00	12.37	5.46	0.00	3.13	2.60
	G	Pré	4.04	3.63	3.50	3.44	2.54	1.51	1.05	0.78	0.39	1.87	22.75
		Pós	3.94	3.53	3.40	3.41	2.46	1.51	0.98	0.75	0.39	1.82	22.19
		Redução %	12.46	11.20	8.59	6.64	6.98	0.00	7.98	3.24	0.00	2.29	2.46
	V	Pré	36.17	34.04	33.82	33.93	25.52	15.34	10.81	8.09	4.11	20.37	222.20
		Pós	35.26	33.09	32.80	33.61	24.67	15.34	10.13	7.83	4.11	19.91	216.76
		Redução %	20.35	18.36	14.07	10.90	11.39	0.00	13.12	5.31	0.00	2.24	2.45
Novo Repartimento	N	Pré	215.29	62.28	27.22	14.34	8.43	4.52	2.66	1.75	0.66	2.85	339.99
		Pós	201.59	59.67	25.91	14.06	8.24	4.38	2.62	1.75	0.61	2.85	321.69
		Redução %	6.36	4.19	4.79	1.95	2.21	3.09	1.75	0.00	7.09	0.00	5.38
	G	Pré	3.37	2.90	2.55	2.22	1.96	1.46	1.15	0.98	0.46	4.33	21.38
		Pós	3.16	2.77	2.42	2.18	1.92	1.42	1.14	0.98	0.43	4.33	20.74
		Redução %	6.20	4.22	5.13	1.75	2.21	2.87	1.63	0.00	6.81	0.00	2.97
	V	Pré	30.14	27.13	24.59	21.93	190.66	14.85	11.91	10.24	4.82	47.45	212.72
		Pós	28.27	25.99	23.32	21.55	19.23	14.42	11.71	10.24	4.49	47.45	206.68
		Redução %	6.19	4.23	5.14	1.74	2.21	2.86	1.62	0.00	6.80	0.00	2.84
Paragominas	N	Pré	292.63	101.20	31.80	16.92	9.92	6.32	3.31	2.63	1.65	2.11	468.50
		Pós	248.72	90.75	28.50	15.86	9.25	6.09	3.23	2.63	1.65	1.96	408.65
		Redução %	15.01	10.33	10.40	6.22	6.82	3.57	2.27	0.00	0.00	6.90	12.77
	G	Pré	4.66	4.63	2.96	2.63	2.32	2.06	1.48	1.53	1.17	2.98	26.43
		Pós	3.95	4.17	2.66	2.47	2.16	2.01	1.45	1.53	1.17	2.59	24.17
		Redução %	15.10	10.08	10.24	5.81	6.94	2.41	2.13	0.00	0.00	13.15	8.55
	V	Pré	41.73	43.36	28.56	25.91	23.26	20.98	15.31	16.03	12.37	32.61	260.12
		Pós	35.66	38.87	25.59	24.31	21.65	20.26	14.99	16.03	12.37	28.23	237.95
		Redução %	14.55	10.36	10.41	6.16	6.94	3.43	2.13	0.00	0.00	13.43	8.52

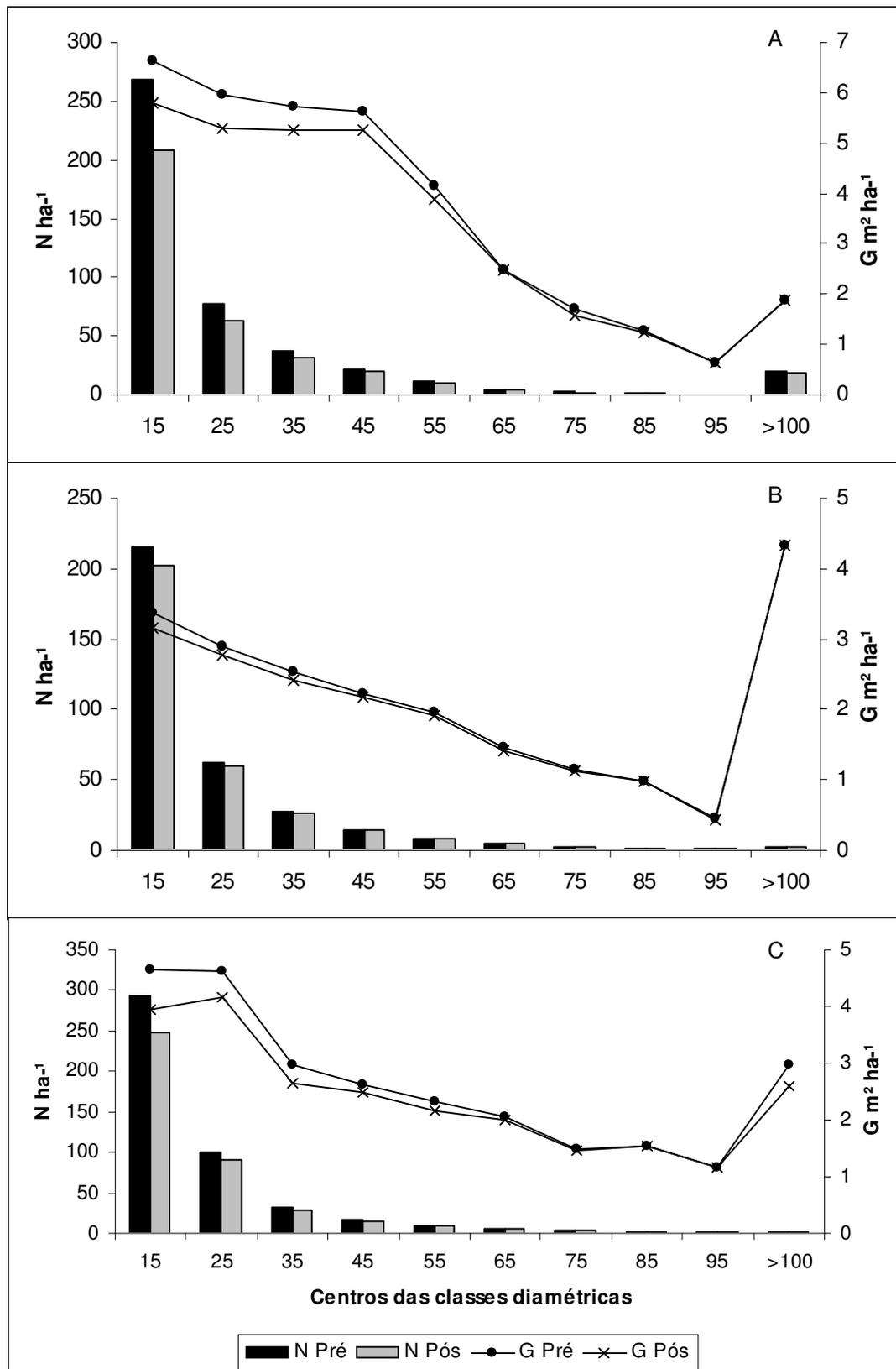


Figura 4: Distribuição diamétrica do número de indivíduos ($N \cdot ha^{-1}$) e da área basal ($G m^2 \cdot ha^{-1}$) antes (N Pré) e depois (N Pós) da exploração nos municípios de Breu Branco (A), Novo Repartimento (B) e Paragominas (C).

Tabela 6: Distribuição diamétrica do número de indivíduos (N), área basal (G) e volume (V) antes e após a colheita para as espécies comerciais, considerando DAP ≥ 10 cm, nos três municípios estudados.

		CENTROS DE CLASSE DE DIÂMETRO											
		15	25	35	45	55	65	75	85	95	>100	Total	
Breu Branco	N	Pré	60,88	22,11	11,67	7,46	5,35	2,46	1,67	0,92	0,39	1,01	113,90
		Pós	54,25	20,00	10,57	7,28	5,00	2,46	1,54	0,88	0,39	0,96	103,33
		Redução %	10,88	9,52	9,40	2,35	6,56	0,00	7,89	4,76	0,00	4,35	9,28
	G	Pré	0,96	1,05	1,10	1,19	1,26	0,81	0,72	0,52	0,28	1,40	9,30
		Pós	0,86	0,96	1,00	1,16	1,18	0,81	0,66	0,50	0,28	1,36	8,77
		Redução %	10,13	9,25	9,12	2,61	6,38	0,00	8,78	4,63	0,00	2,91	5,75
	V	Pré	8,60	9,89	10,66	11,74	12,64	8,28	7,42	5,42	2,96	15,42	93,02
		Pós	7,73	8,98	9,69	11,43	11,83	8,28	6,77	5,17	2,96	14,98	87,81
		Redução %	10,10	9,23	9,11	2,62	6,37	0,00	8,82	4,62	0,00	2,83	5,60
Novo Repartimento	N	Pré	63,63	23,79	11,93	7,48	4,56	2,48	1,86	1,24	0,47	1,35	118,79
		Pós	60,27	23,17	11,42	7,37	4,41	2,44	1,82	1,24	0,47	1,35	113,97
		Redução %	5,28	2,61	4,28	1,46	3,20	1,47	1,96	0,00	0,00	0,00	4,05
	G	Pré	1,03	1,12	1,13	1,17	1,07	0,80	0,80	0,70	0,33	1,59	9,71
		Pós	0,97	1,09	1,07	1,15	1,03	0,78	0,79	0,70	0,33	1,59	9,50
		Redução %	5,25	2,84	4,67	1,22	3,18	1,47	1,83	0,00	0,00	0,00	2,19
	V	Pré	9,22	10,49	10,86	11,51	10,70	8,10	8,28	7,25	3,43	17,17	97,00
		Pós	8,74	10,19	10,35	11,37	10,36	7,98	8,12	7,25	3,43	17,17	94,96
		Redução %	5,25	2,85	4,69	1,21	3,18	1,47	1,83	0,00	0,00	0,00	2,11
Paragominas	N	Pré	39,85	18,50	8,35	6,39	4,21	4,06	2,41	1,95	1,43	1,35	88,50
		Pós	34,21	16,69	7,44	5,86	4,14	3,83	2,41	1,95	1,43	1,35	79,32
		Redução %	14,15	9,76	10,81	8,24	1,79	5,56	0,00	0,00	0,00	0,00	10,37
	G	Pré	0,64	0,86	0,78	1,01	0,98	1,32	1,07	1,14	1,02	1,65	10,48
		Pós	0,55	0,78	0,69	0,93	0,96	1,25	1,07	1,14	1,02	1,65	10,05
		Redução %	14,15	10,11	11,10	7,92	1,69	5,34	0,00	0,00	0,00	0,00	4,13
	V	Pré	5,78	8,10	7,52	10,02	9,79	13,49	11,05	11,91	10,71	17,90	106,26
		Pós	4,96	7,28	6,68	9,23	9,63	12,77	11,05	11,91	10,71	17,90	102,11
		Redução %	14,14	10,13	11,11	7,91	1,69	5,33	0,00	0,00	0,00	0,00	3,90

A área basal total antes e depois da exploração foi significativamente diferente em Breu Branco ($t_{ap} = 8,2609$; $gl = 21$; $P < 0,01$) e em Paragominas ($t_{ap} = 4,2714$; $gl = 13$; $P < 0,01$). Em Novo Repartimento a diferença foi significativa ($t_{ap} = 2,3703$; $gl = 27$; $0,05 < P > 0,01$).

A área basal comercial também foi significativamente diferente nas três áreas ($t_{ap} = 5,2597$; $gl = 13$; $P < 0,01$ em Paragominas, $t_{ap} = 6,2233$; $gl = 21$; $P < 0,01$ em Breu Branco e em Novo Repartimento $t_{ap} = 4,4627$; $gl = 27$; $P < 0,01$).

Quando comparadas, as áreas basais totais das três áreas, Paragominas / Breu Branco ($t_{ai} = 2,7214$; $P > 0,05$) e Paragominas / Novo Repartimento ($t_{ai} = 1,8345$; $P > 0,05$) não apresentaram diferenças significativas, enquanto que Breu

Branco / Novo Repartimento a diferença foi altamente significativa ($t_{ai} = 5,3733$; $P < 0,01$).

2.3.2. ANÁLISE DOS IMPACTOS DA EXPLORAÇÃO

2.3.2.1. Danos da exploração na vegetação

A implementação das técnicas de exploração de impacto reduzido nas florestas tropicais têm sido reportadas com resultados excelentes sobre a redução dos danos às árvores remanescentes. No presente estudo as reduções foram menores (11% em Breu Branco; 4,3% em Novo Repartimento e 13% em Paragominas), que as encontradas por Bertault e Sist (1995), Pinard e Putz (1995), Johns *et al.* (1996), van der Hout (1999), que relataram uma redução em torno de 20% no número de árvores remanescentes após a exploração.

A densidade e a área basal média das árvores com DAP ≥ 20 cm (175 árv. ha⁻¹; 21,77 m². ha⁻¹) encontradas nas parcelas experimentais, foram próximas aos resultados obtidos em inventários pré-exploratórios realizado por Vu (2002) (195 árv. ha⁻¹; 22,3 m². ha⁻¹), em uma área de 100 ha, considerando indivíduos com DAP ≥ 20 cm, e Pinheiro (2004) (197 árv. ha⁻¹; 22,9 m². ha⁻¹), considerando indivíduos com DAP ≥ 20 cm em uma área de 12 ha, ambos na Fazenda Rio Capim, Paragominas.

Em Breu Branco, houve uma redução de 19,04% dos indivíduos para uma intensidade de corte de 4 ($\pm 2,75$) árv. ha⁻¹, enquanto que em Novo Repartimento, que apresentou uma intensidade de corte real muito baixa, em média 1,19 ($\pm 0,50$) árv. ha⁻¹ (Caldeiras, 2006)³ e a intensidade de corte amostral igual a uma árvore por hectare ($\pm 0,89$), resultou numa redução de apenas 5,38% dos indivíduos remanescentes. Em Paragominas, a intensidade de corte foi em média 5 ($\pm 2,81$) árv. ha⁻¹, causando uma redução de 12,77%, na densidade da população original. A intensidade de corte tem importantes conseqüências para as funções da floresta, seqüestro de carbono (Pinard e Putz, 1995), e quanto à produção subsequente de madeira para futuras colheitas (SIST e NGUYEN-THÉ, 2002).

Os impactos determinados no presente estudo podem ser considerados baixos se comparados aos verificados por Uhl e Vieira (1989), que estudaram os

³ CALDEIRAS, A. Colheita de madeira em Novo Repartimento, 2006. Comunicação pessoal

impactos da exploração seletiva em uma área de 6,8 ha em Paragominas, onde oito árvores cortadas por hectare (2% do total) danificaram 26% de árvores remanescentes com DAP ≥ 10 cm, enquanto que Martins *et al.* (1997) avaliaram os danos em duas áreas situadas em Jarú, estado de Rondônia, encontraram que, na retirada 2,5 árv. ha⁻¹ foram danificadas 23,5% das árvores remanescentes DAP ≥ 10 cm.

Os resultados obtidos no presente estudo diferenciam-se bastante, pois nos trabalhos de Uhl e Vieira (1989) e Martins *et al.* (1997), as técnicas empregadas foram as de exploração convencional. Por exemplo, os trabalhos realizados em Paragominas-PA, por Veríssimo *et al.* (1989) em áreas submetidas a este tipo de exploração, encontraram valores ainda maiores, onde foram retiradas 6,4 árv. ha⁻¹ e danificadas 148 árv. ha⁻¹, representando 35% do número total de árvores por hectare.

Em outro estudo na região de Paragominas-PA, Johns *et al.* (1996) reportaram que na exploração sem planejamento foram danificadas 27 árvores com DAP ≥ 10 cm. Por outro lado, utilizando técnicas de exploração de impacto reduzido, como as que foram utilizadas neste estudo, os danos às árvores podem ser bem menores. No Mojú-PA, foi observado que para cada árvore cortada outras 19 foram danificadas, o que correspondeu a 0,7 m³ danificados para cada m³ retirado (SILVA *et al.*, 2001).

Bertault e Sist (1997), comparando diferentes intensidades e técnicas de exploração em Kalimantan do Leste (Indonésia), detectaram que a uma intensidade de corte de $10,1 \pm 4,2$ árv. ha⁻¹ na exploração convencional, $25,2\% \pm 0,6$ das árvores com DAP ≥ 10 cm da floresta remanescente foram danificadas, enquanto que em áreas submetidas a exploração de impacto reduzido em diferentes intensidade, $10,7 \pm 4,9$ (corte de árvores com DAP ≥ 50 cm) e $6,2 \pm 2,9$ (corte de árvores com DAP ≥ 60 cm), encontraram $19,2\% \pm 0,5$ e $16,9\% \pm 0,6$, de árvores danificadas, respectivamente.

Foi positiva e significativa a correlação testada em Breu Branco entre o número de árvores extraídas e o número total de árvores danificadas ($r^2 = 0,29$; $P = 0,011$; $N = 22$) e o número de árvores comerciais danificadas ($r^2 = 0,29$; $P = 0,011$; $N = 22$) (Figuras 5a e b respectivamente). Assim como em Breu Branco, em Novo Repartimento foi positiva e significativa a correlação com o número de árvores totais ($r^2 = 0,34$; $P = 0,013$; $N = 28$) e comerciais ($r^2 = 0,18$; $P = 0,028$; $N = 28$) danificados

(Figura 5 c e d). Entretanto, em Paragominas, a correlação entre o número de árvores extraídas e o número de árvores danificadas não foi significativa ($r^2 = 0,25$; $P = 0,08$; $N = 14$) assim como a correlação entre o número comercial danificado e o número de árvores extraídas ($r^2 = 5 \times 10^{-5}$; $P = 0,98$; $N = 14$)

Sist *et al.* (1998), detectaram que mesmo utilizando as técnicas de impacto reduzido com a intensidade de corte superior a 8-9 árv. ha⁻¹, os danos se assemelham aos da exploração convencional, entretanto, os resultados obtidos pelos autores quando utilizaram intensidades de corte menores (IC < 8 árv. ha⁻¹) se assemelham aos obtidos no presente estudo.

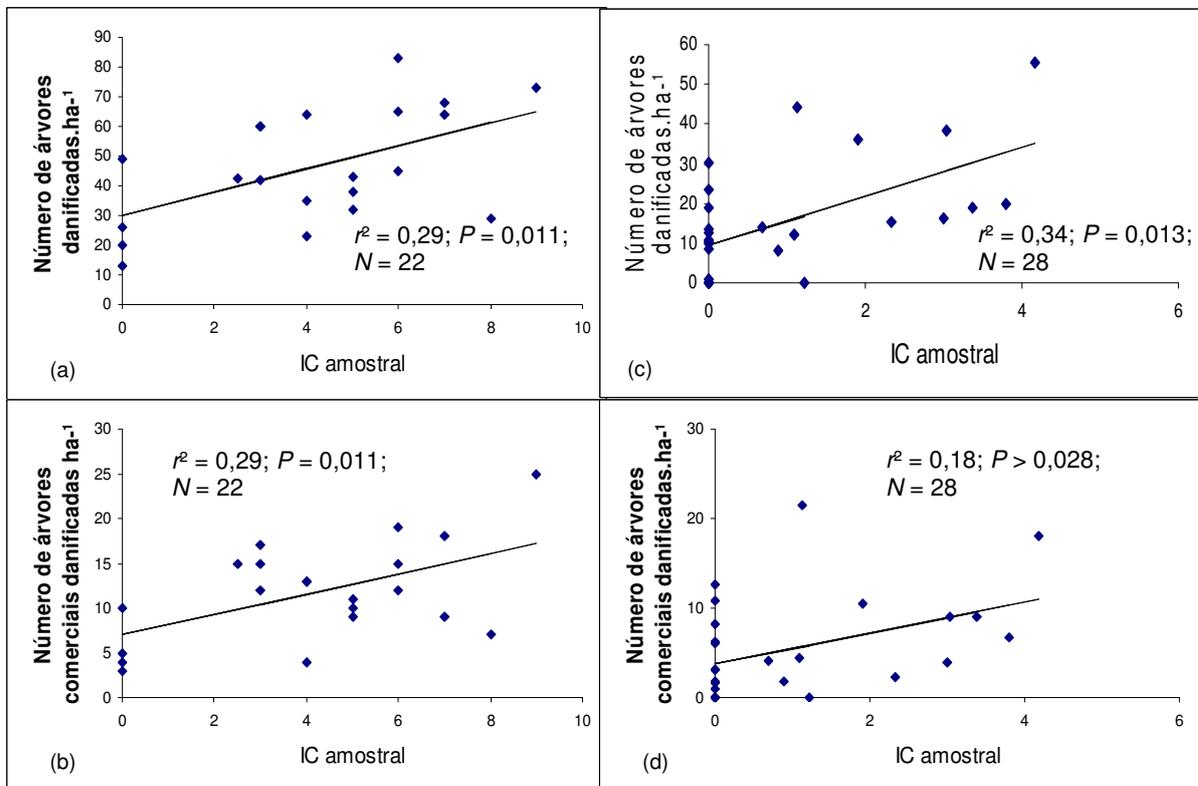


Figura 5: Correlação entre a intensidade de corte (IC) amostral e o número de árvores danificadas por hectare: (a) Breu Branco – total de árvores; (b) Breu Branco – árvores comerciais; (c) Novo Repartimento - total de árvores; (d) Novo Repartimento árvores comerciais.

Em Bornéu, Chabbert e Priyadi (2001) comparando a exploração convencional com a de impacto reduzido em diferentes intensidades de corte, tendo em média 7,6 árv. ha⁻¹ e 6,8 árv. ha⁻¹ respectivamente, verificaram que as parcelas convencionalmente exploradas tiveram 51% da densidade inicial danificadas, enquanto que na de impacto reduzido 33% da densidade inicial foi danificada. Com

uma intensidade de corte menor (3,5 árv. ha⁻¹), a exploração de impacto reduzido danificou apenas 19% da população. Esses resultados são compatíveis com os resultados obtidos neste estudo.

A diferença no impacto entre a exploração de impacto reduzido e a convencional é considerável. Por exemplo, após a exploração 10,8% (2,71 m² ha⁻¹ ± 2,38) da área basal total das parcelas em Breu Branco foram danificadas. Se compararmos esse valor ao encontrado por Uhl e Vieira (1989), no município de Paragominas, onde a exploração realizada resultou em 28% da área basal total danificada para uma intensidade de corte de oito árvores por hectare. Vale ressaltar que os métodos empregados na área estudada por Uhl e Vieira (1989) são classificados como convencional, enquanto que no presente estudo é de impacto reduzido.

Panfil e Gullison (1998), verificaram que com a intensidade de corte variando de 1-6 árv. ha⁻¹, 3,6-15,5% da área basal original era danificada. Jonkers (1987), verificou que a área basal danificada foi relativamente constante mais ligeiramente alta (2-5%) da área basal antes da exploração. Nicholson *et al.* (1988), reportaram valores de danos 1-11% para intensidade de corte de 7-35% da área basal. Estes resultados mostram que os danos à população remanescente aumentam com a intensidade de corte.

Em geral, uma pequena porcentagem da área basal ou volume da população são danificados pela exploração de impacto reduzido, devido a mortalidade se concentrar principalmente nas pequenas classes de tamanho, e essas contribuirão pouco para o total da população (Jonkers, 1987; Panfil e Gullison, 1998; van der Hout, 1999; Bertault e Sist, 1997; Sist *et al.*, 1998). Esta afirmação foi comprovada no presente estudo quando se observa que a mortalidade dos indivíduos se concentrou nas menores classes de tamanho (Tabela 5). As maiores reduções em área basal e volume também se concentraram nestas classes, devido a grande quantidade de indivíduos existentes nelas.

Na Amazônia, são muitos os estudos sobre os impactos da exploração na população de árvores, mas entre eles existem grandes diferenças nas metodologias adotadas, sistemas de exploração avaliados, critérios de seleção e distribuição espacial de árvores para a derruba, variáveis que descrevem a intensidade de exploração e forma de avaliação dos danos. Estas variações influenciam nos

resultados observados e impõem limites à uniformização e comparação das pesquisas entre si.

2.3.2.2. Impacto da colheita no chão da floresta

A área de chão da floresta afetada pela derruba foi substancialmente maior do que a área afetada pelo arraste, exceto em Novo Repartimento, onde a área afetada pelo arraste foi superior à afetada pela derruba (Tabela 7).

Em Breu Branco, verificou-se que a intensidade de corte não apresentou correlação nem com a área total afetada ($r^2 = 0,27$; $P > 0,05$; $N = 22$) e nem com a área afetada pela derruba ($r^2 = 0,02$; $P > 0,05$; $N = 22$), porém foi significativa e positiva entre a intensidade de corte e a área afetada pelo arraste ($r^2 = 0,27$; $P = 0,013$; $N = 22$). (Figura 6a).

A área afetada pela derruba foi positivamente correlacionada, tanto com o número total de árvores danificadas ($r^2 = 0,21$; $P = 0,03$; $N = 22$) (Figura 6b) como com o número de árvores comerciais afetadas ($r^2 = 0,68$; $P = 0,04$; $N = 22$) (Figura 6c).

Tabela 7: Área total de chão da floresta afetada pela derruba e arraste.

Área	Intensidade de corte*	Área do chão da floresta afetada					
		Área total afetada nas parcelas (ha)			Porcentagem da área total das parcelas (%)		
		Arraste	Derruba	Total	Arraste	Derruba	Total
Breu Branco	4 ± 2,75	1,64	2,37	4,01	7,52	10,85	18,37
Novo Repartimento	1 ± 0,89	1,28	1,23	2,45	4,66	4,48	8,94
Paragominas	5 ± 2,81	0,90	1,48	2,38	6,78	11,12	17,90

* Número de árvores cortadas por hectare.

Novo Repartimento apresenta uma situação atípica em relação às outras florestas estudadas, onde a topografia é, em geral, relativamente plana. Como foi apresentada no Item 1.3.1 do Capítulo 1 deste trabalho, a área estudada neste município apresenta uma topografia muito acidentada, o que é um fator de extrema importância no planejamento das atividades florestais. Forshed *et al.*, (2006), trabalhando na Malásia, verificaram que a inclinação do terreno influenciou positivamente a área afetada pelo arraste.

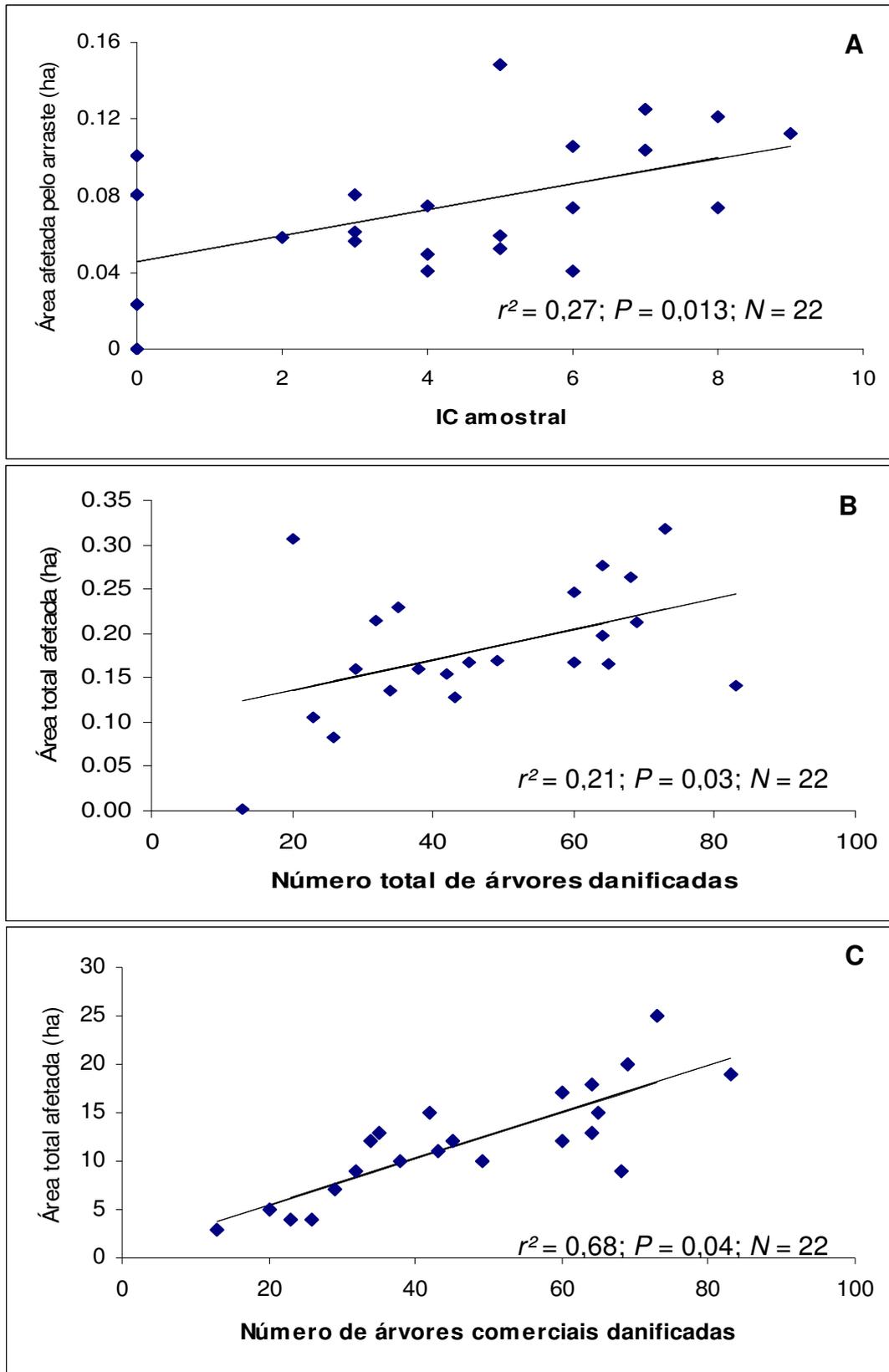


Figura 6: Correlações entre: área afetada pelo arraste e intensidade de corte - IC (A); área total afetada e o número total de árvores danificadas (B); e a área total afetada e o número de árvores comerciais danificadas (C) em Breu Branco.

Como consequência, mesmo apresentando uma intensidade de corte muito baixa para uma região tropical (uma árvore por hectare), a correlação entre a intensidade de corte verificada em Novo Repartimento e a área total de solo afetada foi altamente significativa ($r^2 = 0,33$; $P < 0,01$; $N = 28$) e significativa com as áreas afetadas pelo arraste ($r^2 = 0,20$; $P = 0,02$; $N = 28$) e derruba ($r^2 = 0,20$; $P = 0,02$; $N = 28$).

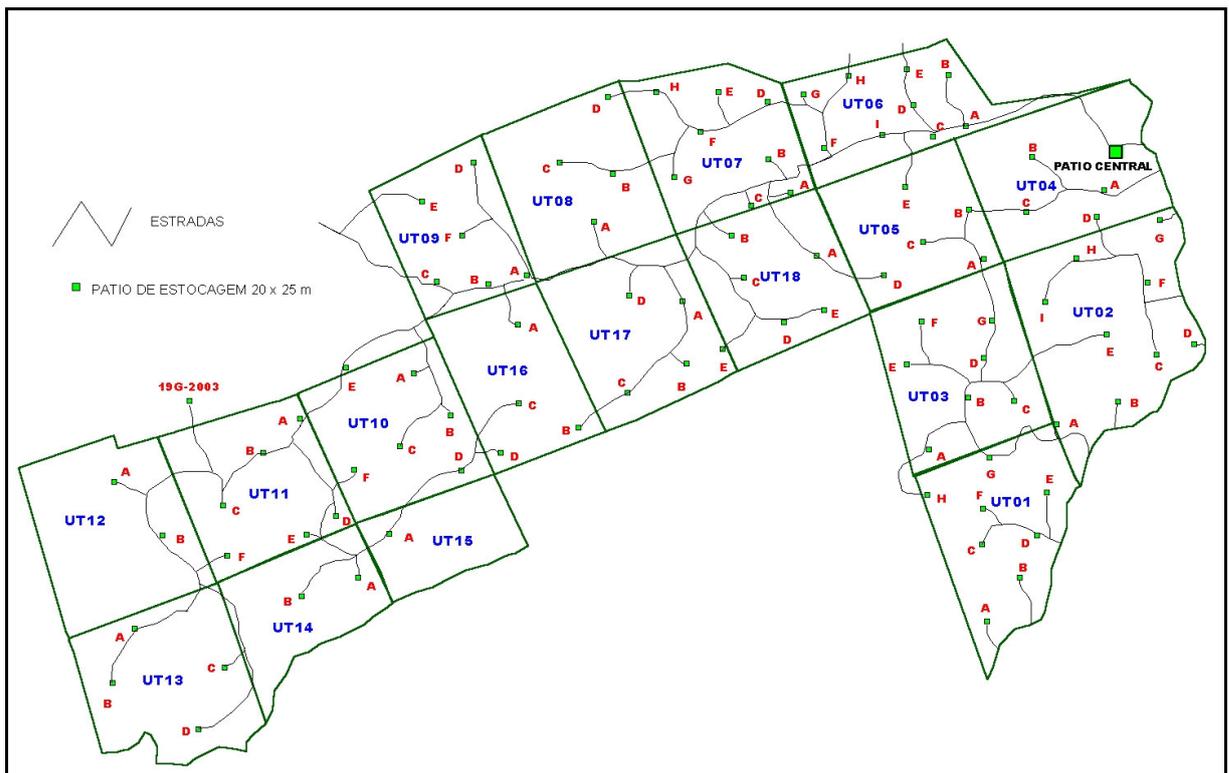


Figura 7: Disposição das trilhas de arraste em Novo Repartimento.

Fonte: Eng. Florestal André Caldeiras – Juruá Florestal Novo Repartimento

Outro ponto a ser observado é o número e a disposição das trilhas de arraste em Novo Repartimento (Figura 7), visto que a área apresenta inúmeras áreas de preservação permanente e afloramentos rochosos, o que faz com que o planejamento do arraste acabe afetando uma área maior que o apresentado em terrenos planos ou com a topografia mais suave. Este fato foi confirmado por Forshed *et al.*, (2006) em florestas de dipterocarpáceas na Malásia, que não encontraram diferenças estatisticamente significativas entre a exploração convencional e a de impacto reduzido. Entretanto, os autores observaram que a área afetada pelo arraste, utilizando-se a exploração de impacto reduzido, aparentemente depende da inclinação do terreno.

A área afetada pela derruba, em Novo Repartimento, foi menor que a área afetada pelo arraste (Tabela 7), porém são estatisticamente semelhantes ($t = 0,1181$; $P = 0,45$; $N = 28$). Este resultado inesperado pode ser uma deficiência da metodologia utilizada (ver Item 2.2.6, neste Capítulo), uma vez que se utilizou o processo aleatório, podendo ter havido acidentalmente uma maior amostragem nas áreas afetadas pelo arraste do que pela derruba.

Em Paragominas, a intensidade de corte variou entre as parcelas de uma a dez árvores, danificando em média 0,11 ha ($\pm 0,06$) por parcela (Tabela 7). A correlação entre a área total afetada e a intensidade de corte foi significativa e positiva a ($r^2 = 0,49$; $P < 0,01$; $N = 14$) (Figura 8a), assim como entre a área afetada pela derruba e a intensidade de corte ($r^2 = 0,39$; $P = 0,02$; $N = 14$) (Figura 8b). Os resultados obtidos no presente estudo são consistentes com os obtidos por van der Hout (1999), que encontrou uma correlação positiva ($r = 0,68$; $N = 12$; $P < 0,05$) entre a intensidade de corte e a área afetada pela derruba.

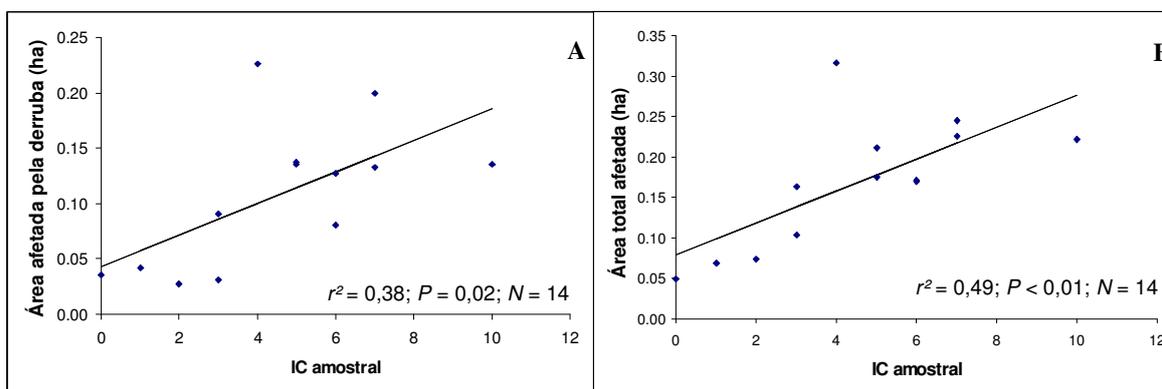


Figura 8: Correlação entre a intensidade de corte (IC) e a área afetada pela derruba (A) e pelo arraste (B) em Paragominas.

Quando analisada a área afetada pelo arraste e a intensidade de corte, a correlação entre essas variáveis não foi significativa ($r^2 = 0,18$; $P = 0,14$; $N = 14$), devido, provavelmente, a intensidade amostral não ser satisfatória para o limite de erro estipulado (10% da média aritmética). Quando comparadas, a área afetada pela derruba e pelo arraste são estatisticamente diferentes ($t_{ap} = -2,2102$; $P = 0,018$). Essa diferença deve-se ao fato de que a área afetada pela derruba é 60% maior que a área afetada pelo arraste.

Analisando os resultados obtidos nas três áreas, observou-se que as áreas afetadas pelo arraste não foram estatisticamente diferentes ($F = 2,44$; $P = 0,09$), enquanto que as áreas afetadas pela derruba foram significativamente diferentes entre Breu Branco e Novo Repartimento ($t = 3,91$; $P < 0,01$) e entre Paragominas e Novo Repartimento ($t = 3,16$; $P < 0,01$), porém Breu Branco e Paragominas não foram diferentes, por apresentarem a mesma média (0,10 ha) de área afetada pela derruba (Anexo A, Tabelas 19, 20 e 21).

Em áreas submetidas à exploração de impacto reduzido os distúrbios no chão da floresta e nas camadas inferiores causados pela derruba, arraste e movimento das máquinas diminuí substancialmente quando comparados com a exploração convencional (van der HOUT, 1999; HENDRISON, 1990; PEREIRA JR. *et al.*, 2002).

Na Guiana, van der Hout (1999) verificou que com a intensidade de corte variando de 4 a 16 árv. ha⁻¹ afetou, respectivamente, 5,1% a 8,1% da área total estudada por ele, quando analisada a área submetida às técnicas de impacto reduzido. Estes resultados se assemelham aos resultados obtidos em Novo Repartimento para a área total afetada (Tabela 7), enquanto que em Breu Branco e Paragominas, a área total afetada foi o dobro do que van der Hout (1999) encontrou.

Hendrisson (1990), trabalhando no Suriname, observou que nas áreas de exploração com danos controlados, os ramais de arraste ocuparam em média 6,58% ($\pm 0,78$) da área total, enquanto que a exploração convencional ocupou em média 15,2% ($\pm 1,06$) da área total.

O planejamento bem feito dos ramais e estradas pode reduzir em 50% o impacto da extração (Hendrisson, 1990) em relação à exploração convencional. Pereira Jr. *et al.* (2002), avaliando os danos no dossel da floresta em diferentes formas de exploração (convencional e de impacto reduzido) na Amazônia brasileira, concluíram que a exploração de impacto reduzido danificou 10,9% do dossel da floresta, enquanto que a convencional danificou 21%.

Entretanto, vários casos são encontrados na literatura onde o bom planejamento das operações de exploração reduzem consideravelmente os danos causados pela extração madeireira (Sist *et al.*, 1998; Hendrison, 1990). Bertault e Sist (1997), em pesquisa realizada em Kalimantan do Leste (Indonésia), mostraram que o planejamento das operações reduziu de 48,4% para 30,5% o número de indivíduos danificados pela exploração. Pereira Jr. *et al.* (2002), quantificando os efeitos da exploração convencional e a de impacto reduzido no dossel e no solo da

floresta em Paragominas, estado do Pará, verificaram que a exploração planejada reduziu em 10,7% os danos no dossel da floresta; no solo, essa redução foi em torno de 5,4%. Em outro estudo realizado na mesma região, Johns *et al.* (1996) encontraram uma redução de 32% no número de árvores danificadas por árvore extraída, comparando a exploração planejada e sem planejamento.

Pereira Jr. *et al.* (2002), trabalhando na região de Paragominas, obtiveram valores para abertura no dossel variando de 10,9% a 21,6% para a exploração de impacto reduzido e convencional, respectivamente, enquanto que Johns *et al.* (1996) encontraram em seu estudo numa área de exploração convencional, uma perda do dossel de 21,8% contra 10% para a exploração de impacto reduzido. van der Hout (1999) encontrou que, para uma intensidade de corte de oito árvores por hectare, a exploração de impacto reduzido e convencional tiveram resultados equivalentes para as perdas do dossel (15,4% e 15,8%, respectivamente).

Em outros casos de exploração de impacto reduzido existentes na literatura, a densidade de ramais de arraste nas parcelas foi bastante variável, mas a área total do chão da floresta afetada pela exploração se manteve dentro dos limites observados.

A densidade de ramais não foi capaz de explicar a proporção de danos à vegetação. Isto aconteceu porque na exploração de impacto reduzido, o planejamento e construção de ramais de arraste diferenciados (principal, secundário, terciário), evitam que uma árvore a mais a ser extraída signifique uma área proporcional de trilhas a ser construída. Dessa forma, um número menor de árvores é morto ou danificado pela movimentação do *skidder*. Este aspecto também é bastante positivo sob o ponto de vista econômico, uma vez que a construção dos ramais de arraste representa boa parte dos custos da malha viária florestal em explorações planejadas (HOLMES *et al.*, 2002).

Em se tratando de levantamento de campo para melhor entender o impacto da exploração, Sist *et al.* (1998b) e Putz *et al.* (2000a) chamam a atenção para o fato de que estudos relacionados com a avaliação dos danos da exploração são baseados em amostragem aleatória, a qual pode falhar em detectar a alta variabilidade da intensidade de exploração em florestas naturais.

Mesmo não sendo feita a medição da abertura do dossel da floresta utilizando algum método direto ou indireto já descrito na literatura (Welles, 1990; Jennings *et al.*, 1999; Barker e Pinard, 2001; Bongers, 2001; Lima, 2005) e sim uma nova

proposta para o levantamento de campo, os valores obtidos neste trabalho se assemelham aos existentes na literatura.

2.3.3. AVALIAÇÃO DA METODOLOGIA EMPREGADA

a) Danos da exploração na vegetação

Os resultados do levantamento amostral realizado nas três áreas estão no Anexo A (Tabelas 14, 15 e 16) e sumarizados nas Tabelas 8, 9 e 10.

Pode-se observar que nas três áreas, o desvio padrão foi elevado tanto para o número total (N_{total}) e comercial (N_{com}) de indivíduos quanto para a área basal total (G_{total}) e comercial (G_{com}). Entretanto, a precisão obtida para o N_{total} e N_{com} ficou abaixo do limite de erro de 10% da média, exceto em Breu Branco e Paragominas onde se obteve o N_{com} igual a 10,57% e 15,43%, respectivamente (Tabelas 8 e 9), resultados que ainda podem ser considerados satisfatórios.

O coeficiente de variação foi relativamente satisfatório para o número de indivíduos totais em Breu Branco (16,39%) e Paragominas (16,54%). Para o número de indivíduos comerciais, somente em Breu Branco o valor foi satisfatório (21,43%) considerando que o limite de 20% ainda pode ser considerado razoável para levantamentos florestais, para a área basal comercial, no entanto, o resultado foi elevado (32,73%).

Tabela 8: Sumarização dos resultados do inventário realizado no município de Breu Branco ($DAP \geq 10$ cm).

	Antes da exploração				Após a exploração			
	N_{total}	N_{com}	G_{total}	G_{com}	N_{Total} danif	N_{com} danif	G_{Total} danif	G_{com} dan
Média	422,45	119,32	22,53	10,05	47,05	11,95	1,75	0,65
Variância	4.791,97	653,85	15,01	10,83	382,43	32,05	0,99	0,24
Desvio Padrão	69,22	25,57	3,87	3,29	19,56	5,66	0,99	0,49
Variância da média	366,84	50,05	1,15	0,83	29,28	2,45	0,08	0,02
Erro padrão	19,15	7,07	1,07	0,91	5,41	1,57	0,28	0,14
CV	16,39	21,43	17,20	32,73	41,57	47,35	56,78	75,36
Erro %	8,08	10,57	8,48	16,14	20,49	23,35	27,99	37,15
IC lim. Inf.	388,32	106,71	20,62	8,43	37,40	9,16	1,26	0,41
IC lim. Sup.	456,59	131,93	24,44	11,67	56,69	14,75	2,24	0,89
E	42,25	11,93	2,25	1,01	4,70	1,20	0,18	0,07
n_0	9	15	9	34	55	71	102	180
n_1	9	14	10	30	48	62	89	154
n_2	9	14	10	30	48	62	89	154

Para o cálculo do número de unidades amostrais, foi necessário verificar se a população era finita ou infinita, através da fração de amostragem (f) determinada pelos valores inventariados. Para as três áreas o valor foi igual a 0,99, ou seja, as populações foram consideradas como infinitas.

A primeira aproximação (n_0) mostra que todas as áreas tiveram o número de amostras suficientes para a o número total de indivíduos e uma discrepância em Paragominas, entre o número de unidades amostradas para o número de espécies comerciais e o necessário para a precisão desejada (Tabela 10). A compensação parcial dessa deficiência foi obtida com o ajuste da intensidade de amostragem. Assim, tomou-se o novo valor de t para n_0-1 (30) graus de liberdade e 95% de confiabilidade, obtendo-se a segunda (n_1) e sucessivamente a terceira (n_2) aproximação da intensidade de amostragem, estabilizando os valores.

O mesmo procedimento foi adotado para todas as variáveis que não atenderam aos limites de erro estabelecidos (10% da média).

Tabela 9: Sumarização dos resultados do inventário realizado no município de Novo Repartimento (DAP \geq 10 cm).

	Antes da exploração				Após a exploração			
	N _{total}	N _{com}	G _{total}	G _{com}	N _{Total} danif	N _{com} danif	G _{Total} danif	G _{com} dan
Média	335,93	121,36	21,03	9,81	14,04	4,82	0,49	0,21
Variância	6.354,29	938,76	52,93	13,15	166,04	23,34	0,20	0,06
Desvio Padrão	79,71	30,64	7,28	3,63	12,89	4,83	0,45	0,25
Variância da média	229,51	33,91	1,91	0,48	6,00	0,84	0,01	0,002
Erro padrão	15,15	5,82	1,38	0,69	2,45	0,92	0,09	0,05
CV	23,73	25,25	34,60	36,98	91,80	100,20	92,36	119,55
Erro %	7,68	8,17	11,20	11,97	29,71	32,43	29,89	38,69
IC lim. Inf.	310,13	111,44	18,67	8,63	9,87	3,26	0,34	0,13
IC lim. Sup.	361,73	131,27	23,38	10,98	18,21	6,38	0,63	0,29
E	33,59	12,14	2,10	0,98	1,40	0,48	0,05	0,02
n₀	16	18	35	40	244	291	247	414
n₁	17	19	34	38	228	272	231	387
n₂	17	19	34	38	228	272	231	387

Como era de se esperar, os resultados obtidos após a exploração para todas as variáveis foram incompatíveis com os resultados de antes da exploração, principalmente com o número de amostras necessário para obter a precisão desejada.

Esse aumento no número de amostras, principalmente para as espécies comerciais, deve-se à redução dos números de árvores devido ao impacto da colheita (8,6% em Breu Branco; 1,4% em Novo Repartimento e 10,37% em Paragominas; Tabela 5). Como consequência, para que as estimativas com precisão aceitável do impacto na área basal comercial (e consequentemente no volume), que tem aplicação direta no cálculo do corte anual permissível (ver Capítulo 3 desta dissertação), seriam necessárias 154 (n_2) parcelas em Breu Branco (Tabela 8), 387 (n_2) em Novo Repartimento (Tabela 9) e 137 (n_2) em Paragominas (Tabela 10).

Tabela 10: Sumarização dos resultados do inventário realizado no município de Paragominas (DAP \geq 10 cm).

	Antes da exploração				Após a exploração			
	N _{total}	N _{com}	G _{total}	G _{com}	N _{Total danif}	N _{com danif}	G _{Total danif}	G _{com dan}
Média	445,14	82,57	25,10	9,96	58,50	8,79	2,71	0,41
Variância	5.419,21	675,03	31,69	10,51	451,96	32,03	5,65	0,08
Desvio Padrão	73,62	25,98	5,63	3,24	21,26	5,66	2,38	0,29
Variância da média	415,57	51,76	2,43	0,81	34,66	2,46	0,43	0,01
Erro padrão	20,39	7,19	1,56	0,90	5,89	1,57	0,66	0,08
CV	16,54	31,47	22,42	32,55	36,34	64,41	87,59	71,13
Erro %	8,11	15,43	11,00	15,96	17,82	31,59	42,96	34,88
IC lim. Inf.	409,04	69,83	22,34	8,37	48,07	6,01	1,55	0,26
IC lim. Sup.	481,25	95,31	27,87	11,55	68,93	11,56	3,88	0,55
E	44,51	8,26	2,51	1,00	5,85	0,88	0,27	0,04
n₀	9	31	16	33	41	130	241	159
n₁	8	30	15	32	40	126	208	137
n₂	8	30	15	32	40	126	208	137

Tomando-se o caso de Paragominas, para atender a precisão do inventário, seria necessário medir mais 123 unidades de amostra além das 14 unidades já medidas.

b) Impacto no chão da floresta

Os resultados do levantamento amostral realizado nas três áreas estão no Anexo A (Tabelas 21, 22 e 23) e sumarizadas nas Tabelas 11, 12 e 13.

Tabela 11: Caracterização das áreas afetadas pelo arraste e pela derruba no município de Breu Branco.

	Área total afetada (ha)	Área afetada arraste (ha)	Área afetada derruba (ha)
Total	4,01	1,64	2,37
Média	0,182	0,075	0,108
Variância	0,006	0,001	0,003
Desvio Padrão	0,074	0,036	0,056
Variância da média	0,0002	0,0001	0,0001
Erro padrão	0,016	0,008	0,012
CV	1,852	2,179	2,372
Erro %	14,889	17,519	19,070
IC lim. Inf.	0,209	0,088	0,128
IC lim. Sup.	0,156	0,061	0,087
E	0,018	0,007	0,011
n₀	49	68	81
n₁	46	64	76
n₂	46	64	76

Da mesma forma que os valores apresentados no inventário florestal realizado após a exploração, as variáveis observadas para a área de chão da floresta afetada pelo arraste, pela derruba e a área total afetada, não atenderam os limites de erro estabelecidos (10% da média aritmética).

Entretanto, levando-se em consideração um limite de erro de 20%, somente a área de chão afeta em Breu Branco poderia ser considerada satisfatória, o que não dispensa o cálculo do n , mas observando o coeficiente de variação (CV), verifica-se uma pequena variação nos valores obtidos para as áreas afetadas, tanto pelo arraste quanto pela derruba (Tabela 11).

Segundo Steel e Torrie (1980), as características avaliadas em um estudo que tenham a mesma eficiência, aquela que apresentar o menor CV estará fornecendo a maioria das informações ao menor custo. Por exemplo, em Breu Branco o coeficiente de variação obtido para a área afetada pela derruba foi superior (8,14%) ao da área afetada pelo arraste, com essa diferença, pode-se dizer que a avaliação da área afetada pela derruba fornece uma informação com um custo maior que a informação fornecida pela avaliação da área afetada pelo arraste.

Tabela 12: Caracterização das áreas afetadas pelo arraste e pela derruba no município de Novo Repartimento.

	Área total afetada (ha)	Área afetada arraste (ha)	Área afetada derruba (ha)
Total	2,45	1,28	1,23
Média	0,0875	0,0457	0,0439
Variância	0,0063	0,0031	0,0031
Desvio Padrão	0,0797	0,0555	0,0561
Variância da média	0,0003	0,0001	0,0001
Erro padrão	0,0169	0,0118	0,0119
CV	3,2510	4,3401	4,5671
Erro%	32,88	43,90	46,20
IC lim. Inf.	0,1163	0,0657	0,0641
IC lim. Sup.	0,0587	0,0256	0,0236
E	0,0088	0,0046	0,0044
n₀	240	428	474
n₁	232	414	459
n₂	232	414	459

Para o cálculo do n , a primeira aproximação (n_0) mostrou que todas as áreas tiveram o número de amostras coletadas insuficientes para as três variáveis-resposta (área total afetada, afetada pelo arraste e afetada pela derruba). Para a determinação do n_1 e do n_2 foi adotado o mesmo procedimento realizado para o inventário florestal. Entretanto, quantidade de parcelas a serem amostradas, continuou sendo elevada em relação ao que foi amostrado logo após a exploração.

Em Novo Repartimento, a área afetada pelo arraste apresentou valores de área total impactada menor que os da derruba, entretanto, o CV para a área afetada pelo arraste foi maior do que pela derruba, ou seja, o conjunto de dados apresentados pela área afetada pela derruba foi mais homogêneo do que os apresentados pelo arraste.

Em relação às outras áreas, Novo Repartimento apresentou o maior número de parcelas amostradas (28 parcelas) e coincidentemente a necessidade de um maior número de parcelas (459 parcelas) para alcançar a precisão estipulada de 10% da média (Tabela 12). Essa “coincidência” pode ser justificada pelas características que a área apresenta (Capítulo 1, Item 1.3), que faz com que o planejamento, tanto da derruba quanto do arraste, seja diferente do que é feito para

áreas planas como as de Breu Branco e Paragominas, resultando em erro relativo elevadíssimo e conseqüentemente um maior número de parcelas amostrais.

Tabela 13: Caracterização das áreas afetadas pelo arraste e pela derruba no município de Paragominas.

	Área total afetada (ha)	Área afetada arraste (ha)	Área afetada derruba (ha)
Total	2,38	0,90	1,48
Média	0,1701	0,0644	0,1056
Variância	0,0056	0,0013	0,0617
Desvio Padrão	0,0749	0,0367	0,0038
Variância da média	0,0004	0,0001	0,0003
Erro padrão	0,0200	0,0098	0,0165
CV	3,1450	4,0683	4,1701
Erro%	20,81	26,92	27,59
IC lim. Inf.	0,2055	0,0818	0,1348
IC lim. Sup.	0,1347	0,0471	0,0765
E	0,0170	0,0064	0,0106
n₀	61	102	107
n₁	54	89	95
n₂	54	89	95

Em Paragominas, o erro amostral relativo (Erro%) foi acima do limite estipulado de 10% da média, mas, elevando-se o limite para 20%, a amostragem da área total afetada poderia ser considerada como satisfatória, pois ficaria pouco acima (0,81%) do novo limite (20% da média). Mesmo com a elevação do limite de erro para 20%, a amostragem da área afetada pelo arraste e pela derruba continuariam sendo considerada como insatisfatória, pois as mesmas apresentam valores para o erro de amostragem relativo elevado (Tabela 13).

Pelo fato de nenhuma amostragem realizada para a área de chão afetada atender o limite de erro de 10% da média, o cálculo do número ótimo de parcelas amostrais, como resultado, em todas as áreas, seria necessário um número elevado de parcelas (Tabelas 11, 12 e 13), o que inviabilizaria a realização do estudo em um só ano, assim, o fracionamento do número de parcelas em diversos anos seria o recomendado para que a empresa não tenha um gasto concentrado na avaliação da área de chão afetada e conseqüentemente alcançasse o limite de erro estabelecido.

2.4. CONCLUSÕES

A exploração de impacto reduzido aplicada nas áreas estudadas danificou 19,00% dos indivíduos em Breu Branco, 5,38% em Novo Repartimento e 12,77% em Paragominas, tendo a intensidade de corte como melhor indicador de danos causados pela colheita de madeira, pois além de ser facilmente obtida é decorrente dela o maior número de indivíduos danificados e a maior área do chão da floresta afetada.

Um dos pontos cruciais na amostragem realizada antes e após a exploração florestal são os valores referentes às espécies comerciais. Por serem em menor quantidade (28,2% em Breu Branco; 18,5% em Paragominas e 36% em Novo Repartimento), é necessário um elevado número de unidades amostrais para que a precisão seja satisfatória.

Da mesma forma que o impacto na vegetação, o impacto no chão da floresta não atendeu os limites de erro estabelecidos (10% da média), sendo necessário um elevado número de parcelas para obter essa precisão. Mesmo não atendendo ao critério de amostragem, o impacto no chão da floresta encontrado neste estudo foi semelhante aos relatados na literatura. Entretanto, em Novo Repartimento, a área impactada pela derruba foi 60% menor que a área impactada pelo arraste, sendo contrário ao verificado nas outras áreas de estudo e do que é relatado na literatura, principalmente considerando que a exploração na área é planejada e segue as diretrizes de impacto reduzido propostos para a Amazônia brasileira (ver SABOGAL *et al*, 2000).

Como qualquer levantamento de campo, o modelo apresentado neste trabalho requer tempo e dinheiro. Para atender a precisão estabelecida (10% da média aritmética), sugere-se que o número de amostras necessárias seja atingido em diversos anos, para que o processo de levantamento dos danos não seja inviável devido ao grande número de parcelas sugeridas e principalmente para diluir os custos da avaliação. À medida em que novas amostras forem anexadas ao banco de dados, a suficiência amostral deve ser recalculada para verificar se já foi satisfatória.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALDER, D. *Growth Modelling for Mixed Tropical Forests*. Oxford. University of Oxford. Tropical Forestry. Papers N^o. 30, 1995. 231p.
- BAIMA, A. M. V.; SILVA, S. M. A. da; SILVA, J. N. M. Equações de volume para floresta tropical de terra firme, em Moju, PA. *In: SILVA, J. N. M. A Silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do Projeto Embrapa/DFID*. SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P. de; YARED, J. A. G. (Eds.) Belém: Embrapa Amazônia Oriental/DFID, 2001. p. 367-392.
- BARKER, M. G.; PINARD, M. A. Forest canopy research: sampling problems, and some solutions, *Plant Ecology*, v. 153, p. 23-38, 2001.
- BERTAULT, J.-G; SIST, P. Impact de l'exploitation en forêt naturelle. *Bois et Forêts des Tropiques*, v. 245, p. 5-13, 1995.
- BERTAULT; J.; SIST, P. An experimental comparison of different harvesting intensities with reduced-impact logging in East Kalimantan, Indonesia. *Forest Ecology and Management*, v. 94 p. 209-218, 1997.
- BROKAW, N. The definition of treefall gap and its effects on measures of forest dynamics. *Biotropica*, v. 14, p. 158-16, 1982.
- BONGERS, F. Methods to assess tropical rain forest canopy structure: an overview. *Plant Ecology*, v. 153, p. 263-277, 2001.
- CARVALHO, J. O. P. de. Changes in the floristic composition of a terra firme rain forest in Brazilian Amazonia over an eight-year period in response to logging. *Acta Amazonica*, v. 32, n. 2, p. 277-291, 2002.
- CHABBERT, J.; PRIYADI, H. Exploration à faible impact dans une forêt à Bornéo. *Bois et Forêts des Tropiques*, v. 55, n. 269, p. 82-86, 2001.

DENSLOW, J. S. Tropical rain forests gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 18, p. 431-451, 1987.

DYKSTRA, D. P.; HEINRICH, R. *FAO Model code of forest harvesting practice*. Roma: FAO, 1996. 85 p.

FORSHEED, O.; UDARBE, T.; KARLSSON, A.; FLACK, J. Initial impact of supervised logging and pre-logging climber cutting compared with conventional logging in a dipterocarp rainforest in Sabah, Malaysia. *Forest Ecology and Management*, v. 221, p. 233-240, 2006.

GOURLET-FLEURY, S.; GUEHL, J.M.; LAROUSSINIE, O. Ecology and management of a neotropical rainforest. Lessons drawn from Paracou, a long-term experimental research site in French Guiana. Elsevier SAS, Paris, 2004. 311p.

HENDRISON, J. *Damage-controlled logging in managed tropical rain forest in Suriname*. Wageningen: Agricultural University, 1990. 204p.

HOLMES, T.P.; BLATE, G.M.; ZWEEDE, J.C.; PEREIRA JR., R.; BARRETO, P.; BOLTZ, F.; BAUCH, R. Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, v. 163, p.93-110, 2002.

JARDIM, F. C. da S. *Estrutura da Floresta Equatorial Úmida da Estação Experimental de Silvicultura Tropical do INPA*. Dissertação de Mestrado em Ciências de Florestas Tropicais. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia - INPA. Manaus, 1985. 195p.

JAYARAMAN, K. *A statistical manual for forestry research*. Bangkok: FAO, 1999, 231 p.

JENNINGS, S. B.; BROWN, N. D.; SHEIL, D. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*, v. 72, n. 1, p. 59-73, 1999.

JOHNS, J. S.; BARRETO, P. UHL, C. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, v. 89, p. 59-77, 1996.

JOHNSON, N., CABARLE, B. *Surviving the Cut: Natural Forest Management in the Humid Tropics*. World Resources Institute, 1993. 71 p.

JONKERS, W.B.J. *Vegetation structure, logging damage and silviculture in a tropical rain forest in Suriname*. Netherlands: Wageningen Agricultural University, 1987. 172 p. (Ecology and Management of Tropical Rain Forests in Suriname: 3).

KLEINBAUM, D. G.; KUPPER, L. L.; MULLER, K. E. *Applied regression analysis and others multivariable methods*. 2 ed. Boston: PWS-KENT Publishing Company, 1998. 718 p.

LIMA, R. A. F. de. Gap size measurement: the proposal of a new field method. *Forest Ecology and Management*, v. 214, p. 413-419, 2005.

LINDENMAYER, D.B., MACKEY, B.G., MULLEN, I.C., MCCARTHY, M.A., GILL, A.M., CUNNINGHAM, R.B., DONNELLY, C.F. Factors affecting stand structure in forests - are there climatic and topographic determinants? *Forest Ecology and Management*, v. 123, p. 55-63, 1999.

MARTINS, E. P.; OLIVEIRA, A. D. de; SCOLFORO, J. R. S. Avaliação dos danos causados pela exploração florestal à vegetação remanescente, em florestas naturais. *Cerne*, v. 3, n. 1, p. 14-24, 1997.

MEYER, H. A. Structure, growth and drain in balanced unevenaged forests. *Journal of Forestry*, n. 21, p. 98-108, 1952.

NICHOLSON, D. I.; HENRY, N. B.; RUDDER, J. Stand Changes in north Queensland rainforest. *Proceedings of Ecological Society of Australia*, v. 15, p. 61-80, 1988.

PANFIL, S. N.; GULLISON, R. E. Short term impacts of experimental timber harvest intensity on forest structure and composition in the Chimanes Forest, Bolivia. *Forest Ecology and Management*, v. 102, p. 235-243, 1998.

PARROTA, J. A.; FRANCIS, J. K.; KNOWLES, O. H. Harvesting intensity affects forest structure and composition in an upland Amazonian forest. *Forest ecology and Management*, v. 169, p. 243-255, 2002.

PÉLICO NETTO, S.; BRENA, D. A. *Inventario Florestal*. Curitiba: Editado pelos autores, 1997. 316p.

PEREIRA JR., ZWEEDE, J; ASNER, G. P.; KELLER, M. Forest canopy damage and recovery in reduced impact and conventional selective logging Eastern Para, Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 168, p. 77-89, 2002.

PINARD, M., PUTZ, F.; TAY, J.; SULLIVAN, T. Creating timber harvesting guidelines for a reduced-impact logging project in Malaysia. *Journal of Forestry* n. 93, p. 41-45, 1995.

PINHEIRO, K. A. O. *Fitossociologia de uma área de preservação permanente na Fazenda Rio Capim, Paragominas-PA*. Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais. Universidade Federal Rural da Amazônia- UFRA. Belém: 2004. 80p.

PUTZ, F. E.; PINARD, M. A. Reduced-impact logging as a carbon-offset method. *Conservation Biology*, v. 7 n. 4; 755-757, 1993.

PUTZ, F. E.; REDFORD, K. H.; ROBINSON, J. G.; FIMBEL, R.; BLATE, G. M. *Biodiversity conservation in the context of tropical forest management*. Washington: World Bank, 2000a. 80p. (Biodiversity Series – Impact Studies. Paper Nº 75).

PUTZ, F., E.; DYKSTRA, D. P.; HEINRICH, R. Why poor practices persist in the tropics. *Conservation Biology*, v. 14, n. 4, p. 951-956, 2000b.

ROSE, S. A. *Seed, seedlings and gaps – size matters*. A study in the tropical rain forest of Guyana. Georgetown: Tropembos-Guyana Programme, 2000. 175 p. (Tropembos – Guyana Series, N° 9).

RUNKLE, J. R. Gap regeneration in some old-growth forest of the eastern United States. *Ecology*, v. 62, p. 1041-1051, 1981.

SABOGAL, C; SILVA, J. N. M.; ZWEEDE, J; JÚNIOR, R. P.; BARRETO, P. E.; GUERREIRO, C. A. *Diretrizes e técnicas para a exploração de impacto reduzido em operações florestais de terra-firme na Amazônia Brasileira*. Belém: Embrapa Amazônia Ocidental, Documentos 64. 52 p, 2000.

SCWARTZ, M. W.; CARO, T. M. Effect of selective logging on tree and understory regeneration in miombo woodland in western Tanzania. *African Journal of Ecology*, v. 45, p. 75-82, 2003.

SILVA, J. N. M. *The behaviour of the tropical rain forest of the brazilian Amazon after logging*. Oxford: University of Oxford, 1989. 320p. (Thesis – Ph. D.).

SILVA, J. N. M.; LOPES, J do C. A. *Inventário florestal contínuo em florestas tropicais: a metodologia utilizada pela EMBRAPA-CPATU na Amazônia Brasileira*. Belém: Embrapa-CPATU, 1984. 36p. (Embrapa-CPATU, Documentos, 33).

SILVA, S. M. A. da; SILVA, J. N. M.; BAIMA, A. M. V.; LOBATO, N. M.; THOPSON, I, S.; COSTA FILHO, P. P. *In.: SILVA, J. N. M.: A Silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do Projeto Embrapa/DFID*. SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P. de; YARED, J. A. G. (Eds.) Belém: Embrapa Amazônia Oriental/DFID, 2001. p. 309-324

SIST, P.; DYKSTRA, D.; FIMBEL, R. *Reduced-impact logging guidelines for lowland and hill dipterocarp forest in Indonesia*. CIFOR Ocasional Paper 15, 1998a. 19p.

SIST, P.; NGUYEN-THÉ, N. Logging damage and subsequent dynamics of a dipterocarp forest in East Kalimantan (1993-1996). *Forest Ecology and Management*, v. 165, p. 85-113, 2002.

SIST, P.; NOLAN, T.; BERTAULT, J-G; DYKSTRA, D. Harvesting intensity versus sustainability in Indonesia. *Forest ecology and Management*, v. 108, p. 251-260, 1998b.

SPIEGEL, M. R. *Mathematical handbook of formulas and tables*. Singapore: McGraw-Hill, 1990. 271 p. (Schaum's outline series).

STEEL, R .G .D.; TORRIE, J.H. *Principles and procedures of statistics: with reference to the biological sciences*. New Yrok: McGraw-Hill, 1980. 633p.

THIOLLAY, J. Disturbance, selective logging and bird diversity: a Neotropical forest study. *Biodiversity and Conservation*, v. 6, p. 1115-1173, 1997.

UHL, C.; VIEIRA, I. C. G. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas Region of the State of Pará. *Biotropica*, v. 21, n. 2, p. 98-106, 1989.

van der HOUT, P. *Reduced impact logging in the tropical rain forest of Guyana: ecological, economic and silvicultural consequences*. Guyana: Tropembos-Guyana Programme, 1999. 333p. (Tropembos-Guyana Series, 6).

VERISSIMO, A.; BARRETO, P.; MATTOS, M. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: the case of Paragominas. *Forest Ecology and Management*, v. 55, 169–184, 1992.

VU, T-T. *Caractérisation des dégâts d'exploitation de la canopée dans une forêt amazonienne de terre ferme (Brésil)*. Marne: Université de Paris XII. 2002. 69p.

WELLES, J. M. Some indirect methods of estimating canopy structure. *Remote Sensing Reviews*, v. 5, n. 1, p. 31-43, 1990.

ZAR, J. H. *Biostatistical Analysis*. 4a. ed. New Jersey: Prentice-Hall, 1999. 951p.

CAPITULO 3

AVALIAÇÃO DE ALGUNS MÉTODOS DE REGULAÇÃO DA PRODUÇÃO EM FLORESTAS MANEJADAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL

3.1. INTRODUÇÃO

A floresta tropical tem um papel crucial no sustento de milhões de pessoas que dependem de seus recursos em todo planeta. O manejo de suas florestas afeta profundamente a sua economia e forma de vida (Alexiades e Shanley, 2004). A produção de madeira da floresta, fornece a curto prazo retorno financeiro àqueles que tem o direito a exploração florestal, mas isto deve ser balanceado com a sustentabilidade social, econômica e ambiental de todos os produtos e serviços da floresta. Para isso, é necessário ter informações descrevendo o provável estado futuro das florestas dadas as alternativas de intervenções, a fim de tomar decisões melhor informadas e políticas para o manejo justo e sustentável (PHILLIPS *et al.*, 2004).

O manejo das florestas tropicais é tipicamente realizado com informações limitadas sobre a situação dos recursos e da magnitude da produtividade e potencial produção futura de madeira. Neste caso, ferramentas de simulação são utilizadas para representar os processos envolvidos no crescimento e regeneração da floresta (por exemplo: Silva *et al.*, 1995 e 1996; Gourlet-Fleury e Houllier, 2000; Kammesheidt *et al.*, 2002; Phillips *et al.*, 2004; van Gardingen *et al.*, 2006). Entretanto, estas ferramentas tendem a utilizar dados extensivos de taxas de crescimento, mortalidade e recrutamento para a regulação da produção e determinação do corte anual permissível. Estes dados são obtidos através do tempo pela medição contínua de parcelas e são freqüentemente indisponíveis. Em muitos casos, os dados disponíveis são provenientes de informações estáticas, ou seja, dados de inventários florestais de um ponto no tempo.

Utilizando informações unitemporais, é possível obter valores para o corte anual permissível utilizando fórmulas empíricas que utilizam as mais diversas variáveis, como: área, volume, área basal, número de indivíduos, etc. Algumas equações empíricas foram apresentadas no Capítulo 1, item 1.4.3.

Neste capítulo, alguns dos métodos para regular a produção que foram apresentados no Capítulo 1 deste trabalho, foram selecionados no sentido de avaliar a sua aplicabilidade nas condições atuais de disponibilidade de informações existentes na Amazônia Oriental brasileira.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em três áreas de manejo florestal (AMFs) situadas nos municípios de Breu Branco, Novo Repartimento e Paragominas no estado do Pará. Maiores detalhes sobre os Municípios e sobre as áreas podem ser encontrados no Capítulo 1 (item 1.5) desta dissertação.

3.2.2. REGULAÇÃO DA PRODUÇÃO

Este estudo simulou o corte anual permissível da vegetação remanescente utilizando diferentes valores para o incremento médio anual ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) em diferentes cenários de exploração e tratamentos silviculturais. Os valores utilizados foram encontrados em estudos da dinâmica de crescimento de florestas exploradas na Amazônia Brasileira (Tabela 14), além do incremento médio anual pantropical, segundo DAWKINS (1964).

Tabela 14: Valores para o incremento médio anual (IMA) em diferentes cenários de exploração e tratamentos silviculturais.

	IMA (m^3 $ha^{-1} \cdot ano^{-1}$)	Tipo de exploração*	Tratamento silvicultural	Local	Fonte
1	1,00	-	-	Pan-tropical	Dawkins, 1964
2	0,13	NPL	SIM ¹	Paragominas - PA	Silva, 2004
3	0,92	PL	NÃO	Paragominas - PA	Silva, 2004
4	1,30	PL	NÃO ²	FLONA Tapajós - PA	Oliveira, 2005
5	1,90	PL	SIM ³	FLONA Tapajós - PA	Oliveira, 2005

* NPL — Exploração não-planejada; PL – exploração planejada.

¹ Remoção da vegetação competidora num raio de 2m da espécie de interesse;

² Exploração de espécies comerciais com DAP $\geq 45cm$;

³ Exploração de espécies comerciais com DAP $\geq 55cm$ + desbaste de espécies não comerciais totalizando 20% de redução da área basal original.

Estes valores foram selecionados por apresentarem uma variação bem distinta do valor utilizado pelas empresas em seus planos de manejo, que é o sugerido por Dawkins (1964) de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ para as espécies comerciais.

Os valores de volume comercial utilizados na determinação do corte anual permissível foram os obtidos no inventário realizado antes da exploração (Tabela 15), assim como os valores para intensidade de corte ($\text{IC} = 4 \text{ árv. ha}^{-1}$ em Breu Branco; $\text{IC} = 1 \text{ árv. ha}^{-1}$ em Novo Repartimento e $\text{IC} = 5 \text{ árv. ha}^{-1}$ para Paragominas).

Para o valor do ciclo de corte, foi utilizado o valor adotado pelas empresas em seus Planos de Manejo, igual a 30 anos; o valor para a produção (P) utilizada neste trabalho foi definida como a quantidade de matéria-prima extraída ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$) pela empresa no ano (Tabela 15). Os valores para o volume foram obtidos com base nos valores apresentados na Tabela 6 (Capítulo 2).

Tabela 15: Valores para o volume comercial (V_c) total ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$, $\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$), produção (P) ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$) das espécies comerciais, intensidade de corte (IC; árv. ha^{-1}) e volume comercial danificado (V_{cd}) ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$; $\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$) obtidos nos três municípios estudados.

	Breu Branco	Novo Repartimento	Paragominas
Volume comercial (V_c) ¹	93	97	106
Produção (P) ²	40	5,1	44
Intensidade de corte (IC) ³	4	1	5
Volume comercial danificado (V_{cd}) ¹	5	2	4

¹ Valores extraídos da Tabela 6, Capítulo 2;

² Valores fornecidos pelas empresas;

³ Número de árvores cortadas por hectare.

As formas de regulação da produção existentes têm o volume e o ciclo de corte como as principais variáveis na determinação do corte anual permissível. O incremento médio anual (IMA) vem sendo utilizado em algumas fórmulas como uma forma de aumentar a precisão do corte permissível, impedindo que ele ultrapasse a capacidade de recuperação da floresta. Com isso, para facilitar a comparação entre os resultados das áreas, as equações foram agrupadas em:

a) Equações que não utilizam IMA:

$$\text{Eq. 1.2} \quad CAP = \frac{2V_c}{CC}$$

$$\text{Eq. 1.3} \quad CAP = \frac{IC \times V_c}{CC}$$

onde:

CAP – Corte anual permissível ($\text{m}^3 \text{ano}^{-1}$);

V_c = volume comercial atual obtido através de inventário florestal ($\text{m}^3 \text{ano}^{-1}$);

IC - intensidade de corte, número de árvores cortadas por hectare;

CC = ciclo de corte (em anos).

b) Equações que utilizam o IMA:

$$\text{Eq. 1.4} \quad CAP = \left(\frac{V_c + 0.5IMA}{CC} \right)$$

$$\text{Eq. 1.11} \quad CAP = (1 - \%D) \cdot IMA$$

onde:

CAP – Corte anual permissível ($\text{m}^3 \text{ano}^{-1}$);

V_c - volume comercial médio com $DAP \geq 10\text{cm}$ obtido através do inventário ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$);

IMA – incremento do volume das espécies comerciais;

CC – ciclo de corte (em anos);

$\%D$ – proporção de volume danificados, determinado utilizando a seguinte fórmula:

$$\%D = \frac{D}{P + D}$$

D – volume comercial danificado ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$);

P – volume real extraído da UTs onde tiveram avaliação de danos.

Como Alder (2000) não indicou o diâmetro a ser utilizado no cálculo do volume comercial danificado na equação 1.11, o presente estudo considerou como diâmetro mínimo 45 cm.

Para efeito de análise, foi considerado %D = 30% como sendo um ponto de partida para determinação do CAP no início do ciclo de corte, sendo este valor o utilizado pelas empresas estudadas em seus planos de manejo florestal sustentável.

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 FÓRMULAS QUE NÃO UTILIZAM O IMA

Com a aplicação da Eq. 1.3, obteve-se uma alta variação entre os valores para o corte anual permissível (Tabela 16), chegando a valores extremos de 17,71 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ em Paragominas e 3,23 m³. ha⁻¹. ano⁻¹ em Novo Repartimento.

A variação nos valores obtidos com a Eq. 3.2 foi baixa 6,20 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ a 7,08 m³. ha⁻¹. ano⁻¹ entre Breu Branco e Paragominas, diferentemente dos resultados da Eq. 1.3. Essa variação deve-se ao fato da Eq. 1.2 ter como fator de variação apenas o volume, enquanto que a Eq. 1.3 tem o volume e a intensidade de corte.

Tabela 16: Valores para o corte anual permissível (m³. ha⁻¹. ano⁻¹) utilizando equações que não utilizam o incremento médio anual para as três áreas estudadas.

	Breu Branco	Novo Repartimento	Paragominas
Eq. 1.2	6,20	6,47	7,08
Eq. 1.3	12,40	3,23	17,71

Com base nos resultados, pode-se afirmar que os CAP calculados com a equação 1.2 e 1.3 são inadequados para as florestas estudadas, pois os resultados obtidos com elas são elevadíssimos, partindo-se da premissa de que o CAP não deve ser superior ao IMA, conforme propõe Leslie (1994). Os valores apresentados na Tabela 16 são muito superiores aos apresentados na Tabela 14 e em outros estudos, como por exemplo, o de Sist *et al.* (2003b), trabalhando em uma floresta de

dipterocarpaceas em Bornéu, obteve um IMA igual a $1,16 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ com ciclo de corte igual a 35 anos. Silva *et al.* (1995), estudando o crescimento de uma área na Floresta Nacional do Tapajós após 13 anos a exploração, obteve IMA igual a $1,8 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. Oavika (2002) obteve um IMA igual $0,75 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, estudando uma floresta explorada em Papua Nova Guiné.

O resultado obtido em Novo Repartimento para a Eq. 1.3, não pode servir como base de comparação, já que esta equação é fortemente influenciada pela intensidade de corte, e nesta área, a intensidade de corte foi muito baixa para os padrões das florestas tropicais, segundo a classificação de Sist (2000), que é de 1-3 árv. ha^{-1} .

Essas equações apresentam uma grande limitação: não consideram o incremento, estrutura da floresta ou a variabilidade do crescimento em volume. Assim elas fornecem apenas um indicativo geral e errôneo da produção da floresta.

A principal desvantagem da Eq. 1.3, é que ela determina o volume a ser explorado, mas não indica onde cortá-lo dentro da área de manejo. Isto pode fazer com uma empresa corte primeiro as “melhores” árvores (com maior volume) em toda área (Sabogal *et al.*, 2004), resultando em um corte anual permissível não sustentável, a não ser que a área tenha um ciclo de corte longo o suficiente para que a floresta cresça mais que as árvores cortadas (WRIGHT, 2000).

Além disso, a estimativa da intensidade de corte com base no inventário pré-exploratório é complicada, já que o volume ou o número de árvores inventariadas antes da exploração é superior ao que será cortado efetivamente.

Entre as equações que não utilizam o IMA, nenhuma mostrou-se aplicável, pois todas apresentaram valores elevados para o CAP, o que poderia causar uma sobre-exploração e, conseqüentemente, diminuição gradual da produção da floresta.

3.3.2 FÓRMULAS QUE UTILIZAM O IMA

Os valores obtidos para o CAP com as equações que utilizam o incremento médio anual estão sumarizados na Tabela 17.

A Eq. 1.4 apresentou valores quase constantes em todas as áreas, com uma baixa variação ($3,10 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ a $3,57 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) mesmo utilizando valores de IMA muito diferentes (IMA 2 = $0,13 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ e IMA 5 = $1,90 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$). Esta baixa variação pode ser justificada pela estrutura da equação que reduz o valor do IMA à metade, pois, mesmo acrescentando este valor ao volume comercial, a

alteração é mínima. Outro motivo deve-se ao fato de que não há na equação nenhum fator que a torne mais precisa, como por exemplo, as possíveis reduções da produtividade.

Tabela 17: Valores para o corte anual permissível ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) obtidos por equações que utilizam o incremento médio anual para as três áreas estudadas.

	IMA	Breu Branco (%D = 0,12)	Novo Repartimento (%D = 0,29)	Paragominas (%D = 0,09)
Eq. 1.4	IMA 1 (1,00)	3,12	3,25	3,56
	IMA 2 (0,13)	3,10	3,24	3,54
	IMA 3 (0,92)	3,12	3,25	3,56
	IMA 4 (1,30)	3,12	3,26	3,56
	IMA 5 (1,90)	3,13	3,27	3,57
Eq. 1.11	IMA 1 (1,00)	0,88	0,71	0,91
	IMA 2 (0,13)	0,11	0,09	0,12
	IMA 3 (0,92)	0,79	0,64	0,82
	IMA 4 (1,30)	1,14	0,92	1,18
	IMA 5 (1,90)	1,67	1,35	1,73

A Eq. 1.4 parte da premissa que o IMA não é igual ao corte anual permissível e que esse é corrigido pelos danos decorrentes da exploração (Alder, 2000), em oposição à premissa de Leslie (1994), em que diz que o CAP é igual ao IMA. Nesse sentido, Higman *et al.* (1999) declaram com muita propriedade que: “um pré-requisito do manejo florestal é que a remoção dos produtos da floresta não exceda a taxa de recuperação da mesma, pois, sem este balanço básico, fornecido pela regulação da produção, o manejo florestal sustentável é impossível e os recursos da floresta irão gradualmente ser exauridos e degradados”.

Os valores obtidos com a Eq. 1.11 e IMAs 1 ($1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) e 3 ($0,92 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) são comparáveis aos encontrados por Oavika (2002), em Papua Nova Guiné, onde determinou o CAP igual a $0,75 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, sendo considerado por ele um valor consistente para o crescimento da floresta depois da colheita. Segundo Dauber *et al.* (2005), para a colheita de madeira no primeiro ciclo de corte na região amazônica da Bolívia, para alcançar a sustentabilidade na região, o CAP variaria de $0,47 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ a $0,67 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, com um ciclo de corte de 25 anos, o que são valores tão conservadores quanto muitos dos achados no presente estudo.

Entretanto, Dauber *et al.* (2005) comentam que a produção no segundo ciclo de corte não é apenas influenciada pela taxa de crescimento, mas também pela

densidade relativa dos indivíduos comerciais nas classes abaixo do diâmetro mínimo de corte.

Em Kalimantan do Leste, Sist *et al.* (2003b) sugerem a aplicação das técnicas de impacto reduzido com uma intensidade de corte de 8 árv. ha⁻¹ para um ciclo de corte de 40 anos com uma produção de 66 m³. ha⁻¹, isto é, uma produtividade de 1,65 m³. ha⁻¹. ano⁻¹, concordando com Sist *et al.* (2003a) e Huth e Ditzer (2001), que indicaram a mesma produção para o mesmo ciclo de corte na região.

Os valores obtidos no presente estudo não são altos para os níveis de produtividade observados na Amazônia brasileira, que giram em torno de 1-2 m³. ha⁻¹. ano⁻¹ (OLIVEIRA, 2005; SILVA, 2004; SILVA *et al.*, 1995 e 1996).

Entre as duas equações que utilizam IMA, a Eq. 1.11 apresentou valores mais conservadores em comparação com os da Eq. 1.4, podendo ser considerada mais aplicável para as condições da Amazônia brasileira.

Na Tabela 18 são apresentados os valores para o corte anual permissível obtido somente com a Eq. 1.11 para a redução da produtividade proposta inicialmente nos planos de manejo das empresas e a redução obtida neste estudo.

Tabela 18: Corte anual permissível (m³. ha⁻¹. ano⁻¹) utilizando a equação 1.11 e respectivas intensidades de corte (produção bruta em m³ ha⁻¹), considerando um ciclo de corte de 30 anos.

	IMA	%D _{inicial} (0,30)	Breu Branco (%D = 0,12)	Novo Repartimento (%D = 0,29)	Paragominas (%D = 0,09)
CAP (m ³ . ha ⁻¹ . ano ⁻¹)	IMA 1 (1,00)	0,70	0,88	0,71	0,91
	IMA 2 (0,13)	0,09	0,11	0,09	0,12
	IMA 3 (0,92)	0,63	0,79	0,64	0,82
	IMA 4 (1,30)	0,91	1,14	0,92	1,18
	IMA 5 (1,90)	1,33	1,67	1,35	1,73
IC (m ³ . ha ⁻¹)	IMA 1 (1,00)	21,0	26,4	21,3	27,3
	IMA 2 (0,13)	2,70	3,30	2,70	3,60
	IMA 3 (0,92)	18,9	23,7	19,2	24,6
	IMA 4 (1,30)	27,3	34,2	27,6	35,4
	IMA 5 (1,90)	39,9	50,1	40,5	51,9

Pode-se observar na Tabela 18 que os CAP obtidos variaram desde muito baixos (0,09 m³. ha⁻¹. ano⁻¹ com o IMA 2), até relativamente altos (1,33 m³. ha⁻¹. ano⁻¹ com o IMA 5). Isto resulta em intensidades de corte, ou produção bruta, muito baixas (2,7 m³. ha⁻¹. ano⁻¹, com o IMA 2) até relativamente alta 51,9 m³. ha⁻¹. ano⁻¹

(IMA 5). Embora possa parecer alta, está dentro dos padrões de intensidades encontradas na Amazônia (Silva e Uhl, 1992) onde a preocupação com a sustentabilidade não é observada.

Valores mais conservadores seriam os CAP próximos de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, que resultariam entre 26 a $35 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ (Tabela 18). Estes resultados corroboram a premissa de que a utilização do IMA Pantropical sugerido por Dawkins (1964), de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, seria aconselhável como ponto de partida para o corte anual permissível até que dados mais consistentes sobre o IMA das florestas da região amazônica forem obtidos. Paralelamente, informações mais precisas sobre a perda de produtividade da floresta devido ao impacto da colheita deveriam ser também buscadas.

3.4. CONCLUSÕES

A utilização das equações que não utilizam o incremento médio anual resultou em valores de CAP que podem ser insustentáveis a longo prazo.

As equações que utilizam o incremento médio anual apresentaram valores mais compatíveis com os outros reportados pela literatura, podendo ser aplicadas nas florestas amazônicas como ponto de partida, na tentativa de regular a produção, até que as empresas determinem os seus próprios limites.

O volume permissível a ser colhido para que haja a manutenção do estoque comercial em níveis aceitáveis para uma segunda safra, a Eq. 1.11 foi a mais indicada, sendo aconselhável a utilização do IMA de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ por medida de segurança, até as empresas obtenham o seu próprio valor de incremento para as espécies comerciais e a perda média de produtividade por danos.

O estudo mostrou a necessidade de determinar de forma mais precisa, as perdas de produção pela colheita, considerando que a equação sugerida utiliza essas perdas na determinação do corte anual permissível, além de ser importante para estudos de modelagem de crescimento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALDER, D. Some issues in the yield regulation of moist tropical forests. In: WRIGHT, H. L.; ALDER, D. (Eds.) *Proceedings of a workshop on humid and semi-humid tropical forest yield regulation with minimal data*. CATIE, Costa Rica, 5-9 julho, 1999. OFI. Occasional Papers 52. Oxford Forestry institute, 2000. p. 14-27.

ALEXIADES, M. N.; SHANLEY, P. (Eds.) *Productos forestales, medios de subsistencia y conservación: estudios de caso sobre sistemas de manejo de productos forestales no maderables*. V. 3 – America Latina. Indonesia: Cifor, 2004. 499 p.

DAUBER, E.; FREDERICKSEN, T. S.; PEÑA, M. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. *Forest Ecology and Management*, v. 214, p. 294-304, 2005.

DAWKINS, H. C. *Productivity of a tropical forest and their ultimate value to man*. In: Proceedings of 9th Technical Meeting of FUNC, Nairobi, 1964.

GOURLET-FLEURY, S., HOULLIER, F. Modelling diameter increment in a lowland evergreen rain forest in French Guiana. *Forest Ecology and Management*, v. 131, p. 269–289, 2000.

HIGMAN, S.; BASS, S.; JUDD, N.; MAYERS, J.; NUSSBAUM, R. *The sustainable forestry handbook*. Londres: Earthscan Publications Ltda., 1999. 289p.

KAMMESHEIDT, L., KOHLER, P., HUTH, A. Simulating logging scenarios in secondary forest embedded in a fragmented Neotropical landscape. *Forest Ecology and Management*, v. 170, p. 89–105, 2002.

LESLIE, A. J. Sustainable management of tropical moist forest for wood. In: FAO (Ed.) *Readings in sustainable forest management*. Roma: FAO, 1994. p. 17-32. (FAO Forestry Paper N° 122).

OAVIKA, F. Growth and yield studies of logged over Forest in PNG. *In*: ISMAIL, S. bin M.; KIAN, T. S.; HWAI, Y, Y.; DERIS, O. bin; KORSGAARD, S. (Eds.) Proceedings of the Malaysia-ITTO international workshop and yield managed tropical forests. Kuala Lumpur, 25-59 junho, 2002. p. 205-216.

OLIVEIRA, L.; C. de. *Efeito da exploração da madeira e de diferentes intensidades de desbastes sobre a dinâmica da vegetação de uma área de 136 ha na floresta nacional do Tapajós*. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2005. 183p. (Tese de Doutorado).

PHILLIPS, P. D.; AZEVEDO, C. P. de; DEGEN, B.; THOMPSON, I. S.; SILVA, J. N. M.; GARDINGEN, P. R. van. An individual-based spatially explicit simulation model for strategic forest management planning in the eastern Amazon. *Ecological Modelling*, v. 173, p. 335-354, 2004.

SABOGAL, C.; CARRERA, F.; COLÁM, V.; POKORNY, B.; LOUMAN, B. *Manual para la planificación y evaluación del manejo forestal operacional en bosques de la Amazonía Peruana*. Lima: INRENA; CIFOR; FONDEBOSQUE; CATIE, 2004. p.279.

SILVA, E. J. D V. da. *Dinâmica de florestas manejadas e sob exploração convencional na Amazônia oriental*. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, 2004. 156p. (Tese de Doutorado).

SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O P. de; LOPES, J. do C. A. ; ALMEIDA, B. F. de; COSTA, D. H. M.; OIVEIRA, L. C.; VANCLAY, J. K.; KOVSGAARD, S. J. P. Growth and yield of a tropical rain Forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecology and Management*, v. 71, p. 267-274, 1995.

SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O P. de; LOPES, J. do C. A. ; OLIVEIRA, R. P. de; OIVEIRA, L. C. de. Growth and yield in the Tapajós region, Central Brazilian Amazon. *Commonwealth Forestry Research*, v. 75, n. 4, p. 325-329, 1996.

SILVA, J. N. M.; UHL, C. Forest management for timber production: a sustainable use of the Brazilian Amazon. *Annals of Academy Brazilian Science*, v. 64, p. 90-95, 1992.

SIST, P. Reduced-impact logging in the tropics: objectives, principles and impacts. *International Forestry Review*, v. 2, n. 1, p. 3-10, 2000.

SIST, P.; FIMBEL, R.; SHEIL, D.; NASI, R. CHEVALLIER, M-H. Towards sustainable management of mixed dipterocarp forest of South-east Asia: moving beyond minimum diameter cutting limits. *Environmental Conservation*, v. 30, n. 4, p. 364-374, 2003a.

SIST, P.; PICARD, N.; GOURLET-FLEURY. Sustainable cutting cycle and yields in a lowland mixed dipterocarp forest of Borneo. *Annals of Forest Science*, v. 60, p. 803-814, 2003b.

van GARDINGEN, P. R.; VALLE, D.; THOMPSON, I. Evaluation of yield regulation options for primary forest in Tapajós National Forest, Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 231, p. 184-195, 2006.

WRIGHT, H. L. Yield regulation in tropical moist forest. In: WRIGHT, H. L.; ALDER, D. (Eds.) *Proceedings of a workshop on humid and semi-humid tropical forest yield regulation with minimal data*. CATIE, Costa Rica, 5-9 julho, 1999. OFI Occasional Papers 52. Oxford Forestry institute, 2000. p. 3-13.

CAPÍTULO 4

CONCLUSÕES GERAIS E RECOMENDAÇÕES

Algumas conclusões gerais e recomendações podem ser feitas em relação à metodologia utilizada no levantamento:

- A exploração realizada nas áreas de estudo teve uma baixa intensidade e conseqüentemente danificou poucos indivíduos e afetou pouco o chão da floresta;
- A redução da área basal e do volume, obtida após a colheita, foi inferior ao verificado em trabalhos na Amazônia brasileira e outras florestas tropicais;
- A metodologia utilizada neste trabalho mostrou-se prática, rápida e de fácil aplicação no campo, porém, mostrou-se insuficiente para avaliar os impactos da exploração sobre as espécies comerciais e sobre a área de chão da floresta afetada. Uma alternativa seria realizar mais estudos sobre o número adequado combinado com a melhor forma das parcelas na tentativa de atender a precisão pré-estabelecida;
- Como o processo de amostragem demanda tempo e dinheiro, sugere-se que para atingir a precisão esperada, as unidades de amostras sejam estabelecidas por etapas a cada safra até atingir o número desejado. A cada etapa de amostragem, a suficiência amostral deve ser recalculada;
- Das equações utilizadas para a regulação da produção, a equação 1.11 foi a que apresentou os resultados que mais se adequam à realidade da Amazônia, apresentando valores que não permitiriam uma sobre-exploração nem uma sub-exploração, mantendo a produção da floresta e da indústria contínuas. Tendo como princípio a precaução, recomenda-se para o incremento periódico anual a utilização do valor de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, até que as empresas tenham os seus próprios valores para o incremento;
- As recomendações apresentadas neste trabalho são aplicáveis a florestas de terra firme da Amazônia brasileira. Recomendam-se estudos semelhantes para as florestas de várzea.

ANEXOS

Anexo A:

Tabela 19: Valores obtidos a partir do DAP ≥ 10 cm do inventário amostral realizado em Breu Branco.

UT	N	N comercial	N danif	Nc danif	AB antes	AB Com	AB danif	AB com dan
4	460	163	69	20	24,09	13,07	2,19	0,51
5	453	140	20	5	21,38	10,09	0,47	0,14
6	455	120	29	7	28,12	12,95	1,14	1,14
7	374	98	43	11	19,10	7,90	1,30	0,48
8	488	132	34	12	20,33	8,36	4,68	1,41
9	465	122	13	3	21,85	9,38	0,70	0,10
10	418	98	38	10	22,75	7,58	0,92	0,38
11	423	136	73	25	23,86	11,05	2,94	1,89
12	433	112	68	9	23,39	7,85	2,23	0,32
13	443	111	60	17	19,62	5,67	1,24	0,41
14	461	149	42	15	21,21	10,26	1,40	0,46
15	335	103	23	4	19,59	4,14	0,47	0,03
16	447	119	64	13	25,54	10,70	2,35	0,71
19	459	127	49	10	24,33	13,42	1,68	0,47
20	460	144	32	9	23,33	11,98	1,03	0,48
21	428	124	83	19	20,92	8,92	2,31	0,44
22	316	108	35	13	26,56	17,82	2,20	1,40
23	176	32	26	4	9,48	3,57	0,81	0,06
25	471	117	65	15	22,90	10,11	2,75	1,09
26	442	121	60	12	27,87	13,70	2,38	0,99
27	441	113	45	12	23,85	11,00	1,13	0,48
28	446	136	64	18	25,60	11,63	2,20	0,95
Média	422,45	119,32	47,05	11,95	22,53	10,05	1,75	0,65
Desvio Padrão	69,22	25,57	19,56	5,66	3,87	3,29	0,99	0,49
Variância	4.791,97	653,85	382,43	32,05	15,01	10,83	0,99	0,24
Variância da média	366,84	50,05	29,28	2,45	1,15	0,83	0,08	0,02
Erro padrão	19,15	7,07	5,41	1,57	1,07	0,91	0,28	0,14
CV	16,39	21,43	41,57	47,35	17,20	32,73	56,78	75,36
Erro %	8,08	10,57	20,49	23,35	8,48	16,14	27,99	37,15
IC lim Inf	388,32	106,71	37,40	9,16	20,62	8,43	1,26	0,41
IC lim Sup	456,59	131,93	56,69	14,75	24,44	11,67	2,24	0,89
E	42,25	11,93	4,70	1,20	2,25	1,01	0,18	0,07
n	9	15	55	71	9	34	102	180
n2	9	14	48	62	10	30	89	154
n3	9	14	48	62	10	30	89	154

Tabela 20: Valores obtidos a partir do DAP ≥ 10 cm do inventário amostral realizado em Novo Repartimento.

UT	Ntotal	N comercial	N danif	Nc danif	AB antes	AB Com	AB danif	AB com dan
1	249	99	0	0	13,61	7,06	0,00	0,00
2	381	102	20	6	20,98	6,96	0,56	0,08
3	319	123	9	2	22,31	11,65	0,58	0,01
4	421	153	11	2	37,21	17,99	0,61	0,29
5	335	121	39	19	23,44	8,52	1,09	0,54
6	322	120	0	0	18,17	10,24	0,00	0,00
7	353	129	11	6	16,94	6,36	0,29	0,19
8	354	89	0	0	18,57	7,66	0,00	0,00
9	436	121	0	0	21,38	8,82	0,00	0,00
10	362	118	1	1	18,27	8,32	0,02	0,02
11	361	135	0	0	17,82	9,79	0,00	0,00
12	143	32	10	2	6,11	1,70	0,25	0,04
13	321	130	0	0	18,69	8,11	0,00	0,00
14	182	94	14	8	11,40	9,26	0,70	0,58
15	133	48	0	0	6,59	2,37	0,00	0,00
16	462	139	17	8	24,68	11,65	0,63	0,21
17	388	110	38	11	22,40	9,67	1,13	0,33
18	366	137	29	12	32,02	15,52	1,20	0,72
19	341	134	22	3	34,26	9,28	0,39	0,05
20	361	147	21	7	27,25	12,79	1,49	0,40
21	318	120	11	4	17,30	8,45	0,22	0,06
22	366	118	16	4	21,95	8,79	0,63	0,18
23	310	125	13	2	18,20	8,55	0,25	0,04
24	355	175	10	8	29,91	14,19	0,80	0,73
25	329	154	10	5	21,04	13,42	0,25	0,17
26	376	122	13	3	19,62	9,97	0,35	0,04
27	304	133	40	13	19,26	11,55	1,10	0,70
28	458	170	38	9	29,40	16,01	1,12	0,47
Média	335,93	121,36	14,04	4,82	21,03	9,81	0,49	0,21
Desvio Padrão	79,71	30,64	12,89	4,83	7,28	3,63	0,45	0,25
Variância	6.354,29	938,76	166,04	23,34	52,93	13,15	0,20	0,06
Variância da média	229,51	33,91	6,00	0,84	1,91	0,48	0,01	0,00
Erro padrão	15,15	5,82	2,45	0,92	1,38	0,69	0,09	0,05
CV	23,73	25,25	91,80	100,20	34,60	36,98	92,36	119,55
Erro %	7,68	8,17	29,71	32,43	11,20	11,97	29,89	38,69
IC lim Inf	310,13	111,44	9,87	3,26	18,67	8,63	0,34	0,13
IC lim Sup	361,73	131,27	18,21	6,38	23,38	10,98	0,63	0,29
E	33,59	12,14	1,40	0,48	2,10	0,98	0,05	0,02
n	16	18	244	291	35	40	247	414
n2	17	19	228	272	34	38	231	387
n3	17	19	228	272	34	38	231	387

Tabela 21: Valores obtidos a partir do $DAP \geq 10\text{cm}$ do inventário amostral realizado em Paragominas.

UT	N	N comercial	N danif	Nc danif	AB antes	AB Com	AB danif	AB com dan
11	483	92	80	12	23,97	8,65	2,18	0,50
13	549	130	70	12	28,15	12,61	2,01	0,74
15	490	92	75	7	26,88	11,66	2,02	0,46
16	257	36	39	7	10,85	2,51	1,45	0,27
17	445	65	81	5	30,56	13,89	2,94	0,31
18	517	70	45	2	27,31	9,57	1,51	0,16
19	383	48	39	5	23,20	6,80	0,93	0,19
21	469	84	86	11	23,68	9,62	2,62	0,41
25	427	86	71	17	27,03	9,00	7,86	0,95
27	453	85	25	5	21,70	9,20	0,47	0,09
29	379	62	27	1	19,29	7,22	0,85	0,02
33	487	77	51	5	30,42	11,00	1,77	0,18
44	495	116	79	20	33,89	15,16	2,96	0,92
46	398	113	51	14	24,53	12,56	1,66	0,54
Média	445,14	82,57	58,50	8,79	25,10	9,96	2,23	0,41
Desvio Padrão	73,62	25,98	21,26	5,66	5,63	3,24	1,78	0,29
Variância	5.419,21	675,03	451,96	32,03	31,69	10,51	3,18	0,09
Variância da média	415,57	51,76	34,66	2,46	2,43	0,81	0,24	0,01
Erro padrão	20,39	7,19	5,89	1,57	1,56	0,90	0,49	0,08
CV	16,54	31,47	36,34	64,41	22,42	32,55	79,95	71,56
Erro %	8,11	15,43	17,82	31,59	11,00	15,96	39,21	35,09
IC lim Inf	409,04	69,83	48,07	6,01	22,34	8,37	1,36	0,27
IC lim Sup	481,25	95,31	68,93	11,56	27,87	11,55	3,10	0,56
E	44,51	8,26	5,85	0,88	2,51	1,00	0,22	0,04
n	9	31	41	130	16	33	200	161
n1	8	30	40	126	15	32	173	139
n2	8	30	40	126	15	32	173	139

Tabela 22: Análise estatística dos valores obtidos pelo levantamento das áreas afetadas pelo arraste e derruba no município de Breu Branco.

UT	Área total afetada (ha)	Área afetada pelo arraste (ha)	Área afetada pela derruba (ha)
4	0,21	0,12	0,09
5	0,31	0,10	0,21
6	0,16	0,07	0,09
7	0,13	0,05	0,08
8	0,14	0,06	0,08
9	0,00	0,00	0,00
10	0,16	0,06	0,10
11	0,32	0,11	0,21
12	0,26	0,13	0,14
13	0,17	0,08	0,09
14	0,16	0,06	0,09
15	0,11	0,04	0,06
16	0,28	0,07	0,20
19	0,17	0,08	0,09
20	0,22	0,15	0,07
21	0,14	0,07	0,07
22	0,23	0,05	0,18
23	0,08	0,02	0,06
25	0,17	0,11	0,06
26	0,25	0,06	0,19
27	0,17	0,04	0,13
28	0,20	0,10	0,09
Total	4,01	1,64	2,37
Média	0,182	0,075	0,108
Variância	0,006	0,001	0,003
Desvio Padrão	0,074	0,036	0,056
Variância da média	0,0002	0,0001	0,0001
Erro padrão	0,016	0,008	0,012
CV	1,852	2,179	2,372
Erro %	14,889	17,519	19,070
IC lim Inf	0,209	0,088	0,128
IC lim Sup	0,156	0,061	0,087
E	0,018	0,007	0,011
n0	49	68	81
n1	46	64	76
n2	46	64	76

Tabela 23: Análise estatística dos valores obtidos pelo levantamento das áreas afetadas pelo arraste e derruba no município de Novo Repartimento.

UT	Área total afetada (ha)	Área afetada pelo arraste (ha)	Área afetada pela derruba (ha)
1	0,00	0,00	0,00
2	1,84	0,04	0,10
3	0,48	0,17	0,00
4	0,00	0,00	0,00
5	0,22	0,13	0,16
6	0,01	0,01	0,00
7	0,06	0,01	0,06
8	0,00	0,00	0,00
9	0,02	0,01	0,01
10	0,17	0,15	0,01
11	0,00	0,00	0,00
12	0,00	0,00	0,00
13	0,00	0,00	0,00
14	0,00	0,00	0,00
15	0,00	0,00	0,00
16	0,22	0,06	0,16
17	0,86	0,12	0,00
18	0,92	0,07	0,00
19	0,15	0,15	0,00
20	0,49	0,12	0,10
21	0,69	0,01	0,12
22	0,17	0,01	0,15
23	0,09	0,06	0,03
24	0,73	0,01	0,07
25	0,05	0,02	0,03
26	0,08	0,02	0,06
27	2,13	0,03	0,04
28	0,23	0,09	0,14
Total	2,45	1,28	1,23
Média	0,0875	0,0457	0,0439
Variância	0,0063	0,0031	0,0031
Desvio Padrão	0,0797	0,0555	0,0561
Variância da média	0,0003	0,0001	0,0001
Erro padrão	0,0169	0,0118	0,0119
CV	3,2510	4,3401	4,5671
Erro%	32,88	43,90	46,20
IC lim Inf	0,1163	0,0657	0,0641
IC lim Sup	0,0587	0,0256	0,0236
E	0,0088	0,0046	0,0044
n0	240	428	474
n1	232	414	459
n2	232	414	459

Tabela 24: Análise estatística dos valores obtidos pelo levantamento das áreas afetadas pelo arraste e derruba no município de Paragominas.

UT	Área total afetada (ha)	Área afetada pelo arraste (ha)	Área afetada pela derruba (ha)
11	0,19	0,11	0,08
13	0,17	0,04	0,13
15	0,22	0,09	0,13
16	0,05	0,01	0,04
17	0,22	0,09	0,14
18	0,17	0,09	0,08
19	0,10	0,01	0,09
21	0,32	0,09	0,23
25	0,16	0,13	0,03
27	0,07	0,05	0,03
29	0,07	0,03	0,04
33	0,17	0,04	0,14
44	0,25	0,05	0,20
46	0,21	0,07	0,14
Total	2,38	0,90	1,48
Média	0,1701	0,0644	0,1056
Variância	0,0056	0,0013	0,0617
Desvio Padrão	0,0749	0,0367	0,0038
Variância da média	0,0004	0,0001	0,0003
Erro padrão	0,0200	0,0098	0,0165
CV	3,1450	4,0683	4,1701
Erro%	20,81	26,92	27,59
IC lim Inf	0,2055	0,0818	0,1348
IC lim Sup	0,1347	0,0471	0,0765
E	0,0170	0,0064	0,0106
n0	61	102	107
n1	54	89	95
n2	54	89	95

Anexo B

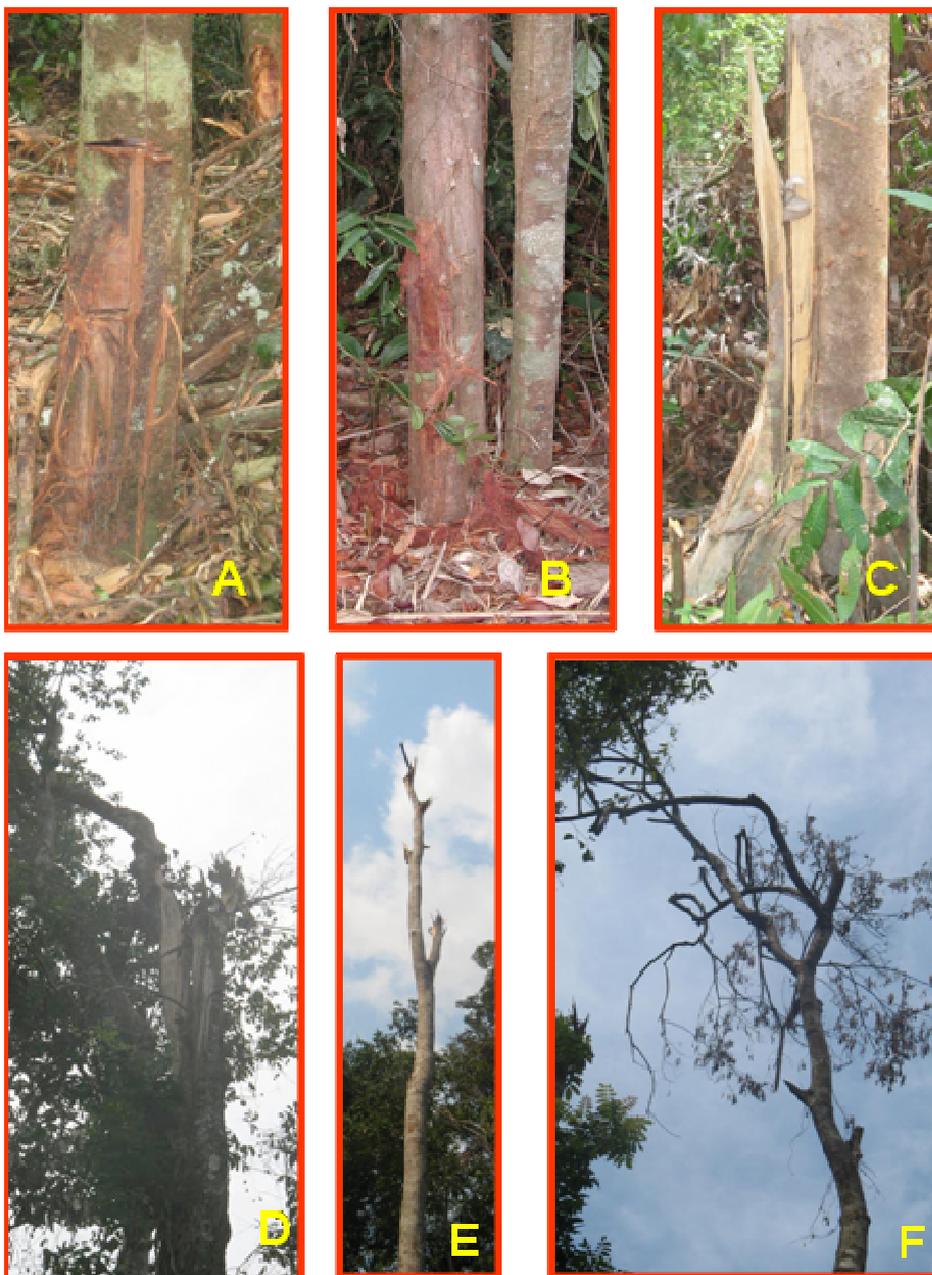


Figura 9: Tipos de danos que podem ocorrer na vegetação devido a colheita de madeira. (A e B) dano leve na base do tronco; (C) dano severo na base do tronco; (D) dano severo no fuste superior; (E e F') dano severo na copa.

Anexo C

Tabela 25: Lista de espécies encontradas nas três áreas de estudo.

Família	Nome Científico	Nome Comum
Anacardiaceae	<i>Anacardium giganteum</i> Hanck ex. Engl.	Caju-acu
	<i>Astronium gracile</i> Engl.	Muiracatiara
	<i>Astronium lecointei</i> Ducke	Muiracatiara-rajada
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Tatapiririca
	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) Mitchell	Pau-pombo
	<i>Thyrsodium paraense</i> Huber	Breu rajado/amaparana
Annonaceae	<i>Annona montana</i> Macfad.	Araticum
	<i>Duguetia echinophora</i> (R.E.Fr.)	Ata-menju
	<i>Duguetia</i> sp.	Envira
	<i>Gutteria amazônica</i> R.E.Fr.	Envira-branca
	<i>Gutteria ovalifolia</i> R.E.Fr.	Envira-cana
	<i>Gutteria poeppigiana</i> Mart.	Envira-preta
	<i>Gutteria</i> sp.	Envira-amarela
	<i>Rollinia</i> sp	Mutamba preta
	<i>Xylopia polyantha</i> R. E. Fr.	Canduru preto/envira cheirosa
	<i>Xylopia</i> sp	Pindaiba/ P.branca
Apocynaceae	<i>Aspidosperma centrale</i> Markgr.	Araracanga-vermelha
	<i>Aspidosperma megalocarpum</i> Müll.Arg.	Araracanga
	<i>Aspidosperma rigidum</i> Rusby	Carapanaúba
	<i>Aspidosperma sandwithianum</i> Markgr.	Araracanga-branca
	<i>Aspidosperma</i> sp.	Araracanga-verde
	<i>Geissospermum sericeum</i> (Sagot) Benth. & Hook.f.	Quinarana
	<i>Geissospermum vellosii</i> Allemão	Quina branca/acariquara branca
	<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll.Arg.) Woodson	Sucuúba
	<i>Lacmellea aculeata</i> (Ducke) Monach.	Pau-de-colher
	<i>Spongiosperma grandiflorum</i> (Huber) Zarucchi	Culhão-de-bode
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyer. & Frodin	Morototó
Arecaceae	<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart.	Inajá
	<i>Bactris marajá</i> Mart.	Marajá
	<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	Bacaba
Bignoniaceae	<i>Jacarandá copaia</i> (Aubl.) D.Don	Parapará
	<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC.) Standl.	Ipê-roxo
	<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl) Nichols.	Ipê-amarelo
Bombacaceae	<i>Bombax paraense</i> Ducke	Mamorana/m.terra firme
	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Sumaúma
	<i>Quararibea guianensis</i> Aubl.	Inajarana
Boraginaceae	<i>Cordia bicolor</i> DC.	Freijó-branco
	<i>Cordia goeldiana</i> Huber	Freijó - cinza
	<i>Cordia nodosa</i> Lam.	Envira-preta
	<i>Cordia scabrifolia</i> A.DC.	Freijorana
Bursaceae	<i>Protium nitidum</i> Engl.	Breu-branco
	<i>Protium paliidum</i> Cuatrec.	Breu branco
	<i>Protium</i> sp.	Barrote-preto
	<i>Protium</i> spp.	Breu
	<i>Protium subserratum</i> (Engl.) Engl.	Breu-vermelho

Família	Nome Científico	Nome Comum
	<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Sw.	Breu manga/B.mangue
	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	Breu-barrote
	<i>Trattinnickia rhoifolia</i> Willd.	Breu-sucuruba
Caesalpinaceae	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J. F. Macbr.	Amarelao
	<i>Bauhinia macrostachya</i> Benth	Mirore/faveira camuz,
	<i>Cassia faustuosa</i> Willd.	Canfista/canafistula/c.preta
	<i>Cenostigma tocantinum</i> Ducke	Pau preto
	<i>Copaifera dukei</i> Dwyer	Copaíba
	<i>Copaifera multijuga</i> Hayne	Copaíba
	<i>Cynometra spruceana</i> Benth.	Jutairana
	<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	Jutaí-pororoca
	<i>Dimorphandra gardneriana</i> Tul.	Fava mapuchiqui/cavalo melado
	<i>Dimorphandra pullie</i> Amshoff	Segador, mandioqueira
	<i>Dimorphandra</i> sp.	Fava-amarela
	<i>Hymenae parvifolia</i> Huber	Jutaí-mirim
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá
	<i>Macrolobium latifolium</i> Vogel	Jatobá-do-brejo
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	Conduru-de-sangue
	<i>Sclerobium paraense</i> Huber	Taxi-branco
	<i>Tachigalii myrmecophyla</i> Ducke	Taxi-preto
<i>Vouacapoua americana</i> Aubl.	Acapu	
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	Mamui
Caryocaraceae	<i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers.	Pequiarana
	<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers.	Pequiá
Cecropiaceae	<i>Cecropia obtusa</i> Trécul	Embaúba-branca
	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	Embaúba-vermelha
	<i>Cecropia</i> sp.	Embaúba
	<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	Embaubarana
	<i>Pourouma</i> sp.	Mapatirana
Chrysobalanaceae	<i>Couepia bracteosa</i> Benth.	Coco-pau
	<i>Hirtella bicornis</i> Mart. & Zucc.	Murtinha
	<i>Hirtella ciliata</i> Mart. & Zucc	Casca seca branco
	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	Macucu
	<i>Licania paraensis</i> Prance	Casca-seca
	<i>Licania</i> sp	Casca seca/c.s. do brejo
	<i>Parinari excelsa</i> Sabine	Coco pau
Clusiaceae	<i>Caraipa excelsa</i> Ducke	Tamaquaré
	<i>Rheedia acuminata</i> (Ruíz. & Pav.) Planch. & Triana	Bacuri-da-mata
	<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	Anani
	<i>Symphonia ni</i>	Anani/a.branco
	<i>Vismia baccifera</i> (L)Triana & Plan	Lacre
	<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	Lacre-branco
	<i>Vismia japurensis</i> Reichardt	Lacre-vermelho
Cochlospermaceae	<i>Cochlospermum orinoccense</i> (H.B.K.) Steud.	Amapá brabo
Combretaceae	<i>Terminalia amazonica</i> (J.F.Gmel) Exell.	Tanimbuca
Ebenaceae	<i>Diospyros praetermissa</i> Sandwith	Caqui-preto
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea brachysepala</i> Ducke	Urucurana
Euphorbiaceae	<i>Dodecastigma integrifolium</i> Lanj & sand	Louro branco
	<i>Dodecastigma</i> sp.	Café-bravo
	<i>Glycydendron amazonicum</i> Ducke	Mirindiba
	<i>Hevea brasiliensis</i> Müll.Arg.	Seringarana-branca

Família	Nome Científico	Nome Comum
	<i>Hura crepitans</i> L.	Açacu
	<i>Micrandropsis scleroxylon</i> (W.A.Rodrigues) W.A.Rodrigues	Acapuri
	<i>Pausandra densiflora</i> Lanj.	Arataciurana
	<i>Phyllanthus</i> sp.	Pau-branco
	<i>Sagotia racemosa</i> Baill.	Arataciú
	<i>Sapium</i> sp.	Burra-leiteira
Flacourtiaceae	<i>Casearia arborea</i> (Rich)Urb.	Pau pintado
	<i>Casearia javitensis</i> Kunth	Caneleira
	<i>Casearia</i> sp.	Espinho-de-judeu
	<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler	Pau jacare
	<i>Lindackeria paludosa</i> (Benth.)Gilg	Farinha seca/lindaqueira
	<i>Lindackeria paraensis</i> Kuhlman.	Farinha-seca
Goupiaceae	<i>Goupia glabra</i> Aubl.	Cupiúba
Humiriaceae	<i>Endopleura uchi</i> (Huber) Cuatrec.	Uxi
	<i>Sacoglottis amazonica</i> Mart.	Uxirana
	<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	Uxirana
	<i>Vantanea guianensis</i> (Aubl.) Ducke	Uxirana
	<i>Vantanea parviflora</i> Lam.	Uxirana
Lacistemaceae	<i>Lacistema aggregatum</i> (Bergius) Rusby	Mata-calado
Lauraceae	<i>Aniba burchellii</i> Kosterm.	Louro-canela
	<i>Aniba canelilla</i> (H.B.K)Mez	Canela/preciosa
	<i>Aniba canelilla</i> (Kunth) Mez	Preciosa
	<i>Licaria aritu</i> Ducke	Louro-preto
	<i>Licaria brasiliensis</i> (Nees) Kosterm.	Louro-amarelo
	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	Itauba
	<i>Nectandra cuspidata</i> Nees e Mart.	Louro-preto
	<i>Ocotea caudata</i> (Nees) Mez	Louro-preto
	<i>Ocotea costulata</i> (Nees) Mez	Louro-canela
	<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	Louro-pimenta
	<i>Ocotea opifera</i> Mart.	Louro-preto
	<i>Ocotea petalantha</i> (Meisn.) Mez.	Louro
	<i>Sextonia rubra</i> (Mez) van der Werff	Louro-vermelho
Lecythidaceae	<i>Bertholletia excelsa</i> Humb. & Bonpl.	Castanha-do-para
	<i>Couratari guianensis</i> Aubl	Tauari/estopeiro
	<i>Eschweilera amazônica</i> R.Knuth	Matamatá-ci
	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	Matamatá-branco
	<i>Eschweilera grandiflora</i> (Aubl.) Sandwith	Matamatá-preto
	<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers	Matamatá-jibóia
	<i>Eschweilera parviflora</i> (Aubl.) Miers	Matamatá-vermelho
	<i>Eschweilera pedicellata</i> (Rich.) S.A.Mori	Matamatá-preto
	<i>Gustavia augusta</i> L.	Juruparana/jeniparana
	<i>Lecythis idatimon</i> Aubl.	Matamatá-ci, jatereu
	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A.Mori	Jarana
	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Sapucaia
Malpighiaceae	<i>Byrsonima crispa</i> A.Juss.	Murici-da-mata
Melastomataceae	<i>Miconia guianensis</i> (Aubl.) Cogn.	Canela-de-veado
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Cajarana
	<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Andiroba
	<i>Carapa</i> sp	Andirobarana
	<i>Cedrela huberi</i> Ducke	Cedro branco
	<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro vermelho

Família	Nome Científico	Nome Comum
	<i>Guarea carinata</i> Ducke	Cubarana
	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Jataúba
	<i>Trichilia lecointei</i> Ducke	Giboieiro
	<i>Trichilia quadrijuga</i> Kunth	Goiabeiro
Mimosaceae	<i>Abarema Jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	Saboeiro
	<i>Balizia pedicellaris</i> (A.Rich.) Barneby & J.W.Grimes	Fava
	<i>Cedrelinga catenaeformis</i> Ducke	Cedroarana
	<i>Dinizia excelsa</i> Ducke	Angelim-vermelho
	<i>Enterolobium maximum</i> Ducke	Fava tamburi/f.tamburil
	<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	Orelha de macaco
	<i>Inga Alba</i> (Sw.) Willd.	Inga branca/i. amarela
	<i>Inga heterophylla</i> Wild	Inga xixica
	<i>Inga micradenia</i> Spruce ex Benth.	Ingá-branco
	<i>Inga paraensis</i> Ducke	Ingá-vermelho
	<i>Inga sp.</i>	Ingá
	<i>Parkia gigantocarpa</i> Ducke	Fava-atanã
	<i>Parkia multijuga</i> Benth.	Faveira-branca
	<i>Parkia oppositifolia</i> Spruce ex Benth.	Fava-atana
	<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	Fava-bolota
	<i>Parkia sp</i>	Fava amargosa
	<i>Parkia ulei</i> (Harms) Kuhlm.	Faveira, timborana
	<i>Parkia velutina</i> Benoist	Fava
	<i>Piptadenia suaveolens</i> Miq	Timborana/Faveira da f. fina
	<i>Pithecellobium racemosum</i> Ducke	Angelim-rajado
	<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i> (Miq.) J.W.Grimes	Timborana
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Cov.	Barbatimão	
<i>Stryphnodendron guianensis</i> (Aubl.)Benth	Fava de paca	
<i>Stryphnodendron polystachyum</i> (Miq.) Kleinhoonte	Taxirana	
<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	Fava	
Monimiaceae	<i>Siparuna decipiens</i> (Tul.) A.DC.	Capitiú
	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl	Catingoso
Moraceae	<i>Bagassa guianensis</i> Aubl.	Tatajuba
	<i>Brosimum acutifolium</i> Huber	Mururé
	<i>Brosimum guianensis</i> (Aubl.) Huber	Amapá amargoso
	<i>Brosimum lactescens</i> (S.Moore) C.C.Berg	Inharé
	<i>Brosimum lanciferum</i> Ducke	Conduru
	<i>Brosimum obovata</i> Ducke	Murure
	<i>Brosimum parinarioides</i> Ducke	Amapa doce
	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	Oiticica/Guariuba
	<i>Helicostylis pedunculata</i> Benoist	Inharé-amarelo
	<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	Inharé-preto
	<i>Maquiara scleropylla</i> (Ducke)CCBag.	Inhar./muiratinga f. lisa
	<i>Naucleopsis sp</i>	Ata branca
	<i>Sahagunia racemifera</i> Huber	Janitá
<i>Sorocea sp.</i>	Jaca-brava	
Myristicaceae	<i>Iryanthera grandis</i> Ducke	Ucuubarana
	<i>Virola divergens</i> Ducke	Ucuúba-folha-peluda
	<i>Virola venosa</i> (Benth.)Warb	Marinheiro/M.preto
Myrtaceae	<i>Eugenia floribunda</i> West	Goiabarana
	<i>Myrcia bracteata</i> (Rich.) DC.	Murta
	<i>Myrciaria floribunda</i> (West ex Willd.) O.Berg	Goiabinha

Família	Nome Científico	Nome Comum
Nyctaginaceae	<i>Neea oppositifolia</i> Ruiz & Pav.	João-mole
Olacaceae	<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.	Acariquara
Opiliaceae	<i>Agonandra brasiliensis</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	Sucupira-babona
Papilionaceae	<i>Alexa grandiflora</i> Ducke	Melancieira
	<i>Amburana acreana</i> (Ducke) A.C.Sm.	Amburana
	<i>Andira</i> sp	Angelim-coco
	<i>Bowdichia nítida</i> Spruce	Sucupira
	<i>Diplotopis</i> sp.	Sucupira babona
	<i>Diplotropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff	Sucupira-preta
	<i>Dipterix odorata</i> (Aubl.) Willd.	Cumaru/c.vermelho
	<i>Hymenolobium excelsum</i> Ducke	Angelim-da-mata
	<i>Hymenolobium petraeum</i> Dicke	Angelim-pedra
	<i>Ormosia discolor</i> Spruce ex Benth.	Tento-folha-graúda
	<i>Ormosia flava</i> (Ducke) Rudd	Tento-folha-miúda
	<i>Ormosia nobilis</i> (Tul.) Tul.	Sucupira tento
	<i>Platymiscium filipes</i> Benth.	Macacaúba
	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	Mututi
	<i>Vatairea paraensis</i> Ducke	Fava-bolacha
	<i>Zollernia paraensis</i> Huber	Pau-santo
Quinaceae	<i>Lacunaria jenmani</i> Ducke	Papo-de-mutum
Rubiaceae	<i>Calycophyllum spruceanum</i> Benth.	Pau-mulato
	<i>Capirona huberiana</i> Ducke	Escorrega macaco
	<i>Chimarrhis turbinata</i> DC.	Pau-de-remo
	<i>Coussarea paniculata</i> (Vahl) Standl.	Caferana
	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	Quina
	<i>Genipa americana</i> L.	jenipapo
Rutaceae	<i>Euxylophora paraensis</i> Huber	Pau-amarelo
	<i>Galipea jasminiflora</i> A.St.-Hil.	Ipê branco
	<i>Metrodoria flavida</i> K. Krause	Três-folhas
	<i>Zanthoxylum regnelianum</i> Engl.	Peito de porca/ limãozinho
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Tamanqueira
Sapindaceae	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	Maria-preta
	<i>Matayba</i> sp.	Beju de coco
	<i>Talisia</i> sp	Pitomba
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum amazonicum</i> T. D. Penn.	Abiu
	<i>Chrysophyllum argenteum</i> subsp. <i>auratum</i> (Miq.) T.D.Penn.	Guajara branco
	<i>Chrysophyllum guianense</i> (Eyma) Baehni	Abiu
	<i>Chrysophyllum prieurii</i> DC.	Abiu
	<i>Chrysophyllum</i> sp.	Guajará
	<i>Chrysophyllum venezuelanense</i> (Pierre) T.D.Penn.	Guajará-bolacha
	<i>Ecclinusa abbreviata</i> Ducke	Abiu
	<i>Ecclinusa guianensis</i> Eyma	Seringarana-preta
	<i>Franchetella gonbripii</i> (Eyma.)Aubrev.	Taturuba amarelo
	<i>Manilkara huberi</i> Standley	Macaranduba
	<i>Manilkara paraensis</i> (Huber) Standl.	Maparajuba
	<i>Micropholis acutangula</i> (Ducke) Eyma	Abiu-quadrado, abiu-vermelho
	<i>Micropholis guyanensis</i> (DC.) Pierre	Abiu
	<i>Micropholis melinoniana</i> Pierre	Curupixa folha-miuda
	<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler) Pierre	Curupixa
	<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	Abiu-vermelho
	<i>Pouteria cladantha</i> Sandwith	Abiu

Família	Nome Científico	Nome Comum
	<i>Pouteria cuspidata subsp robusta</i> (Mart. & Eichler)	Guajara-bolacha
	<i>Pouteria elegans</i> (DC.) T.D.Penn.	Abiu
	<i>Pouteria engleri</i> Eyma	Abiu
	<i>Pouteria glomerata</i> (Miq.)	Abiu
	<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	Abiu-vermelho
	<i>Pouteria laurifolia</i> Radlk.	Abiu-seco, abiu-casca-fina
	<i>Pouteria macrocarpa</i> (Mart.) D.Dietr.	Abiu-vermelho, abiu
	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	Abiu, abiu-cutite
	<i>Pouteria oblanceolata</i> Pires	Abiu-vermelho
	<i>Pouteria oppositifolia</i> (Ducke) Baehni	Abiu-rosadinho
	<i>Pouteria piresii</i> Bachn.	Murici
	<i>Urbanella excelsa</i> (AC smith)Aubl.	Macaranduba do brejo
Simaroubaceae	<i>Simaba cuspidata</i> Spruce ex Engl.	Cajuarana
	<i>Simaba cedron</i> Planch.	Pau-para-tudo
	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Marupá
Solanaceae	<i>Solanum rugosum</i> Dun	Inga peludo/cajussara
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutamba
	<i>Sterculia pilosa</i> Ducke	Envira-quiabo
	<i>Theobroma grandiflorum</i> (Willd. ex Spreng.) K.Schum.	Cupuaçu
	<i>Theobroma speciosa</i> Willd. ex Spreng.	Cacau
Tiliaceae	<i>Apeiba albiflora</i> Ducke	Pente-de-macaco
	<i>Luehea speciosa</i> Willd.	Açoita-cavalo
Violaceae	<i>Rinorea flavescens</i> (Aubl.) Kuntze	Canela de jacamim
	<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	Capoeiro-preto
Vochysiaceae	<i>Erismia uncinatum</i> Warm.	Quarubarana
	<i>Qualea paraensis</i> Ducke	Mandioqueira
	<i>Vochysia máxima</i> Ducke	Quaruba