

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA TROPICAL E RECURSOS
NATURAIS**

Regeneração de Espécies Arbóreas em Clareiras
Antropizadas na Reserva de Desenvolvimento Sustentável
Mamirauá- RDSM, Amazônia Central

TERESINHA MARIA DE ANDRADE

Manaus – AM
Junho, 2012

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA TROPICAL E RECURSOS
NATURAIS**

**Regeneração de Espécies Arbóreas em Clareiras
Antropizadas na Reserva de Desenvolvimento Sustentável
Mamirauá- RDSM, Amazônia Central**

TERESINHA MARIA DE ANDRADE

Orientadora: Dra. Maria Teresa Fernandez Piedade
Co-orientador: Dr. Jochen Schöngart

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do convênio INPA/UFAM, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Doutor em Ciências Biológicas, área de concentração em Botânica.

Manaus – AM
Junho, 2012

A553 Andrade, Teresinha Maria de
Regeneração de espécies arbóreas em clareiras antropizadas na
Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá-RDSM, Amazônia Central/
Teresinha Maria de Andrade /Manaus : [s.n.], 2012.

91 p. : il.

Tese (Doutorado)--- INPA/UFAM. Programa de Pós-
Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais.

Orientador : Maria Teresa Fernandez Piedade

Co-Orientador: Jochen Schöngart

Área de Concentração : Botânica

1. extrativismo madeireiro. 2. várzea amazônica. 3. Agricultura de
subsistência. I. Título.

CDD 19. ed. 581.5

Sinopse:

A forma de uso da terra nas florestas amazônicas de várzea interfere nos padrões de regeneração em clareiras. O presente estudo analisou a regeneração em vinte clareiras derivadas de uso agrícola, dezessete clareiras de extrativismo madeireiro, e dezessete clareiras do sub-bosque não alterado nas florestas de várzea da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazonia Central.

Palavras-Chave:

Várzea amazônica, extrativismo madeireiro, agricultura de subsistência, regeneração.

AGRADECIMENTOS

A Dra. Maria Teresa Fernandez Piedade, o meu respeito, pela sua dedicação e incentivo durante toda sua orientação.

Ao Dr. Jochen Schöngart, pela co-orientação e auxílio desde o início deste trabalho.

A todos os participantes do Projeto INPA-Max Planck, pela convivência durante todos esses anos.

Ao programa de pós-graduação em Botânica do INPA.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela bolsa de doutorado.

Ao Grupo Maua – “Ecologia, monitoramento e uso sustentável de áreas úmidas”, pelo apoio logístico e financeiro.

Agradeço especialmente os amigos, Genimar Julião (Ge), Bruno Luize (Brunão), Eduardo e Pauline Pantoja pela ajuda contribuição na elaboração final da tese.

À minha querida mãe, Inaté, pelo amor incondicional e grande exemplo de vida,

Aos meus queridos irmãos Donizeti, Milton (in memorian), Gilberto (in memorian), Márcia e Gláucia pelo incentivo e apoio durante todo o doutorado.

Aos técnicos, Jackson, Valdeney, Celso e Leni participantes das excursões ao campo.

Ao grupo de Pesquisas para Apoio à Produção Comunitária Sustentada nas Florestas Alagadas de Mamirauã e Amanã.

Ao projeto INPA/MAX-PLANCK, pelo apoio logístico e financeiro.

Ao projeto PRONEX (FAPEAM/CNPq) “Caracterização, classificação e avaliação do potencial do uso como base para uma política do manejo sustentável das áreas úmidas do estado do Amazonas”, pelo financiamento do trabalho.

Ao projeto CNPq 680021/2005-1 “Pesquisas Para Apoio à Produção Comunitária Sustentada nas Florestas Alagadas de Mamirauá e Amanã”, pelo financiamento do trabalho.

Ao projeto CNPq/Universal “Composição e atributos de herbáceas aquáticas para definição de tipologias alagáveis da Amazônia”, pelo financiamento do trabalho.

RESUMO

Dentre os estudos realizados sobre clareiras em regiões tropicais, muito poucos analisam os padrões de regeneração em clareiras antropizadas nas florestas inundáveis da Amazônia, especialmente nas várzeas, as zonas rurais mais populosas da região. Este estudo, realizado no Setor Jarauá da RDSM, Amazônia Central, Brasil, objetivou comparar os padrões de regeneração florestal na várzea quando a floresta é submetida às atividades agrícolas e extrativistas, em comparação à regeneração natural do sub-bosque florestal intacto. Foram amostradas vinte clareiras de origem agrícola, dezessete originadas da prática de extrativismo madeireiro e dezessete no sub-bosque florestal, de várzea alta (submetidas a períodos de inundação de até 3 m), totalizando 54 amostras. Em cada uma das clareiras foi estabelecida uma parcela circular de 5 m de raio, sendo inventariados todos os indivíduos acima de 1 m de altura e < 10 cm de DAP (diâmetro à altura do peito). As espécies presentes, tanto em clareiras de origem agrícola (CA) e de origem extrativista (CE), quanto em sub-bosque (SB) foram determinadas, classificadas quanto ao Índice de Valor de Importância (IVI), diversidade e similaridade. Com base em modelos alométricos considerando altura, DAP e as densidades da madeira obtidas na literatura, a biomassa das diferentes clareiras foi calculada. Foi amostrado um total de 1976 indivíduos, pertencentes a 42 famílias e 177 espécies, sendo 436 indivíduos em clareiras agrícolas em uma área amostral de 1570,80 m², 885 indivíduos em clareiras extrativistas e 655 indivíduos no sub-bosque em áreas amostrais de 1335,18 m². O DAP e a altura dos indivíduos diferiram entre os tipos de vegetação CA, CE e SB. O coeficiente de correlação (r^2) nas clareiras agrícolas foi 72% para 436 indivíduos, nas clareiras extrativistas (70%) para 855 indivíduos e no sub-bosque preservado (76%) para 655 indivíduos. Considerando a média dos valores para cada tipo de vegetação, foi observado que a biomassa foi maior na CA>SB>CE. Em contraste com as clareiras agrícolas, clareiras extrativistas e áreas de sub-bosque contínuo apresentaram maior similaridade florística, assim como maior diversidade de espécies regenerantes, indicando que a atividade agrícola exerce um maior impacto sobre a floresta e sua regeneração.

ABSTRACT

Among the studies done about canopy gaps in tropical regions, very few analyze the patterns of regeneration in anthropic canopy gaps in the Amazon flooded forests, especially on the várzeas, the most populated rural areas of the region. This study aimed to compare the patterns of forest regeneration in the várzea after agricultural and selective logging activities, compared to natural regeneration of the intact stands. Twenty gaps originating from agricultural activities and seventeen originating from selective logging were analysed and compared to seventeen gaps in the understory forest of so-called high várzea forests (subjected to flooding by a water column of up to 3 m), located in the sector of Jarauá RDSM, Central Amazonia, Brazil. In each gap a circular plot with 5 m radius was established, and all individuals above 1 m height up to <10 cm DBH (diameter at breast height) were inventoried. The species present in gaps of agricultural origin (CA), selective logging (CE), and in the continuous canopy (SB) were determined and ranked according to the Importance Value Index (IVI). Furthermore basal area, species richness and structural parameters such as diameter distribution of the gaps were analysed and the floristic composition compared. Based on allometric models considering DBH, height and wood densities obtained from literature biomass of the different gaps was estimated. Was sampled a total of 1976 individuals belonging to 42 families and 177 species, 436 individuals in agricultural gaps (1570.80 m²), 885 individuals in selective logging gaps (1335.18 m²) and 655 individuals in the continuous canopy (1335, 18 m²). DBH and height of individuals differed among vegetation types CA, CE and SB. The correlation coefficient (r^2) in gaps of agriculture was 72% to 436 individuals, 70% in gaps of selective logging to 855 individuals and 76% to 655 individuals in continuous canopy. Considering the average values for each vegetation type, it was observed that the biomass was higher in CA > SB > EC. In contrast to the gaps of agricultural origin, selective logging and continuous canopy gaps had a higher floristic similarity, as well as a higher diversity of regenerating species, indicating that agricultural activity has a greater impact on the forest's regeneration.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Área da RDSM, entre os rios Japurá e Solimões. Área de estudo localizada numa floresta de várzea alta, Amazônia Brasileira. (Autor: J.M.A. Peixoto).....32
- Figura 2: Área da RDSM, Amazônia Central, com destaque para o setor Jarauá (Fonte: Landsat).....39
- Figura 3 – Ilustração do método utilizado neste estudo para o inventário florístico das clareiras e do sub-bosque preservado.....40
- Figura 4 - Distribuição das plantas regenerantes ($\geq 1\text{m}$ de altura e $< 10\text{ cm}$ DAP) quanto às famílias botânicas nas clareiras agrícolas da RDSM, Amazônia Central.....45
- Figura 5 - Distribuição das plantas regenerantes ($\geq 1\text{m}$ de altura e $< 10\text{ cm}$ DAP) quanto às famílias botânicas nas clareiras extrativistas da RDSM, Amazônia Central.....45
- Figura 6 - Distribuição das plantas ($\geq 1\text{m}$ de altura e $< 10\text{ cm}$ DAP) quanto às famílias botânicas no sub-bosque preservado da RDSM, Amazônia Central.....46
- Figura 7 - Número de indivíduos/ha nas clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) e sub-bosque preservado (SB) da RDSM, Amazônia Central.....47
- Figura 8 - Número de espécies (riqueza) nas clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) e sub-bosque preservado (SB) da RDSM, Amazônia Central.....48
- Figura 9 - Relação entre o tamanho da clareira e o número de indivíduos nas clareiras agrícolas (CA) da RDSM, Amazônia Central.....55
- Figura 10 - Relação entre o tamanho da clareira e o número de espécies nas clareiras agrícolas (CA) da RDSM, Amazônia Central.....56
- Figura 11 - Relação entre o tamanho da clareira e o número de indivíduos nas clareiras extrativistas (CE) da RDSM, Amazônia Central.....57

Figura 12 - Relação entre o tamanho da clareira e o número de espécies nas clareiras extrativistas (CE) da RDSM, Amazônia Central.....	58
Figura 13 - Diâmetro a altura do peito (DAP) médio das clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) e sub-bosque preservado (SB) na RDSM, Amazônia Central.....	59
Figura 14 - Área basal média das clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) e sub-bosque preservado (SB) na RDSM, Amazônia Central.....	60
Figura 15 - Soma da área basal/ha das clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) e sub-bosque preservado SB na RDSM, Amazônia Central.....	61
.Figura 16 - Altura média das clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) e sub-bosque preservado (SB) na RDSM, Amazônia Central.....	62
Figura 17 – Distribuição de indivíduos por classe de diâmetro (cm) em clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) e sub-bosque preservado da RDSM, Amazônia Central.....	63
Figura 18 – Relação entre o DAP (cm) e a altura (m) dos indivíduos regenerantes nas clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) e sub-bosque preservado (SB) da RDSM, Amazônia Central. A última figura indica os ajustes de curva de tendência (potência) para cada tipo de vegetação.....	64
Figura 19 – Biomassa/ha das espécies regenerantes nas clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) e sub-bosque preservado (SB) da RDSM, Amazônia Central.....	65

SUMÁRIO

	Página
RESUMO.....	iv
ABSTRACT	v
LISTA DE FIGURAS	vi
1.INTRODUÇÃO.....	10
1.1 Caracterização da Região Amazônica.....	13
1.2 Regeneração e Clareiras.....	18
1.3 Estudos da dinâmica de Clareiras.....	24
2. JUSTIFICATIVA.....	30
3. OBJETIVOS.....	31
3.1 Geral.....	31
3.2 Específicos.....	31
4. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	32
4.1 Localização geográfica e características climáticas da área de estudo	32
4.2 Características ambientais e geomorfológicas da RDSM.....	33
4.3 Formas de uso de terra mais freqüentes na RDSM.....	34
5. MATERIAIS E MÉTODOS.....	38
5.1 Local e origem das clareiras.....	38
5.2 Estabelecimento das parcelas.....	39
5.3 Levantamento florístico.....	40
5.4 Análise da estrutura, diversidade e similaridade	41
5.5 Cálculos de biomassa.....	43
5.6 Análise Estatística.....	44
6. RESULTADOS.....	44
6.1 Composição florística das clareiras	44
6.2 Diversidade e similaridade das espécies nas clareiras.....	48
6.3 Tamanhos das clareiras, números de indivíduos e espécies das parcelas	56
6.4 Estrutura da regeneração nas clareiras.....	58
6.5 Estimativas de biomassa	64
7. DISCUSSÃO.....	66

8. Conclusão.....	75
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	76

1. INTRODUÇÃO

A Amazônia brasileira é a maior extensão de floresta tropical do mundo. A variedade dos recursos naturais nela existentes ocorre em consequência das diferentes associações vegetais que crescem sob a influência de fatores ambientais intrínsecos a cada ecossistema que forma esse bioma (Gama *et al.* 2003). Entre os ecossistemas que compõem a floresta equatorial amazônica está a várzea, cuja importância ecológica e socioeconômica para a região é marcante, desde o processo de ocupação inicial até os dias de hoje, mantendo populações ribeirinhas que praticam agricultura, pesca, extrativismo de madeira e produtos florestais não-madereiros (Junk *et al.* 2000).

Conforme Prance (1979) várzeas são as áreas alagáveis marginais aos rios de águas brancas da bacia amazônica, nas quais, devido à deposição anual de sedimentos quando da flutuação do nível das águas, os solos são naturalmente renovados (Sioli 1956 e Irmler 1977). Esta sedimentação natural ocorre pelo recobrimento das planícies alagáveis por águas contendo sedimentos oriundos de formações geológicas mais recentes, do período quaternário. Áreas alagáveis por rios que drenam formações mais antigas, do período terciário ou anteriores, apresentam baixos níveis de nutrientes e elevada acidez, constituindo os igapós (Fittkau *et al.* 1975; Sioli 1985; Ayres 1986).

Nos ambientes alagáveis amazônicos, a principal força responsável pela existência, produtividade e interações é o ciclo de flutuação do nível da água (Junk *et al.* 1989). A previsibilidade do período de inundação, alternando ao longo do ano uma fase aquática e uma fase terrestre possibilitou aos organismos das florestas inundáveis o surgimento de diversas adaptações e estratégias fisiológicas e morfológicas específicas, para utilizar eficientemente essa variação de condições do meio físico (Junk *et al.* 1989, Piedade *et al.* 2010).

Segundo Kalliola *et al.* (1993), a floresta de várzea normalmente apresenta menor diversidade do que a terra-firme e abriga animais e plantas adaptados a condições hidrológicas sazonais. A menor diversidade ocorre porque poucas espécies dispõem de mecanismos morfofisiológicos que lhes permitam tolerar o

ritmo sazonal de inundação (Silva *et al.* 1992). Ainda assim, dentre as florestas alagáveis mundiais, as florestas de várzea amazônica são aquelas com a maior diversidade de espécies (Wittmann *et al.* 2006).

As áreas alagáveis da Amazônia correspondem a 30% da região, estando nesta classificação incluídos todos os conjuntos de corpos de água, desde os igarapés, rios, paranás, manguezais e lagos distribuídos em toda a extensão da região (Junk 1993, Piedade *et al.* 2001). Quando consideradas apenas as áreas alagáveis situadas ao longo dos grandes rios da região, as várzeas e os igapós, a área de cobertura corresponde a cerca de 7% da região (Melack e Hess 2010, Junk *et al.* 2011).

As várzeas cobrem uma área de aproximadamente 300.000 Km² (Melack e Hess 2010) e são periodicamente inundadas por rios de águas brancas ou barrentas. O maior representante desses sistemas é o rio Amazonas e seus afluentes, que apresentam pH próximo da neutralidade, níveis de visibilidade variando de 10 a 50 cm, alto teor de nutrientes minerais e de sedimentos provenientes dos Andes e das encostas Pré-Andinas (Sioli 1991, Ayres 1993). As várzeas são extremamente importantes porque regulam os ciclos biogeoquímicos e hidrológicos influenciando diretamente o clima regional. Além disto, estas áreas apresentam uma alta diversidade de espécies e elevado nível de endemismos (Junk *et al.* 2000), com marcadas mudanças da paisagem ao longo do gradiente vertical, o que está fortemente relacionado aos processos de sucessão florestal (Wittmann *et al.* 2006).

Os ecossistemas de floresta amazônica de várzea são mantidos, principalmente, pela natureza do seu regime hidrológico, incluindo períodos de cheia e seca. Nestas florestas, o regime de cheias é reconhecido como um motor essencial da estrutura da floresta, suas comunidades e respostas fisiológicas adaptativas (Parolin *et al.* 2009). Segundo Ferreira *et al.* (1999), o regime hidrológico, alternando níveis de água baixos e altos torna as várzeas suscetíveis a alterações ecológicas, tanto nos solos marginais aos rios quanto nos lagos. Anualmente, no período de águas altas, as várzeas são fertilizadas pelos

sedimentos em suspensão que se depositam, tornando-as as áreas mais férteis da Região Amazônica.

Devido a sua maior fertilidade, as várzeas são utilizadas para diversas atividades econômicas (Junk *et al.* 2000). Uma das atividades mais importantes nas várzeas do estuário amazônico, no Estado do Pará, é a extração de madeira e do palmito açaí (*Euterpe oleracea* Mart.), enquanto que no estado do Amazonas as várzeas são intensamente utilizadas para extrativismo madeireiro. Na década de 1950 essas florestas alagáveis começaram a ser exploradas economicamente (Ayres 1993), sendo também realizados os primeiros estudos de inventários florestais necessários às análises da estrutura da regeneração natural (Gama *et al.* 2003; Schöngart 2003; Wittmann e Junk 2003; Oliveira Wittmann *et al.* 2007; Andrade *et al.* 2010, Assis e Wittmann 2011). Atualmente, informações referentes à regeneração das florestas de várzea são imprescindíveis à elaboração de planos de manejo sob regime sustentável (Schöngart 2008, Wittmann *et al.* 2009).

Finol (1971) conceituou o termo regeneração natural, como toda planta descendente de plantas arbóreas que se encontram entre 0,10 m de altura até o limite de 10 cm de diâmetro à altura do peito (DAP). Já Rollet (1969) considerou como regeneração natural todos os indivíduos com DAP < 5 cm, porém, não limitou níveis de inclusão no seu estudo, ao dizer que indivíduos em classes de tamanho menores podem ser considerados como regeneração natural de indivíduos maiores (Gama *et al.* 2003).

A análise da estrutura da regeneração fornece a relação e a quantidade de espécies que constituem o estoque da floresta, suas dimensões e sua distribuição na comunidade vegetal, fornecendo dados que permitem previsões sobre o comportamento e o desenvolvimento da floresta no futuro (Carvalho 1982). Essas informações são importantes ao silvicultor, a fim de determinar a densidade das espécies comerciais e a qualidade da estrutura da floresta (Oliveira 1995).

A regeneração natural refere-se às fases iniciais de estabelecimento e desenvolvimento das plantas. Se as condições de regeneração forem quantitativamente e qualitativamente adequadas, serão possíveis a preservação, a conservação e a formação de florestas, tanto de proteção integral, quanto de uso

sustentável. O entendimento dos processos de regeneração natural de florestas passa pelo conhecimento de informações básicas de caracterização da vegetação. Além disso, a análise estrutural é de suma importância para o planejamento do manejo e para a aplicação de práticas silviculturais direcionadas ao aproveitamento contínuo da floresta, que vão propiciar o crescimento e maximizar o volume das espécies desejáveis por unidade de área (Gama *et al.* 2003).

Os estudos fitossociológicos e florísticos de comunidades florestais em áreas inundáveis da Amazônia foram elaborados com maior frequência em áreas de várzea em comparação às áreas de igapó. Segundo Wittmann *et al.* (2006), os levantamentos publicados sobre floresta de várzea da Amazônia somam uma área de aproximadamente 63 hectares; já nos igapós a área inventariada está próxima a 20 hectares (Rodrigues 2007). Nesses levantamentos foram considerados apenas os indivíduos adultos ou árvores com diâmetros maiores que 10 cm, pois poucos autores consideraram a regeneração florestal que tem como método de inclusão indivíduos arbóreos pequenos e com diâmetros menores que 10 cm (Nebel *et al.* 2001, Wittmann e Junk 2003, Assis e Wittmann 2011).

O estudo da regeneração natural melhora o nível de informação sobre as associações florestais, o potencial produtivo e a dinâmica das espécies (Seitz 1988). Tais informações, associadas a pesquisas posteriormente repassadas para os produtores, juntamente com a adoção de uma política florestal realista e capaz de administrar de forma coerente este recurso natural, são fundamentais (Magalhães 1979).

1.1 - Caracterização da Região Amazônica

A Região Amazônica é fortemente associada à abundância das águas pela presença em seu território do maior ecossistema de água doce do planeta, que abriga cerca de 53% da água doce da América Latina e 12% da mundial (Ribeiro 2004). Conforme Osborne (2000), o Rio Amazonas, seus tributários (mais de 20 deles com mais de 1000 km de extensão) e sua extensa área de captação,

aproximadamente 6,15 milhões de km², formam o maior complexo hídrico do mundo, com uma descarga anual de água para o mar de 200.000 m³ por segundo.

Na bacia amazônica brasileira estima-se que a área coberta com floresta densa de terra-firme tenha sido em torno de 3.303.000 km² (Braga 1979). A diversidade de espécies arbóreas existentes nos diferentes tipos de floresta é alta. Em uma área de 500 ha de floresta de terra firme, na região de Manaus, foram identificadas 1077 espécies de árvores (Ribeiro *et al.* 1999).

Huber (1906) foi um dos primeiros autores a destacar que nas florestas inundáveis ocorre uma substituição das comunidades, conforme o nível de inundação. Ele mostrou baseando-se nas espécies dominantes em uma floresta no rio Purus, uma substituição de espécies, desde as áreas mais alagadas próximas ao rio, até as porções mais interiorizadas. Posteriormente, outros autores também detectaram a ocorrência de substituição de comunidades nas florestas inundáveis de várzea e igapó, e sugeriram que esta substituição está diretamente relacionada com o tempo médio de inundação ao qual cada faixa de relevo fica inundado ao longo do ano (Takeuchi 1962, Keel e Prance 1979, Revilla 1981, Piedade 1985, Worbes 1986, Ayres 1986, Rankin-de Merona e de Merona 1988, Junk 1989).

A classificação das florestas alagáveis de acordo com a tipologia de suas águas (Sioli 1985) e as florestas associadas (Prance 1980), permitiu a divisão desses ecossistemas em várzea e igapó. Junk (1993) calculou uma área de cobertura de 200.000 km² para as várzeas e 100.000 km² para os igapós, e destacou que juntos esses ambientes constituem a maior porção de florestas inundáveis do mundo. Porém, recentemente, o refinamento das técnicas de sensoriamento permitiu calcular um valor ainda maior para essas áreas alagáveis, que cobrem um total de 400.000 km² da região (Melack e Hess 2010, Junk *et al.* 2011).

Devido ao alagamento anual por águas ricas em nutrientes, as várzeas têm maior fertilidade, que se reflete no crescimento mais rápido de árvores (Parolin e Ferreira 1998) e na presença de teores de minerais mais elevados nos tecidos das espécies lenhosas (Klinge *et al.* 1983). Já os ambientes de igapó, embora

submetidos a um pulso de inundação similar àquele das várzeas, devido à elevada acidez e pobreza nutricional de suas áreas de origem e captação, são colonizados por comunidades de plantas lenhosas com taxas de crescimento menores e uma densidade da madeira maior (Schöngart *et al.* 2010). Em contraponto a esses sistemas regulados por pulsos de inundação, na terra firme amazônica os solos são pobres (Jordan 2001) o crescimento da vegetação é fortemente dependente da ciclagem fechada de nutrientes (McClain 2001).

Em áreas de igapó das ilhas Anavilhanas, o efeito de permanência prolongada da água nas margens vegetadas pode ser visto nos lagos ou ilhas de relevo mais baixo, onde se encontram com frequência extensas faixas de vegetação morta que permanece em pé durante alguns anos até ser arrastada pela água. Tais formações são chamadas regionalmente de chavascais (Piedade 1985, Junk 1989) ou regiões de queimadas (Revilla 1981), e, possivelmente, formaram-se em consequência da falta de oxigenação decorrente de uma alagação persistente em anos de cheias prolongadas.

A água pode também atuar no sentido do deslocamento de sedimentos em regiões onde a correnteza dos rios é muito forte, podendo promover, em muitos casos, a retirada total de comunidades. Este efeito pode ser visto no rio Solimões, onde a velocidade da corrente, associada às flutuações cíclicas do rio, atuam no sentido de desestruturação do solo, promovendo, algumas vezes, a queda de grande extensões de substrato (Junk 1989). Piedade (1985) relata também este efeito das águas que podem arrastar comunidades inteiras de plantas no arquipélago das Anavilhanas. Em um estudo com a vegetação de uma várzea do rio Japurá (Amazonas), Ayres (1986) estimou que 78% da mortalidade de árvores foi provocada pela ação erosiva da água atuando na zona de absorção do sistema radicular, o que provocou a queda das plantas, sendo este efeito mais comum nas porções mais baixas do gradiente de inundação. Assim, devido à dinâmica hidrológica e geomorfológica dos rios, as florestas de várzea e igapó podem apresentar diferenças quanto à comunidade de plantas, diferindo em idade, fisionomia e composição de espécies.

Quanto à similaridade entre a flora da várzea e da terra firme, os estudos disponíveis até o momento mostram que no máximo cerca de 20% de coincidências são encontradas, no nível de espécie na Amazônia Central (Wittmann *et al.* 2010), particularmente nas porções de relevos mais baixos das planícies alagáveis. Similaridades maiores, de até 45%, são relatadas para as áreas de extremos de bacia, especialmente nos flancos andinos (Campbell *et al.* 1986). Por outro lado, sabe-se que o estresse por alagamento reduz a diversidade de espécies na várzea (Junk 1993), uma vez que a composição florística nessas áreas depende da intensidade da inundação e teores de nutrientes e carga de sedimentos (Junk & Furch 1980). Para as áreas de igapó, há menos informações, devido a uma relativa escassez de inventários disponíveis. Entretanto, tomando como base os levantamentos disponíveis é possível verificar que a diversidade dos igapós é menor (Wittmann *et al.* 2006).

Segundo Wittmann *et al.* (2002), a diferença entre as florestas de várzea baixa e alta é de grande relevância. Enquanto as florestas de várzea baixa ocorrem em cotas menores de inundação e guardam muitos endemismos, as florestas de várzea alta são consideradas clímax, apresentando uma ampla variedade de habitats e nichos ecológicos, copas com estrutura bastante complexa, mas com estratificações bem definidas, uma alta riqueza de espécies e uma baixa densidade de indivíduos vegetais, quando comparadas com outros tipos florestais da várzea. Acredita-se que as florestas de várzea alta resultam de um processo de sucessão natural de florestas tardias de várzea baixa (Wittmann *et al.* 2004). Este processo, contudo, pode durar milhares de anos, devido as taxas de sedimentação reduzidas, possivelmente porque as florestas de várzea alta podem estar localizadas em terraços fluviais pleistocênicos, podendo constituir tipos florestais regressivos, formados por florestas de terra firme que foram invadidos pela migração lateral dos rios (Wittmann *et al.* 2002). Como a estrutura e a riqueza de espécies guardam grande similaridade às florestas de terra firme, estas são consideradas uma unidade de vegetação em transição entre florestas inundáveis e florestas não inundáveis.

Nesse sentido, devem ser consideradas questões de caráter evolutivo. Por exemplo, para Kubitzki (1989), muitas espécies que atualmente habitam as florestas de várzea são ecótipos provenientes de florestas de terra firme nas suas adjacências, que desenvolveram, ao longo do tempo, mecanismos de adaptação à inundação periódica (Ayres 1993, Wittmann e Junk 2003, Wittmann *et al.* 2004).

Ainda que com uma extensão reduzida em comparação a terra firme, as florestas inundáveis de várzea, foram responsáveis, até meados da década de 1970, pelo abastecimento de cerca de 75% de toda a madeira produzida na Amazônia. A partir de então houve migração de grande parte da atividade para as áreas de terra firme. Apesar do declínio, estima-se que, atualmente, a exploração madeireira na várzea seja responsável por uma produção anual de toras em torno de 3 milhões de metros cúbicos, ou 10% da produção da Amazônia Legal, contribuindo com uma renda bruta em torno de US\$ 120 milhões, e gerando aproximadamente 30 mil empregos diretos (IBAMA 2000).

Entre as principais espécies econômicas das várzeas encontram-se a virola (*Virola surinamensis* (Rol.) Warb), destinada basicamente à produção de laminados e compensados para exportação, e o açaí (*Euterpe oleracea* Mart.), cujos frutos e palmito são os principais produtos comercializados. Ambas as espécies sofreram redução considerável do seu estoque nos últimos anos, devido à exploração seletiva intensa e sem planejamento (Mousasticoshvily Jr. 1991, Macedo e Anderson 1993), ocasionando a inclusão da virola na lista oficial de espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção (IBAMA 1992) e no Sistema de Controle de Madeira Serrada Contingenciada - SISMADE (MMA 1999).

No total estima-se que existem entre 4.000 a 5.000 espécies arbóreas na Amazônia (Ribeiro *et al.* 1999). Embora várias espécies possam ser exploradas ocasionalmente, comercialmente não mais que 38 a 60 espécies são exploradas por meio de práticas de extrativismo seletivo ou não seletivo.

Apesar do surgimento recente de novos instrumentos legais para a ordenação da exploração madeireira nas várzeas (IBAMA 2001), ainda são necessários amplos estudos que levem a diagnósticos confiáveis sobre os estoques e o mercado de produtos madeireiros e não madeireiros, a fim de que

sejam elaborados e postos em prática planos de manejo específicos a estas áreas.

1.2 - Regeneração e Clareiras

Nas florestas tropicais ocorrem diversas perturbações por causas naturais, sendo que uma das mais importantes é aquela provocada pela queda de árvores, o que determina o aparecimento de aberturas no dossel da floresta de tamanhos variados, denominados clareiras (Hartshorn 1978, Oldeman 1978, Uhl 1978, Whitmore 1978).

Clareiras naturais representam o resultado final da ação de distúrbios em florestas e são consideradas como peças chave para o entendimento da estrutura e dinâmica destes sistemas (Hubbell e Foster 1986). Isto decorre do fato de que a regeneração das florestas tropicais ocorre principalmente nas condições proporcionadas pelas clareiras, e numerosos trabalhos consideram que o estabelecimento da maior parte das espécies está associado às condições por elas proporcionadas (Almeida 1989).

Segundo Rollet (1969), o estágio de regeneração se refere aos indivíduos na fase juvenil de uma determinada espécie. Este termo pode também ser aplicado para definir classes diamétricas inferiores a uma fração do povoamento. Assim, a separação entre regeneração e indivíduos adultos pode ser definida arbitrariamente. A regeneração das espécies florestais constitui o apoio ecológico de sua sobrevivência. Para a manutenção da composição florística de uma floresta adulta, seria necessária a presença na regeneração da grande maioria das árvores que integram o dossel superior. Entretanto, conforme Jardim (1985), devido à grande diversidade florística e amplitude ecológica do ambiente, mesmo em uma floresta adulta ocorrerão representantes arbóreos sem regeneração e vice-versa, devido ao potencial das espécies oportunistas que se beneficiam das aberturas no dossel.

No trabalho de Higuchi *et al.* (1985), considerou-se como regeneração natural preexistente, plântulas menores que 0,1 m de altura até mudas

estabelecidas de 10 cm de DAP. Já Bruce (1992) classificou como regeneração natural indivíduos com mais de 1,0 m de altura e até 25 cm de DAP, enquanto que Finol (1971) propôs a incorporação do cálculo de três parâmetros de regeneração natural nos estudos de análise estrutural: abundância, frequência e categoria absoluta e relativa das espécies. Os valores de abundância e frequência são obtidos da mesma maneira que para a estrutura horizontal. O valor da categoria de tamanho é obtido tomando por base o mesmo critério fitossociológico adotado para o cálculo da posição sociológica. Assim, o valor da regeneração natural para cada espécie é a média aritmética dos valores relativos de abundância, frequência e categoria de tamanho das mesmas. Ou seja:

$$RN\% = \frac{AB\% + FR\% + CT\%}{3}$$

Onde:

RN% = Regeneração natural relativa

AB% = Abundância relativa

FR% = Frequência relativa

Segundo Gomez-Pompa e Weichers (1976), existem três maneiras de se conhecer os processos de regeneração dos ecossistemas tropicais: estudar através do tempo o que se sucede em uma determinada área depois da perturbação; estudar em uma mesma zona ecológica os diversos estágios sucessionais de idade conhecida, ou ainda, procurar informações biológicas para poder interpretar com relação ao tempo os possíveis mecanismos dos processos de regeneração dos ecossistemas tropicais. Da mesma forma, para Finol (1976), a compreensão da regeneração natural dos bosques não é resultado da análise isolada da regeneração natural, pelo contrário, é o exame intensivo da estrutura e da composição desses bosques, por meio da análise dos parâmetros abundância, frequência e dominância das espécies.

O ritmo da dinâmica florestal nos trópicos úmidos é condicionado por diversos fatores, entre os quais o regime de perturbação natural é de grande relevância para a compreensão de todo o processo de renovação florestal (Oldeman 1978, Whitmore 1985). A maioria das perturbações naturais nas

florestas tropicais é causada por queda de árvores que abrem o dossel florestal formando clareiras. As clareiras podem ser originadas por meio de diversos danos que as árvores possam sofrer como a quebra do tronco, da copa ou desenraizamento. O regime da queda de árvores nos neotrópicos parece estar primariamente associado com a ocorrência de chuvas e ventos fortes que provocam profundas alterações nos solos, como a desestruturação do horizonte mineral e erosão superficial (Whitmore 1978, Brokaw 1985).

O conceito de clareira varia muito de autor para autor, o que dificulta a comparação entre os resultados obtidos em diversos locais (Almeida 1989). Oldeman (1978) denomina “chablis” uma palavra que vem do francês medieval, como sendo o resultado da queda de uma árvore em si, a abertura no dossel florestal, e os danos causados sobre o solo e a vegetação do sub-bosque. Já Brokaw (1982) define as clareiras originadas por queda de árvores como “buracos” no dossel da floresta, delimitados pelas extremidades das copas das árvores laterais, cujas projeções se estendem verticalmente até uma altura de 2 m do chão.

Usando uma definição mais biológica do que física adotada por Gomes-Pompa *et al.* (1988), uma área de uma clareira é toda a zona influenciada por esta, cujo limite vai até onde houver espécies pioneiras regenerando. Por sua vez, Swaine e Whitmore (1988) definem pioneiras como aquelas espécies que somente regeneram em regiões de clareiras, e espécies clímax (não pioneiras) como aquelas cujas sementes germinam sob o dossel intacto e cujos juvenis são capazes de se estabelecer na sombra da floresta.

Variáveis bióticas também podem contribuir para o aumento na perturbação local nas regiões tropicais, como a presença de cupins e fitopatógenos (fungos, bactérias, vírus e nematódios), ou ainda a presença de cipós entrelaçados a diversas árvores que provocam a queda simultânea desses indivíduos (Almeida 1989). Isto pode ser visto nas matas de cipós que ocorrem no sul do Pará (Pires e Prance 1985). Nestas matas os cipós estimulam a queda de árvores, o que facilita a regeneração deles próprios, de tal forma que as clareiras novas nestes locais chegam a cobrir cerca de 50% da área. O peso de hemi-epífitas também pode

contribuir como variável biótica na formação de clareiras, sendo responsável pela queda de parte das copas de muitas árvores que abrem clareiras (Putz e Milton 1982; Mesquita 1989).

A distribuição de tamanhos é de grande importância biológica, porque tem implicações na florística sucessional. Esta importância decorre da grande variação que vai existir entre as clareiras em relação ao nível de luz, aumento de temperatura e déficit de saturação de água (Whitmore 1978, Brokaw 1982). Whitmore (1985) sugere que a variação no tamanho das clareiras pode estar associada a dois fatores, a evolução silvigênica de cada local estudado e os agentes causadores das clareiras, ambos atuando simultaneamente. Esse autor divide o ciclo de crescimento da floresta em 3 fases:

Fase clareira – início de recomposição florestal após a abertura no dossel, com predominância de plantas oriundas de sementes retidas no chão da floresta e importadas após abertura da clareira, crescimento de plântulas e arvoretas remanescentes do sub-bosque e pelo brotamento de plantas danificadas (Hubbel e Foster 1986, Whitmore 1985). Esta fase, em clareiras recém-abertas, pode durar de 1 a 5 anos (Hallé *et al.* 1978).

Fase de reconstrução ou recrescimento – caracterizada estruturalmente pela presença de arvoretas com acentuado crescimento vertical e alta taxa de produção primária (Whitmore 1985), forte competição entre indivíduos e a morte de certas espécies pioneiras alternadas com períodos de homeostase (Hallé *et al.* 1978). Esta fase também é denominada como de cicatrização da floresta (Oldeman 1978)

Fase madura – corresponde à fase onde a maioria dos indivíduos atinge a fase reprodutiva e a floresta encontra-se em equilíbrio dinâmico (Whitmore 1985). Esta fase, que corresponde ao último estágio da sucessão, tem sido citada como comunidade clímax e homeostase (Hallé *et al.* 1978).

A classificação de grupos de árvores de uma floresta baseada na sucessão florestal foi sugerida por vários autores, porém, cada classificação implica em uma simplificação que reduz o grau de informações, tornando-se difícil formular um modelo de aceitação geral. Budowski (1965) sugeriu a classificação em quatro

grupos: pioneiras, secundárias precoces, secundárias tardias e clímax. Hartshorn (1980), baseado na regeneração natural, dividiu as espécies em tolerantes e intolerantes à sombra. Apenas dois grupos foram propostos por Swaine e Whitmore (1988), separando as pioneiras das não pioneiras (ou clímax), por meio de um conjunto de características associadas. Além de Denslow (1980), que distinguiu entre especialistas de sub-bosque, de clareira pequena e de clareira grande, outros autores preferiram também três grupos, por exemplo, Vázquez-Yanes e Sada (1985) e Kageyama e Viana (1989).

Entretanto, é importante salientar que em termos biológicos, o ciclo silvigênico não pode ser segmentado somente nas 3 fases distintas e rígidas propostas por Watt (1947). A silvigênese inclui muitas fases formando um *continuum* sucessional que pode variar de acordo com a história de vida da comunidade vegetal, o local e os eventos momentâneos e a *posteriori* da formação de uma clareira (Hallé *et al.* 1978).

Os processos de regeneração em clareiras e a alta diversidade da floresta tropical têm sido objetos de muita controvérsia. Existem duas hipóteses que tentam explicar a direção da colonização vegetal em clareiras. A primeira, de “equilíbrio”, diz que cada espécie tem requerimentos particulares para o tamanho e idade de clareiras, mistura de solo e microclima (Denslow 1980, Orians 1982, Brandani *et al.* 1988). A segunda hipótese, de “não equilíbrio”, sugere que a colonização das clareiras segue um padrão ao acaso, tendo as plantas a mesma probabilidade de colonizar qualquer clareira, sendo o recrutamento e a colonização dependentes somente da chance e da ocorrência de eventos históricos, como a disponibilidade de sítios regenerativos para as espécies (Hubbel e Foster 1986).

O efeito das condições topográficas na formação de clareiras foi observado na região de Manaus, Amazonas, por Almeida (1989) e por Oldeman (1978), no Equador. Em ambos os estudos foram constatados o aumento no número e na área das clareiras em relação à topografia, sendo as regiões de maior declividade propícias a terem maiores perturbações locais do que as regiões planas.

Em geral as florestas tropicais possuem alta capacidade de regeneração natural, principalmente se estiverem próximas a uma fonte de propágulos que não se encontre demasiadamente alterada e se as terras abandonadas não tiverem sido submetidas a um uso intenso (Guariguata e Ostertag 2002). Entretanto, no processo de regeneração natural existem fatores que podem interferir e dificultar o processo. Isto se deve ao fato de que o estabelecimento de espécies depende da resiliência, da capacidade de regeneração, como ainda da frequência e nível de perturbação que o ambiente sofreu e sofre (Kageyama *et al.* 1989).

Assim, as interferências humanas em áreas alteradas, buscando restabelecer funções biológicas, estéticas ou funcionais, requerem esforços diferenciados, dependentes dos graus de degradação em que se encontram os ecossistemas envolvidos, e da existência de alguma capacidade de retorno ao seu estado original, ou resiliência (Mantovani 1998). Pimm (1991) definiu a resiliência como a rapidez com que as variáveis de um sistema retornam ao equilíbrio após um distúrbio, ou como a capacidade de um ecossistema se recuperar de flutuações internas provocadas por distúrbios naturais ou antrópicos. A resiliência é medida em unidades de tempo e quanto menos resiliência, mais frágil é o ecossistema e mais sujeito à degradação (Kageyama *et al.* 2003). Desse modo, a velocidade de regeneração da floresta tropical depende da intensidade e do tipo da perturbação sofrida (Guariguata e Ostertag 2002).

Em ambiente de floresta é comum a gênese de clareiras naturais para promover o desenvolvimento das espécies que necessitam de radiação em diferentes fases de suas vidas. Sendo assim, a formação de clareiras é importante para a manutenção da heterogeneidade nas florestas e a ocorrência desses distúrbios naturais resulta nos aparentes mosaicos vegetacionais de diversas idades (Serrão *et al.* 2003). Eventualmente esses mosaicos podem corresponder a grupos ecológicos constituídos por espécies de árvores intolerantes à sombra (pioneiras) e tolerantes à sombra (secundárias e espécies clímax), sendo que este último grupo domina os micros sítios sombreados, ou seja, encontram-se abaixo do dossel da floresta (Gandolfi *et al.* 2007).

Embora seja difícil estabelecer o grau de resiliência de uma comunidade vegetal, já que os processos funcionais e interações da floresta tropical são, em geral, pouco conhecidos, particularmente em longo prazo, a capacidade de regeneração de um sistema após impacto pode refletir sua resiliência, servindo então como ferramenta para estabelecer estratégias e prioridades para sua conservação e restauração (Scarano *et al.* 1998).

1.3 - Estudos da dinâmica de clareiras

A pesquisa científica envolvendo clareiras no Brasil ainda é escassa. Considerando o pequeno número de trabalhos realizados e o grau de ameaça ao qual nossas florestas estão submetidas são necessários estudos visando fornecer elementos para a conservação e a recuperação de vastas áreas (Lima 2005). Por outro lado, os estudos de crescimento de povoamentos florestais são baseados em modelos clássicos de produção florestal, em sua maioria desenvolvidos para florestas temperadas, utilizando variáveis de difícil acesso em florestas tropicais como idade das árvores e índice de sítio, o que torna muito difícil aplicar esses modelos nas florestas brasileiras, notadamente a amazônica, devido à grande variabilidade da idade, além da dificuldade em obtê-la (Rocha 2001). Outro meio que pode ser utilizado para prognosticar a dinâmica de uma floresta é por meio de parcelas permanentes. Novamente dificuldades são encontradas pelo fato de que na floresta tropical da Amazônia brasileira existe um número reduzido de parcelas permanentes, além de serem bem distribuídas e possuírem tamanhos variados (Vasconcelos 2003).

Diversos estudos têm desenvolvido procedimentos para a caracterização da distribuição diamétrica futura em florestas nativas. Na Indonésia merecem destaque os trabalhos de Mendoza e Setyarso (1986) e Solomon *et al.* (1986); No Brasil, visando assegurar o manejo sustentado foram realizados os estudos de Higuchi (1987), Higuchi e Vieira (1990), Freitas e Higuchi (1993), Rocha (2001), Vasconcelos (2003) e Teixeira *et al.* (2007). No cerrado brasileiro, podem ser

citados os trabalhos de Costa Neto e Couto (1991), Scolforo e Silva (1993), Durigan *et al.* (1993) e Pulz (1998).

Araújo *et al.* (2001) estudaram a densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Guamá, Amazônia Oriental. Os autores concluíram que o banco de sementes do solo em florestas sucessionais desta região é um fator determinante da regeneração natural destes ecossistemas. A maior densidade de sementes do solo ocorreu na floresta de seis anos, com 2848 sementes/m², decrescendo para valores de 1427 sementes/m² e 756 sementes/m², nas parcelas de 17 e 30 anos, respectivamente. A composição florística do banco de sementes do solo foi dominada por espécies pioneiras como *Miconia serialis* (44,46%), *Vismia guianensis* (8,53%) e *Psychotria speciosa* (8,49%) na floresta sucessional de 6 anos; *Miconia serialis* (56,65%), *Cecropia pachystachya* (7,29%) e *Vismia guianensis* (7,00%), aos 17 anos de sucessão; e *Miconia serialis* (56,90%), *Cecropia pachystachya* (10,85%) e *Piper columbrinum* (8,87%) aos 30 anos. O elevado número de sementes viáveis nos estágios serais estudados sugere um papel eficiente do banco de sementes como mecanismo de regeneração natural, destacando as prováveis espécies predominantes na recuperação dos ecossistemas florestais.

Segundo Oliveira (1995), a fragmentação do habitat, por definição, é a redução na área original e o conseqüente isolamento de remanescentes florestais, de diferentes tamanhos, cercados por áreas perturbadas. A partir do isolamento, a vegetação do entorno destas ilhas de vegetação fica exposta a uma maior insolação e à modificação do regime de ventos. Uma série de mudanças físicas e biológicas que ocorrem associadas às bordas artificiais são chamadas de efeitos de borda e têm um enorme impacto sobre ambientes fragmentados. Esta perturbação influencia a sucessão vegetal pela mudança no nível de recursos disponíveis e a eficiência do recrutamento. Em pequenas clareiras e em pequenas capoeiras naturais, o recrutamento de espécies sucessionais acontece rapidamente e o lugar torna-se coberto por espécies pioneiras que são as espécies que inicialmente colonizam áreas perturbadas (Bazzaz e Pickett 1980).

Serrão *et al.* (2003) estudaram a taxa de sobrevivência de seis espécies florestais: *Sterculia pruriens*, *Vouacapoua americana*, *Jacaranda copaia*, *Protium paraense*, *Pseudopiptadenia suaveolens* e *Tabebuia serratifolia*, considerando também a distância entre a borda da clareira e o interior da mata, avaliada no campo experimental da EMBRAPA, em Moju, Pará, em 9 clareiras selecionadas. Os autores observaram que *Sterculia pruriens* apresentou maior taxa de sobrevivência e *Vouacapoua americana* a menor, independente da localização, porém, para esta última, juntamente com *Jacaranda copaia*, houve diminuição da sobrevivência no centro da clareira. A média de sobrevivência, levando em conta todas as espécies, foi de 72,32%.

Na maioria das florestas tropicais sob condições naturais, clareiras grandes, envolvendo a morte de várias árvores, são mais raras que clareiras pequenas, envolvendo só uma árvore ou um galho de árvore. A coexistência de muitas espécies de árvores de floresta tropical é devida, pelo menos parcialmente, ao fato de elas dividirem clareiras no dossel florestal. Portanto, a característica da distribuição de frequência de classe de tamanho de clareiras de uma determinada floresta tropical deve influenciar os tipos e diversidade das espécies presentes (Denslow 1980).

O tamanho da clareira é correlacionado significativamente e positivamente com a abertura e altura do dossel. Onde o dossel florestal é mais alto, a queda de árvores maiores provoca a formação de clareiras maiores. Almeida (1989) registrou uma grande abundância de clareiras de diversos tamanhos na região de Manaus, Brasil, cuja área foi influenciada tanto pelo número como pelo tamanho das árvores formadoras das clareiras. O tamanho da abertura no dossel florestal é um parâmetro que também deve ser levado em consideração por influenciar na composição florística, muitas vezes determinando a distribuição espacial das espécies.

Existem espécies que possuem uma estratégia de desenvolvimento adaptada para locais onde ocorre um distúrbio, o qual permitirá a entrada da radiação até o piso florestal, ativando o banco de sementes ou de plântulas. É provável que, devido às diferentes quantidades de radiação que chegam ao piso

florestal, Gama *et al.* (2005) tenham encontrado menor similaridade entre clareiras menores e maiores, por representarem dois extremos em termos de abertura de dossel e, portanto, de luminosidade. Ao contrário da maior clareira, a menor apresentou apenas uma espécie pioneira, sendo dominada por espécies do sub-bosque.

De maneira geral, florestas secundárias aquelas em regeneração após distúrbios naturais ou antrópicos. As florestas secundárias podem estar situadas em uma determinada paisagem em que há diferentes formas de relevo, tipos de vegetação e usos da terra, em que existem fragmentos de vários tamanhos e origens e em diferentes estádios de regeneração. Essas florestas de diferentes idades e condições de regeneração formam um mosaico sucessional (Hartshorn 1980, Urban *et al.* 1987, Brown e Lugo 1990). Na estruturação desse mosaico, participam fatores antrópicos e naturais, bióticos e abióticos (Ewel 1980).

O extrativismo é a retirada de produtos da floresta primária ou não-plantada para uso pessoal ou para fins comerciais (Anderson 1988). A exploração madeireira da região amazônica é fortemente baseada na atividade extrativista. Se esse tipo de economia se der em pequena escala não há a necessidade imediata de informações básicas sobre a ecologia e o cultivo das espécies madeireiras. Entretanto, com a intensificação da exploração, estas informações se tornam cada vez mais necessárias. Devido ao grande número de espécies de interesse econômico, a definição de um sistema de classificação que permitisse agrupar espécies de características ecológicas e silviculturais semelhantes possibilitaria a definição de metodologias e práticas aplicáveis a cada grupamento (Anderson 1988).

Apesar do considerável número de estudos publicados sobre clareiras em regiões tropicais, muito poucos foram publicados sobre a regeneração de espécies de plantas em clareiras naturais nas florestas inundadas da Amazônia, onde a amplitude da flutuação do nível dos rios pode chegar a até 15 m, entre as estações de seca e cheia, inundando extensas áreas marginais, que ocupam quase meio milhão de km², apenas na Amazônia brasileira.

Dentre os estudos realizados, destaca-se o trabalho de Revilla (1981), realizado em um igapó do rio Negro, onde foram encontradas clareiras formadas principalmente pela queda de indivíduos das espécies *Burdachia prismatocarpa*, *Acosmium nitens*, *Campsiandra comosa* e *Panopsis pubescens* que permitiram o crescimento das plântulas existentes próximo às árvores caídas.

Na região do oeste do Peru, Salo *et al.* (1986) estudaram uma floresta inundável de várzea, constatando que as clareiras nesta região são o resultado de um intenso processo de perturbação, provocado pela dinâmica do rio. Já Ferreira e Almeida (2005) estudaram a relação entre a altura de inundação, riqueza específica de plantas e o tamanho de clareiras naturais em uma floresta inundável de Igapó, na Amazônia Central. Os autores amostraram 10 clareiras naturais situadas em diferentes posições do gradiente de inundação do rio Tarumã-Mirim, um afluente do rio Negro no Estado do Amazonas, Brasil. A composição de espécies regenerando nas clareiras foi relacionada com sua posição no gradiente de inundação. Clareiras situadas em regiões sujeitas a longos períodos de inundação estavam colonizadas principalmente por espécies com grande tolerância à água, enquanto que nas clareiras submetidas a períodos curtos de inundação predominaram espécies pouco tolerantes à inundação.

Em uma abordagem comparativa entre florestas de várzea e de terra firme do Estado do Pará Gama *et al.* (2005) analisaram agrupamentos florísticos entre as comunidades arbóreas desses ecossistemas. Para tal foi utilizado um banco de dados composto por 24 inventários em florestas de terra firme e 10 em florestas de várzea. Os resultados permitiram concluir que as composições florísticas das florestas de várzea e terra firme daquele estado são bem distintas. Poucas espécies ocorreram nos dois ecossistemas e a floresta de terra firme apresentou maior riqueza de espécies arbóreas que a floresta de várzea. Houve uma tendência das florestas de terra firme se agruparem mais pela situação antrópica e proximidade geográfica do que as florestas de várzea. Como padrão geral as florestas se agruparam em ordem decrescente de importância dos fatores saturação hídrica do solo, situação antrópica e proximidade geográfica.

Andrade *et al.* (2008), em estudo piloto que antecedeu este trabalho, avaliaram os padrões de regeneração em clareiras de origem antrópica na várzea da RDSM, comparando clareiras agrícolas (CA) e clareiras de extrativismo madeireiro (CE), com o sub-bosque contínuo (SB). Foi amostrado um total de 382 indivíduos. Nas parcelas CE a abundância foi maior (174 indivíduos), seguida pelas CA (114 indivíduos) e SB (94 indivíduos). O número de espécies nos três locais foi de 43, 25 e 36, respectivamente. As parcelas CA apresentaram maior área basal, com 1,733 m², seguidas pelas SB (0,683 m²) e CE (0,348 m²). As clareiras extrativistas e áreas de sub-bosque contínuo apresentaram maior similaridade florística, assim como maior diversidade de espécies regenerantes, diferenciando-as das clareiras agrícolas. O estudo mostrou que há diferenças nos padrões de regeneração florestal na várzea quando a floresta é submetida às atividades agrícola e extrativista, entretanto, as implicações em escala maior dessas diferenças não puderam ser adequadamente estabelecidas, pelo fato de que as áreas amostradas foram pequenas.

Os estudos acima citados demonstram claramente que as informações a respeito de clareiras em áreas alagáveis são incipientes, especialmente aquelas visando comparar clareiras naturais com aquelas derivadas de diferentes formas de ação antrópica. Diante disso e para contribuir com esta importante questão, o presente trabalho objetivou o estudar os padrões de regeneração de espécies arbóreas em clareiras antropizadas, derivadas do uso da terra para práticas agrícolas e de extrativismo de madeira, na área da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá – RDSM, Amazônia Central, comparando-os com sub-bosque não impactado.

2. JUSTIFICATIVA

O uso inadequado das florestas alagáveis, particularmente as florestas de várzea requer, com urgência, planos de uso sustentável para a proteção da biodiversidade desses ambientes. Especialmente estudos sobre a regeneração florestal são escassos, mas de grande importância para o entendimento da estrutura de populações de espécies ameaçadas e o seu estabelecimento. A proposta deste estudo foi conhecer a composição florística, riqueza de espécies e a estrutura de populações de espécies arbóreas compondo os padrões regenerativos em clareiras abandonadas após práticas agrícolas e de extrativismo da madeira, em uma floresta de várzea na RDS Mamirauá. Desta forma, as informações sobre o processo dinâmico de regeneração em clareiras antropizadas por diferentes mecanismos serão ampliadas, o que é importante para o desenvolvimento de alternativas de manejo específicas, que garantam o uso sustentável dos recursos madeireiros e das práticas econômicas executadas nas várzeas, sem degradar esses frágeis e importantes ambientes.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Este trabalho teve por objetivo estudar o padrão de regeneração de espécies arbóreas na várzea da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDSM), em clareiras abandonadas após o uso agrícola e de extrativismo de madeira, comparando-as com áreas não perturbadas, gerando informações sobre a composição florística, estrutura de vegetação e biomassa acima do solo.

3.2 Objetivos Específicos

- Estabelecer os padrões de diversidade florística (riqueza, abundância e diversidade) de clareiras agrícolas, clareiras de extrativismo madeireiro e sub-bosque de floresta preservada;
- Determinar e comparar a composição florística (similaridade e índice de valor de importância) dos referidos tipos de vegetação;
- Determinar e comparar a estrutura da vegetação regenerante (diâmetro, altura e área basal dos indivíduos) das clareiras agrícolas, clareiras de extrativismo de madeira e sub-bosque preservado;
- Estimar e comparar a biomassa acima do solo, considerando classes diamétricas e tipo de vegetação regenerante, para os três tipos de clareiras;
- Inferir sobre como a forma de uso da terra interfere e / ou determina o padrão de regeneração em clareiras de várzea da Amazônia Central.

4 . CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

4.1 Localização geográfica e características climáticas da área de estudo

A RDSM ($2^{\circ} 51' S$, $64^{\circ} 55' W$), localiza-se na parte ocidental da Amazônia Central, a cerca de 70 km do município de Tefé, Brasil. A reserva cobre uma área de 1.240.000 hectares de florestas inundáveis de várzea, e está delimitada entre os rios Japurá, Solimões e canal Auati-paraná. Esta é a maior reserva existente dedicada exclusivamente à proteção da várzea amazônica (Ramalho *et al.* 2009). A área escolhida para o estudo está situada no setor Jarauá e Tijuaca da RDSM (Figura 1).

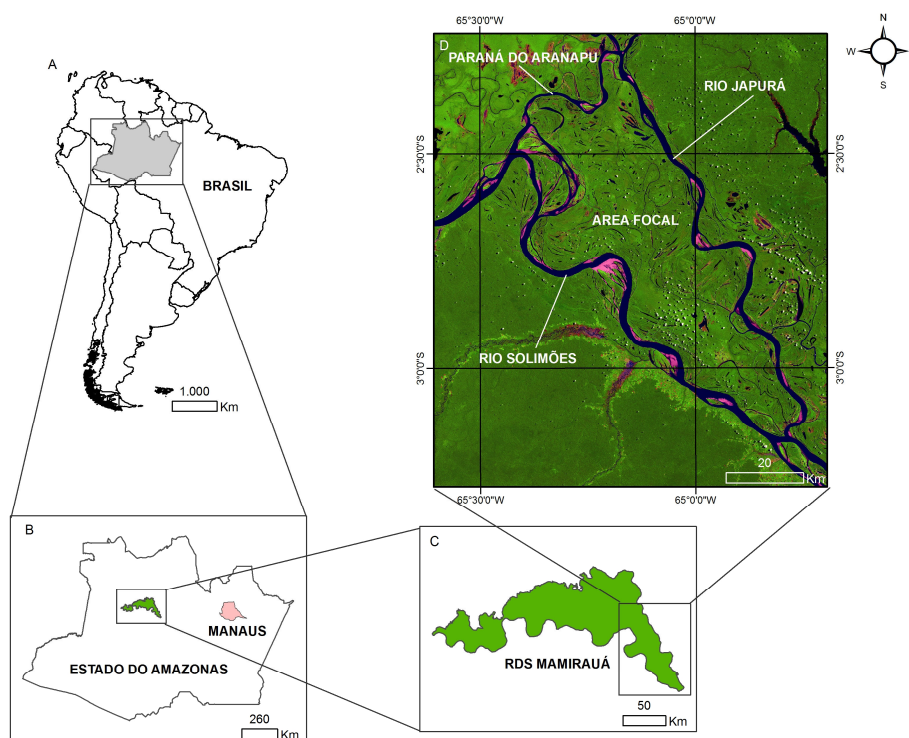


Figura 1: Área da RDSM, entre os rios Japurá e Solimões. Área de estudo localizada numa floresta de várzea alta, Amazônia Brasileira. (Autor: J.M.A. Peixoto).

O clima da região é do tipo tropical úmido. Em geral, os maiores valores de precipitação ocorrem de dezembro a maio (Queiroz 1995) e as maiores temperaturas são atingidas nos meses de seca, outubro e novembro, com médias mensais variando de 30 a 33°C. As médias das temperaturas mínimas oscilam entre 21 e 23°C. A RDSM está situada em uma área com uma média da pluviosidade de 2373 mm (Ayres 1993). As maiores taxas de precipitação concentram-se entre os meses de janeiro e abril (Sociedade Civil Mamirauá 1996).

As flutuações anuais no nível da água dos rios Solimões e Japurá apresentam uma amplitude média de inundação na região está em torno de 10.8 m (Wittmann *et al.* 2004). A vegetação encontrada nos locais mais sujeitos a inundação, assim como nos rios e lagos é composta por macrófitas aquáticas e semi-aquáticas. Aproximadamente 10,2% da superfície da reserva está representada por corpos de água, e os 89,8% restantes são formados de 44,3% de florestas de várzea, 31,3% de chavascals e 14,2% de outras coberturas (palhais, campos, roças e praias) (Sociedade Civil Mamirauá 1996).

4.2 Características ambientais e geomorfológicas da RDSM

Sendo uma típica área de várzea da Amazônia Central, a RDSM está sujeita à flutuação anual do nível das águas dos rios. Os pulsos de inundação anuais sazonais observados nos rios Solimões e Japurá causam uma diferença no nível da coluna de água de dez a doze metros da estação seca para a cheia anualmente, de tal forma que a RDSM, com mais de uma milhão de hectares, pode ficar submersa durante o pico das águas altas (Queiroz 2005). O pulso de inundação resulta do somatório das chuvas de toda a bacia de drenagem (Salati 1985).

A entrada de grandes quantidades de sedimentos andinos e pré-andinos juntamente com as águas durante a enchente enriquece o sistema elevando a produtividade da vegetação nativa e de plantios, já que definem a geomorfologia da várzea da RDSM, a sua fauna e flora, e também os seus padrões de ocupação

humana (Queiroz 2005). A geomorfologia característica de Mamirauá permite a ocorrência de um grande número de ambientes aquáticos dentro da reserva.

As diferenças no tempo de alagamento, devidas às variações do relevo da várzea, levam, em longo prazo, ao desenvolvimento de tipos de vegetação florestal diferenciados e específicos dos ecossistemas de várzea, com estrutura e composição bem distintas. Da mesma forma, a fauna desses ambientes apresenta um alto grau de endemismos. As difíceis condições criadas pelas enchentes prolongadas a cada ano por um lado limita o número de espécies que conseguem sobreviver, mas propicia o surgimento de adaptações únicas que podem conduzir, ao longo do tempo, a especiações e endemismos, como observado na RDSM (Ayres 1993).

A RDSM (correspondente à Categoria VI no sistema de classificação da IUCN) e está situada na região do médio Solimões, na confluência dos rios Solimões e Japurá, entre as bacias do rio Solimões e Negro. Sua porção mais a leste fica nas proximidades da cidade de Tefé, no estado do Amazonas. Esta é a maior reserva existente dedicada exclusivamente a proteger a várzea amazônica (Sociedade Civil Mamirauá 1996).

4.3 Formas de uso da terra mais freqüentes na RSDM

A ocupação humana atual de Mamirauá data do início do século passado. Anteriormente, a área era habitada por vários grupos indígenas, dentre os quais predominavam os Omágua (Medina 1988 *apud* Plano de Manejo 1996). As comunidades indígenas que ainda habitam a área têm alto grau de miscigenação, sendo a população humana da Reserva Mamirauá composta principalmente por ribeirinhos ou caboclos (Queiroz 2005).

Segundo Brasil (2000), em 1996 a RDSM foi criada pelo Governo do Estado do Amazonas e incorporada ao Sistema Nacional de Unidades de Conservação em 2000. Esta foi a primeira unidade de conservação no mundo a instituir esse modelo de gestão dos recursos naturais, sendo que objetivo básico deste tipo de área protegida de uso sustentável é “promover a conservação da biodiversidade e, também, assegurar as condições e os meios necessários para a reprodução

social, melhoria dos modos e da qualidade de vida por meio da exploração racional e sustentada dos recursos naturais por parte das populações tradicionais, além de valorizar, conservar e aperfeiçoar o conhecimento e as técnicas de manejo do ambiente desenvolvido por estas populações”.

Conforme Queiroz e Peralta (2006), a exploração de madeira é uma das atividades tradicionais dos habitantes da várzea do Mamirauá e esta atividade é realizada principalmente durante a época da cheia. Assim como em outras regiões da Amazônia, até a implantação do Programa de Manejo Florestal Comunitário na RDSM, o extrativismo madeireiro foi realizado ilegalmente. Até recentemente, a legalização do manejo florestal comunitário não era prevista na legislação. Entretanto, o Decreto 2.788, de 28 de setembro de 1998 criou o manejo comunitário simplificado.

Nas décadas de 70 e 90 a exploração de madeira de maneira insustentável para abastecer as indústrias de laminados e compensados, associadas à falta de conhecimento sobre os processos de regeneração e crescimento das espécies, levou ao desaparecimento de muitas espécies regionais e locais, tanto das florestas de terra firme (Higuchi *et al.* 1994), quanto das florestas alagáveis (Schörgart *et al.* 2007).

A exploração de madeira ilegal foi interrompida pela ação da direção do Mamirauá na década de 1990 e, a partir de então, a produção de madeira na área focal da RDSM passou a ser manejada. Embora a produção manejada ainda seja pequena em comparação com a antiga produção de madeira ilegal, este número está crescendo e começa a envolver comunidades e produtores da área subsidiária em uma iniciativa que conta com o apoio do Governo do Estado do Amazonas (Queiroz e Peralta 2006).

Essa mudança na atividade de extrativismo madeireiro na RDSM se deu em função do estabelecimento, em 1998, do programa de manejo florestal da área, utilizando um sistema de seleção policíclico (Schörgart *et al.* 2007). Esse sistema é baseado nas restrições legais e instruções normativas do IBAMA, órgão responsável pela regulamentação de planos de manejo de florestas naturais e recursos madeireiros da Amazônia Brasileira. Segundo os mesmos autores, em

2003, as espécies mais exploradas do programa de manejo da RDS Mamirauá foram espécies com madeira de baixa densidade como *Hura creptans*, *Ficus insipida*, *Maquira coriacea* e algumas espécies de madeira de alta densidade como *Calycophyllum spruceanum*, *Piranhea trifoliata* e *Ocotea cymbarum*.

Na fase de delimitação da área de uso da comunidade para exploração madeireira, sempre que possível foram utilizados limites culturalmente definidos pelos participantes (Pires 2004). Concomitantemente, sempre são considerados os contextos ambientais, como os limites naturais das áreas de exploração (canos, igarapés, lagos etc.), a delimitação de talhões, a identificação cuidadosa das espécies madeireiras presentes ou predominantes na área e a seleção de indivíduos a serem derrubados no sistema de rodízio. Todas as informações pertinentes à exploração de cada associação são anualmente delimitadas por um plano de manejo específico, submetido ao IBAMA e ao IPAAM para obtenção das licenças necessárias para execução da exploração.

Contrariamente à atividade madeireira, a atividade agrícola é relativamente recente na área da RDSM, datando de cerca de 30 anos, tendo vindo posteriormente à pesca e ao extrativismo madeireiro, que dominavam as atividades econômicas no período anterior à criação da reserva (Peralta 2008). A agricultura que constitui a atividade mais tradicional no cotidiano dos ribeirinhos da Amazônia e na RDSM é a segunda mais importante causa da remoção da cobertura vegetal, após o extrativismo madeireiro. A atividade agrícola de maior expressão é o cultivo de mandioca para produção de farinha, elemento básico na alimentação dos comunitários.

A primeira fase do programa ocorreu de 1994-1998, com atividades de extensão, monitoramento dos sistemas e técnicas agrícolas, agroflorestais e manejo florestal, testadas em três comunidades de setores diferentes. O Programa aumentou sua área de atuação sendo atualmente realizado em 8 setores, distribuídos em 25 comunidades, atingindo 194 famílias (Peralta 2008). O tamanho médio das clareiras para a formação das roças é de 0,20 ha, promovendo, em seu conjunto, juntamente com o extrativismo madeireiro, um

importante impacto de remoção da cobertura vegetal, com a criação de inúmeras clareiras.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Local e origem das clareiras

A coleta de dados foi realizada na zona de proteção permanente da área focal da RDSM (Figura 1) em uma floresta de várzea, localizada no Setor Jarauá (Figura 2). Os dados foram coletados entre os meses de setembro de 2008 e março de 2010.

Foram selecionadas vinte clareiras resultantes de prática agrícola, dezessete clareiras de extrativismo madeireiro e dezessete parcelas do sub-bosque preservado, totalizando 54 áreas amostrais. As clareiras agrícolas foram localizadas no Setor Jarauá e as clareiras extrativistas no Setor Nova Betel da RDSM. As clareiras agrícolas, no geral, são resultantes de prática da plantação da mandioca (*Manihot* spp.) e as clareiras extrativistas são originadas da prática de extrativismo de madeira, principalmente do louro inamuí (*Ocotea cymbarum* Kunth). As práticas agrícolas cessaram a cerca de vinte anos, enquanto que as práticas extrativistas cessaram há cerca de cinco anos e, desde então, a floresta desses ambientes encontra-se em processo de regeneração, segundo as informações da população ribeirinha local.

O tamanho, a idade e o histórico de uso foram registrados a partir das informações obtidas com os comunitários dos setores Jarauá e dos profissionais do Programa de Manejo Comunitário da RDSM.

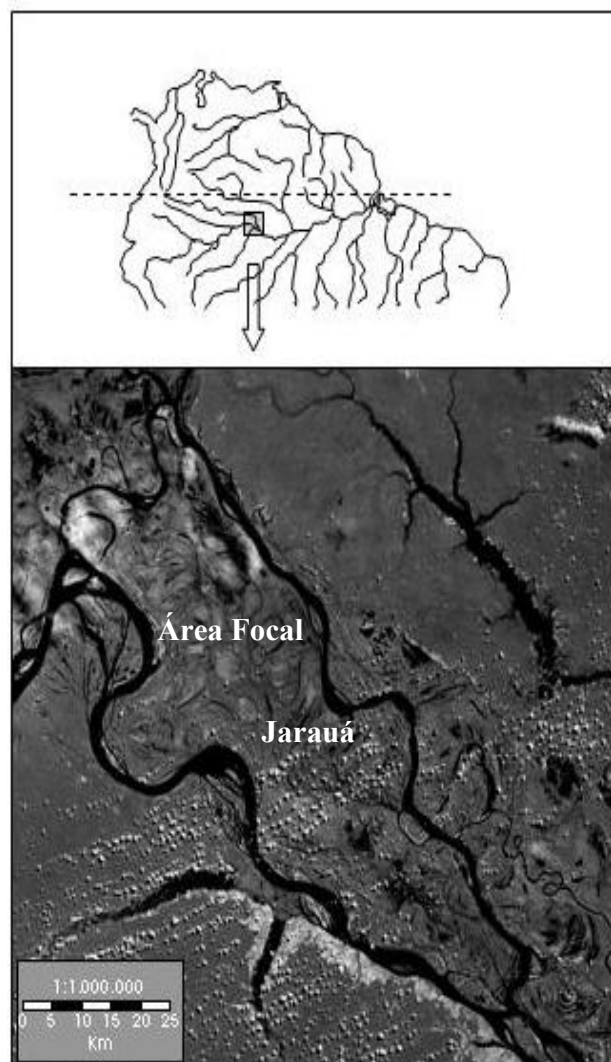


Figura 2 - Área da RDSM, Amazônia Central, com destaque para o setor Jarauá (Fonte: Landsat).

5.2 Estabelecimento das parcelas

Em cada uma das 54 amostras foi estabelecida uma parcela circular com raio de 5 metros e área de $78,54 \text{ m}^2$, conforme a metodologia de Wittmann e Junk (2003) (Figura 3). Todas as parcelas foram estabelecidas em áreas de várzea alta,

onde são centralizadas as atividades de extrativismo madeireiro e agricultura pelos moradores da RDS Mamirauá. As clareiras de sub-bosque foram também escolhidas em áreas de várzea alta da Reserva, estando todas as áreas amostrais submetidas a períodos anuais equiparáveis de inundação.

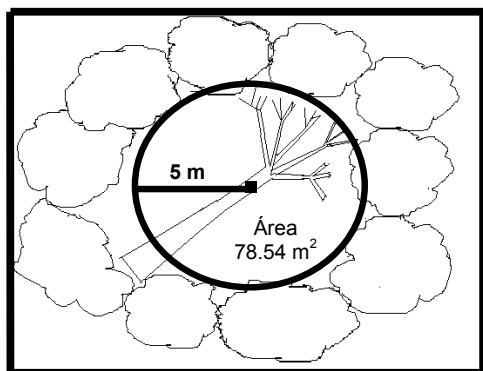


Figura 3 – Ilustração do método utilizado neste estudo para o inventário florístico das clareiras e do sub-bosque preservado.

5.3 Levantamento florístico

Para o inventário das espécies arbóreas que regeneram nas parcelas de clareiras agrícolas e extrativistas foram amostrados todos os indivíduos acima de 1m de altura e < 10 cm de DAP localizados dentro das parcelas circulares. Para cada um desses indivíduos foi determinada a altura. As plantas regenerantes foram marcadas individualmente com fitas plásticas numeradas. Para cada indivíduo com altura acima de 1m e DAP < 10 cm uma ficha de dados de campo foi preenchida, contendo informações sobre a altura, DAP (medido com paquímetro) e outros parâmetros de identificação no campo considerados importantes, como latitude, longitude e os dias que foram realizadas as coletas que permitiram a análise da composição das parcelas e a descrição de sua estrutura. O mesmo procedimento de coleta de dados da regeneração vegetal utilizado nas parcelas circulares de clareiras foi adotado nas parcelas do sub-bosque preservado.

Todos os indivíduos foram identificados ao menor nível taxonômico possível, com a ajuda de parataxonomistas e do herbário do INPA, além de manuais especializados (Ribeiro *et al.* 1999, Wittmann *et al.* 2010) e de herbários eletrônicos. Como a maioria das plantas estava estéril, as determinações foram principalmente baseadas em caracteres vegetativos, notadamente a aparência geral da planta, características morfológicas, disposição relativa das folhas, cheiro e presença de exudados.

5.4 Análise da estrutura, diversidade e similaridade

A análise da estrutura da vegetação foi feita de acordo com Mueller-Dombois e Ellenberg (1974):

- Abundância relativa (%) = número de indivíduos de uma espécie (n_i) / número total de indivíduos de todas as espécies (N) x 100;
- Dominância relativa (%) = área basal total de uma espécie (AB) / área basal de todas as espécies (ABT) x 100;
- Área basal total = área basal de todos os indivíduos de uma espécie;
- Freqüência relativa (%) = freqüência absoluta de uma espécie / soma das freqüências absolutas de todas as espécies x 100.

Foram utilizados os seguintes índices para avaliação dos parâmetros fitossociológicos:

- IVIE - (Índice de Valor de Importância de Espécie)
- Índices de diversidade (Shannon) e de similaridade (Sørensen)

Os estudos dos parâmetros fitossociológicos incluem cálculos do (IVI) Índice de Valor de Importância (Curtis e McIntosh 1951), determinações de equitabilidade florística (Índice de Shannon-Weaver), similaridade florística (Sørensen), Wittmann e Junk (2003) e índice de diversidade α de Fisher (Krebs, 1989).

O IVI de uma espécie expressa a representação dessa espécie dentro da comunidade. Seu cálculo consiste na soma da densidade, dominância e freqüência relativa da espécie. Por sua vez, densidade relativa é a razão entre o número de indivíduos de uma dada espécie e o número total de indivíduos em uma dada unidade de área; dominância relativa é a razão entre a área ocupada pela espécie e a área ocupada por todas as espécies em um hectare ou outra unidade de área, sendo geralmente expressa pelo DAP (Amaral *et al.* 2000; Matos e Amaral 1999). Já a freqüência relativa é a razão entre o número de ocorrências da espécie e o número total de ocorrências para todas as espécies. O IVI de uma família tem a mesma expressão geral, com a diferença de que os dados relativos à espécie são substituídos por aqueles relativos à família (Oliveira 1997).

A diversidade de plantas arbóreas foi ilustrada com relação ao número de espécies / área e calculada usando o Índice de Diversidade de Shannon-Wiever. Este índice assume que os indivíduos se encontram distribuídos aleatoriamente em uma população infinitamente grande e que todas as espécies estão representadas na amostra, e é definido como:

$$H' = -\sum_{i=1}^S (p_i) \ln(p_i)$$

Onde:

p_i : proporção dos indivíduos da espécie i (abundância relativa da espécie);

\ln : log base e .

A qualidade de amostragem pode ser avaliada em relação ao número de espécies, pela uniformidade ou equitabilidade E , definida pelo quociente:

$$E = \frac{H'}{\ln S}$$

Onde:

H' : Índice de Shannon-Wiever;

S : número total de espécies.

A similaridade florística entre as clareiras agrícolas, clareiras extrativistas e sub-bosque preservado foi avaliada usando o coeficiente de similaridade C_s pelo índice de (Sørensen 1948):

$$C_s = \frac{2 \cdot c}{(a+b)} = 100$$

Onde:

C_s : coeficiente de similaridade;

a : número de espécies na área a ;

b : número de espécies na área b ;

c : número de espécies que ocorrem nas áreas a e b .

$C_s = 100$ significa que os inventários florísticos são idênticos; $C_s = 0$ indica composições florísticas completamente diferentes.

5.5 Cálculos de biomassa

A biomassa (kg) foi estimada utilizando as equações de (Chave *et al.* 2005), conforme o que se segue:

$$\text{Biomassa 1} = 0,112 \times (\text{Dens} \times \text{DAP}^2 \times A)^{0,916}$$

$$\text{Biomassa 2} = 0,0509^* \times \text{Dens.} \times \text{DAP}^2 \times A$$

Onde:

A = Altura (m),

Dens = Densidade da madeira (g/cm³)

Valores da densidade da madeira foram obtidos da literatura (Worbes *et al.* 1992, Schöngart 2003, Wittmann *et al.* 2006).

5.6 Análise Estatística

As análises estatísticas foram realizadas no programa Systat 12.0 (Wilkinson 1998) e BiEstat 5.0 (Ayres *et al.* 2007). Para comparar o número de indivíduos e de espécies arbóreas entre clareiras agrícolas, clareiras de extrativismo madeireiro e sub-bosque de floresta preservada, e comparar o diâmetro e altura dos indivíduos entre as clareiras agrícolas, clareiras de extrativismo de madeira e sub-bosque preservado foram utilizadas Análise de Variância unifatorial (ANOVA) e o teste Tukey. Os resultados com $p < 0.05$ foram considerados estatisticamente significativos.

Foi feita uma regressão geométrica de DAP e altura dos tipos de vegetação (CA), (CE) e (SB). A similaridade entre os habitats foi calculada pelo índice de Sørensen (S), segundo a fórmula:

$$S = 2a / (2a + b + c)$$

onde:

a = número de espécies comuns em ambos habitats,

b = número de espécies restritas a um dos habitats e c = número de espécies restritas ao outro habitat.

Este índice pode variar de 0, quando não há nenhuma coincidência entre as áreas amostradas, até 1, quando a coincidência é total.

6. RESULTADOS

6.1 Composição florística das clareiras

Foram inventariados 1976 indivíduos pertencentes a 42 famílias e 177 espécies (Tabela 1), sendo 436 indivíduos em clareiras agrícolas (1570,80 m²), 885 indivíduos em clareiras extrativistas (1335,18 m²) e 655 indivíduos no sub-bosque (1335,18 m²).

Um total de 436 indivíduos com DAP \geq 10 cm pertencentes a 24 famílias, 47 gêneros e 48 espécies foi registrado nas clareiras agrícolas (Figura 4).

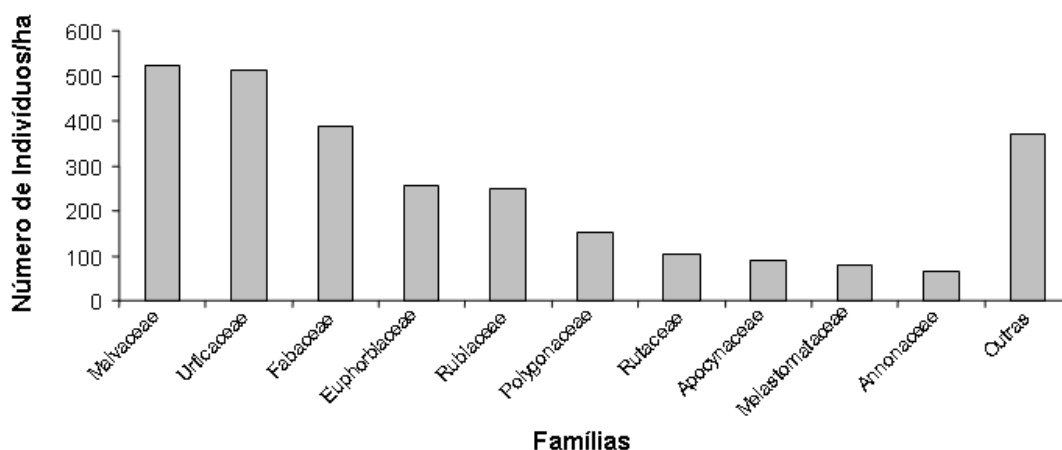


Figura 4 - Distribuição das plantas regenerantes (\geq 1m de altura e $<$ 10 cm DAP) quanto as famílias botânicas nas clareiras agrícolas da RDSM, Amazônia Central.

Nas clareiras extrativistas um total de 885 indivíduos com DAP \geq 10 cm pertencentes a 31 famílias, 69 gêneros e 104 espécies foi determinado (Figura 5).

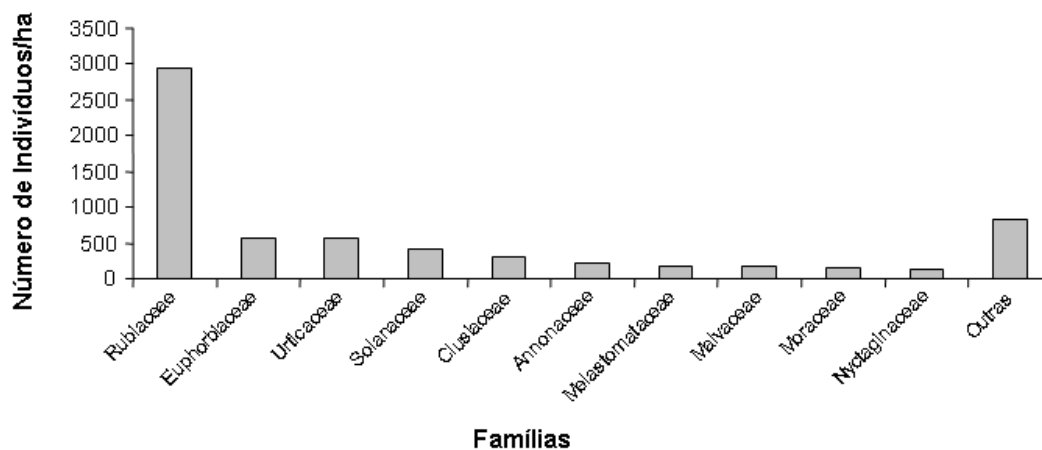


Figura 5 - Distribuição das plantas regenerantes (\geq 1m de altura e $<$ 10 cm DAP) quanto as famílias botânicas nas clareiras extrativistas da RDSM, Amazônia Central.

Finalmente, no sub-bosque das florestas nativas um total de 655 indivíduos com DAP ≥ 10 cm pertencentes a 33 famílias, 63 gêneros e 85 espécies foi registrado (Figura 6).

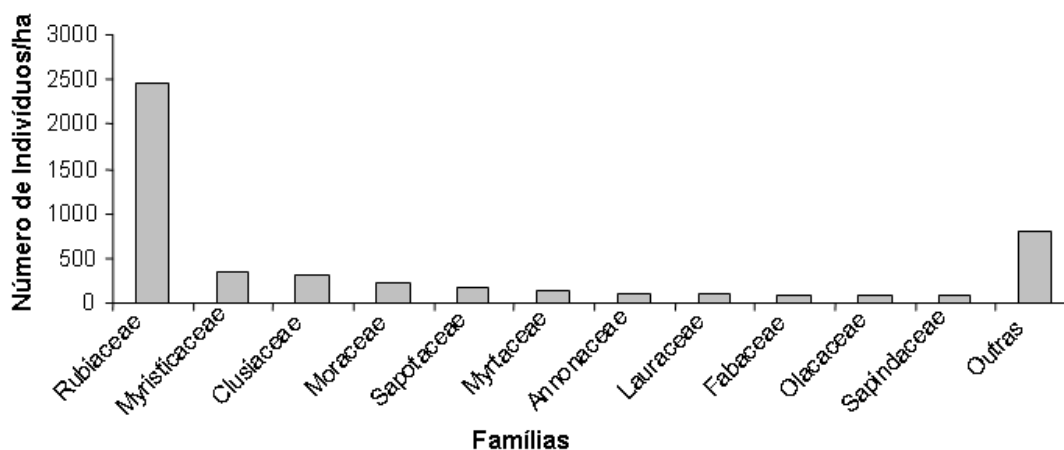


Figura 6- Distribuição das plantas (≥ 1 m de altura e < 10 cm DAP) quanto as famílias botânicas no sub-bosque preservado da RDSM, Amazônia Central.

Nas clareiras agrícolas as famílias botânicas que apresentaram o maior número de indivíduos foram: Malvaceae (82 indivíduos), seguido por Urticaceae (80 indivíduos). As famílias que apresentaram maior número de espécies foram: Malvaceae (6 espécies), Fabaceae e Rubiaceae (cada família com 5 espécies).

Nas clareiras extrativistas a família botânica Rubiaceae apresentou o maior número de indivíduos (392), seguido por Euphorbiaceae (76 indivíduos). As famílias que apresentaram maior número de espécies foram: Rubiaceae (14 espécies), Euphorbiaceae e Lauraceae (cada família com 9 espécies).

No sub-bosque preservado a família botânica que apresentou o maior número de indivíduos foi a Rubiaceae (329), seguido por Myristicaceae (46). As famílias botânicas que apresentaram o maior número de espécies foram: Rubiaceae (9 espécies), Annonaceae (7 espécies) e Sapotaceae (6 espécies).

Foram observadas diferenças significativas no número de indivíduos/ha entre as clareiras agrícolas, clareiras extrativistas e o sub-bosque preservado (ANOVA:

$p < 0,001$; $F = 9,185$; $GL = 2, 51$). O número de indivíduos/ha foi maior nas CE, diferindo estatisticamente da CA. No entanto, esta variável não apresentou diferenças significativas entre os tipos de vegetação regenerante CA e SB, CE e SB (Figura 7).

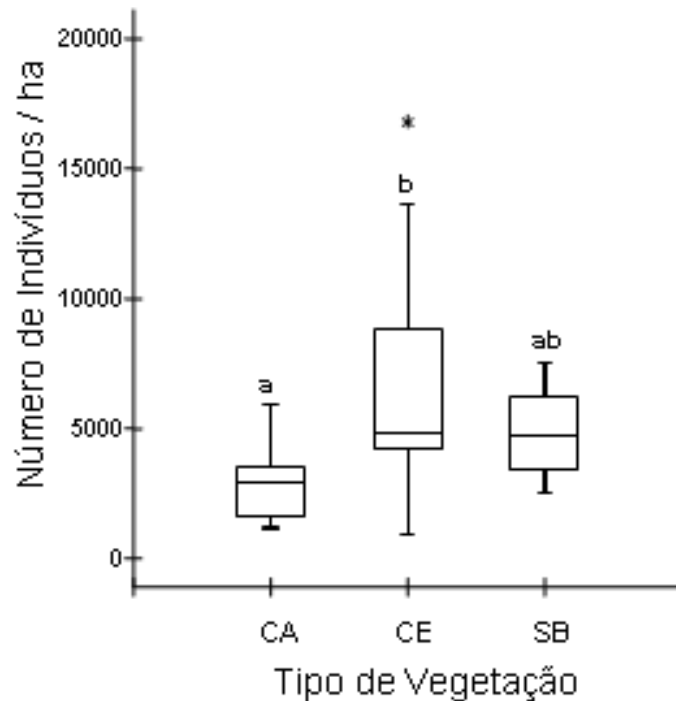


Figura 7 - Número de indivíduos/ha nas clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) e sub-bosque preservado (SB) da RDSM, Amazônia Central.

Em relação ao número de espécies (riqueza), também foi observada diferença significativa entre os tipos de vegetação (ANOVA: $p < 0,05$; $F = 3,953$; $GL = 2, 51$). Os tipos de vegetação CA e CE, CE e SB não diferiram significativamente quanto à riqueza de espécies. Já o número de espécies entre CA e SB diferiu significativamente (Figura 8).

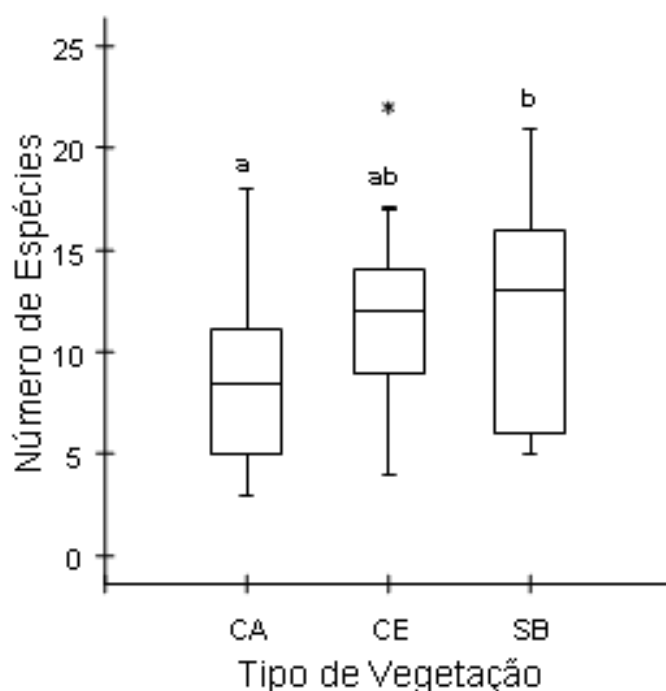


Figura 8 - Número de espécies (riqueza) nas clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) e sub-bosque preservado (SB) da RDSM, Amazônia Central.

6.2 Diversidade e similaridade das espécies nas clareiras

Neste estudo foram observadas 20 espécies exclusivas de clareiras agrícolas, 68 espécies exclusivas de clareiras extrativistas e 32 exclusivas no sub-bosque preservado. Além disso, foram encontradas espécies comuns entre as clareiras agrícolas e clareiras extrativistas (3 espécies), clareiras agrícolas e sub-bosque (21 spp.), clareiras extrativistas e sub-bosque (28 espécies) e entre clareiras agrícolas, extrativistas e sub-bosque (4) (Tabela 1).

Tabela 1- Famílias botânicas e espécies amostradas nas clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) e sub-bosque preservado (SB) na RDSM, Amazônia Central.

FAMÍLIA	GÊNERO ESPÉCIE	TIPO
Achariaceae	<i>Carpotroche criapidentata</i> Ducke	SB
Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i> L.	CA
Annonaceae	<i>Anaxagorea manausensis</i> Timmerman	SB
	<i>Annona impressivenia</i> Saff. ex R.E. Fr.	CA

	<i>Annona tenuipes</i> R.E. Fr.	CE, SB
	<i>Duguetia stelechantha</i> (Diels) R.E. Fr.	CA, SB
	<i>Gutteria decurrens</i> R.E. Fr.	CE
	<i>Gutteria guianensis</i> (Aubl.) R.E. Fr.	CE
	<i>Gutteria subsessilis</i> Mart.	CA, SB
	<i>Unonopsis gutterioides</i> R.E. Fr.	CE, SB
	<i>Xylopia nitida</i> Dunal	CE, SB
	<i>Xylopia parviflora</i> Spruce	CA, CE, SB
Apocynaceae	<i>Ambelania duckei</i> Markgr.	CE
	<i>Aspidosperma nitida</i> Woodson	CA, SB
	<i>Himatanthus bracteatus</i> (A. DC.) Woodson	CE
	<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll. Arg.) Woodson	CA, SB
	<i>Lacmellea arborescens</i> (Müll. Arg.) Markgr.	CE
	<i>Tabernaemontana</i> sp.	CE
Arecaceae	<i>Bactris</i> sp.	SB
Bignoniaceae	<i>Tabebuia barbata</i> (E. Mey.) Sandwith	CE
	<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	CE
	<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl) G. Nicholson	CA, SB
Boraginaceae	<i>Cordia nodosa</i> Lam.	SB
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	CA, SB
Celastraceae	<i>Maytenus</i> sp.	SB
Chrysobalanaceae	<i>Couepia bracteosa</i> Benth.	CE
	<i>Couepia guianenses</i> Aubl.	CE
	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	SB
	<i>Licania prismatocarpa</i> Spruce ex Hook. f.	SB
	<i>Parinari excelsa</i> Sabine	SB
Clusiaceae	<i>Tovomita amazonica</i> Poepp. & Endl. ex Walp.	SB
	<i>Tovomita schomburgkii</i> Planch. & Triana	CE, SB
Connaraceae	<i>Connarus erianthus</i> Benth. ex Baker	CE
Ebenaceae	<i>Diospyros cavalcantei</i> Sothers	CE
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea floribunda</i> Spruce ex Benth.	SB
	<i>Sloanea nitida</i> G. Don	CE, SB
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum citrifolium</i> A. St.-Hil.	SB
Euphorbiaceae	<i>Adenophaedra grandifolia</i> (Klotzsch) Müll. Arg.	CE
	<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	CE, SB
	<i>Aparisthium cordatum</i> Baill.	CE
	<i>Conceveiba guianensis</i> Aubl.	CE
	<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg.	CE
	<i>Hura crepitans</i> L.	CA
	<i>Mabea speciosa</i> Müll. Arg.	CE, SB
	<i>Mabea subsessilis</i> Pax & K. Hoffm.	CE
	<i>Mabea uleana</i> Pax & K. Hoffm.	CE, SB
	<i>Sapium angulatum</i> Klotzsch ex Pax	CA
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	CE
	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	SB
Fabaceae	<i>Abarema floribunda</i> (Spruce ex Benth.) Barneby & J.W. Grimes	CE
	<i>Aldina heterophylla</i> Spruce ex Benth.	CE
	<i>Hydrochorea corymbosa</i> (Rich.) Barneby & J.W. Grimes	CA
	<i>Inga acreana</i> Harms	CA, SB
	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	CE
	<i>Inga longifolia</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	SB

	<i>Inga obidensis</i> Ducke	CE
	<i>Inga paraensis</i> Ducke	CE, SB
	<i>Inga stipularis</i> DC.	CE
	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	CA, SB
	<i>Sclerobium albiflorum</i> Benoist	CA
	<i>Sclerobium guianense</i> Benth.	CA
	<i>Senna reticulata</i> (Willd.) H.S. Irwin & Barneby	CA
	<i>Vatairea guianensis</i> Aubl.	SB
Hypericaceae	<i>Vismia sandwithii</i> Ewan	CA
Lamiaceae	<i>Vitex triflora</i> Vahl	CE
Lauraceae	<i>Endlicheria bracteata</i> Mez	CE, SB
	<i>Endlicheria sericea</i> Nees	CE, SB
	<i>Nectandra cuspidata</i> Nees & Mart.	CE
	<i>Ocotea argyrophylla</i> Ducke	CE, SB
	<i>Ocotea cinerea</i> van der Werff	CE
	<i>Ocotea cujumary</i> Mart.	CE
	<i>Ocotea cymbarum</i> Kunth	CA, SB
	<i>Ocotea percurrens</i> Vicent.	CE, SB
	<i>Ocotea subterminalis</i> van der Werff	CE
	<i>Paraia bracteata</i> Rohwer, H.G. Richt. & van der Werff	CE
Lecythidaceae	<i>Couroupita subsessilis</i> Pilg.	CA
	<i>Eschweilera albiflora</i> (DC.) Miers	SB
	<i>Gustavia augusta</i> L.	CA, SB
Malvaceae	<i>Apeiba echinata</i> Gaertn.	CA
	<i>Apeiba glabra</i> Aubl.	SB
	<i>Bombacopsis macrocalyx</i> (Ducke) A. Robyns	SB
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	CA
	<i>Herrania albiflora</i> Goudot	CA, SB
	<i>Luehea cymulosa</i> Spruce ex Benth.	CE
	<i>Luehea</i> sp.	CE
	<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart. & Zucc.) Dugand	CA, CE
	<i>Sterculia apetala</i> (Jacq.) H. Karst.	CA, SB
	<i>Theobroma cacao</i> L.	CA, SB
Melastomataceae	<i>Maieta guianensis</i> Aubl.	CE
	<i>Maieta poeppigii</i> Mart. ex Cogn.	CE
	<i>Miconia acuminata</i> (Steud.) Naudin	CA
	<i>Mouriri</i> sp.	CE
	<i>Tococa bullifera</i> Mart. & Schrank ex DC.	CA, CE, SB
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	CA
	<i>Guarea convergens</i> T.D. Penn.	SB
	<i>Trichilia micrantha</i> Benth.	SB
	<i>Trichilia schomburgkii</i> C. DC.	CE
Moraceae	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	CA
	<i>Ficus maxima</i> Mill.	CA
	<i>Helicostylis scabra</i> (J.F. Macbr.) C.C. Berg	CE, SB
	<i>Naucleopsis guianensis</i> (Mildbr.) C.C. Berg	CA, SB
	<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J.F. Macbr.	CE
	<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	CE
Myristicaceae	<i>Iryanthera coriacea</i> Ducke	CE, SB
	<i>Iryanthera ulei</i> Warb.	CE
	<i>Virola calophylla</i> (Spruce) Warb.	SB

	<i>Virola mollissima</i> (Poepp. ex A. DC.) Warb.	CE
	<i>Virola surinamensis</i> (Rol. ex Rottb.) Warb.	CA, SB
Myrtaceae	<i>Calyptranthes cuspidata</i> DC.	CE, SB
	<i>Eugenia dentata</i> (O. Berg) Mattos	CE
	<i>Eugenia patrisii</i> Vahl	CE, SB
	<i>Eugenia ramiflora</i> Desv. ex Ham.	CE
	<i>Eugenia</i> sp.	CE, SB
	<i>Myrcia bracteata</i> (Rich.) DC.	SB
	<i>Myrcia grandis</i> McVaugh	SB
	<i>Myrcia silvatica</i> Barb. Rodr.	CE
Nyctaginaceae	<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	CE
	<i>Neea madeirana</i> Standl.	CA, CE, SB
	<i>Neea oppositifolia</i> Ruiz & Pav.	CE
Ochnaceae	<i>Quiina negrensis</i> A.C. Sm.	CE
	<i>Quiina</i> sp.	SB
Olacaceae	<i>Heisteria acuminata</i> (Humb. & Bonpl.) Engl.	CE, SB
	<i>Heisteria duckei</i> Sleumer	SB
Pentaphylacaceae	<i>Ternstroemia dentata</i> (Aubl.) Sw.	CE
Polygonaceae	<i>Triplaris americana</i> L.	CA
	<i>Triplaris gardneriana</i> Wedd.	CE
Primulaceae	<i>Cybianthus albiflorus</i> (A.C. Sm.) G. Agostini	CA, SB
	<i>Cybianthus guyanensis</i> (A. DC.) Miq.	CE
	<i>Cybianthus</i> sp.	CE
Putranjivaceae	<i>Drypetes variabilis</i> Uittien	CE, SB
Rubiaceae	<i>Alibertia hispida</i> Ducke	CA, SB
	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	CE
	<i>Calycophyllum spruceanum</i> (Benth.) Hook. f. ex K. Schum.	CA
	<i>Chimarrhis barbata</i> (Ducke) Bremek.	CE
	<i>Duroia gransabanensis</i> Steyerm.	CE, SB
	<i>Faramea capillipes</i> Müll. Arg.	CE
	<i>Faramea torquata</i> Müll. Arg.	CA, SB
	<i>Ferdinandusa hirsuta</i> Standl.	CE
	<i>Ixora intensa</i> K. Krause	SB
	<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	CE
	<i>Posoqueria</i> sp.	SB
	<i>Psychotria barbata</i> Poir.	CE, SB
	<i>Psychotria barbiflora</i> DC.	CE, SB
	<i>Psychotria brachybotrya</i> Müll. Arg.	CA, CE, SB
	<i>Psychotria deinocalyx</i> Sandwith	CE
	<i>Psychotria guianensis</i> (Aubl.) Raeusch.	CE
	<i>Psychotria longifolia</i> (Kunth) Spreng.	CE
	<i>Psychotria mapourioides</i> DC.	CE
	<i>Psychotria schomburgkii</i> Benth.	SB
	<i>Randia arborea</i> Elmer	CA
	<i>Warszewiczia schwackei</i> K. Schum.	CE
Rutaceae	<i>Hortia longifolia</i> Benth. ex Engl.	SB
	<i>Zanthoxylum aculeatum</i> Macfad.	CA, SB
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	CE
Salicaceae	<i>Casearia angustifolia</i> A.C. Sm.	CA
	<i>Casearia javitensis</i> Kunth	CE
	<i>Casearia mariquitensis</i> Kunth	CE

	<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	CE
Sapindaceae	<i>Cupania scrobiculata</i> Rich.	CA, CE
	<i>Talisia guianensis</i> Aubl.	CA, SB
Sapotaceae	<i>Micropholis cylindrocarpa</i> (Poepp. & Endl.) Pierre	CE, SB
	<i>Micropholis mensalis</i> (Baehni) Aubrév.	SB
	<i>Micropholis splendens</i> Gilly ex Aubrév.	SB
	<i>Pouteria cuspidata</i> (A. DC.) Baehni	CE, SB
	<i>Pouteria elegans</i> (A. DC.) Baehni	SB
	<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	CE, SB
Solanaceae	<i>Athenaea picta</i> (Mart.) Sendtn.	CE, SB
	<i>Brunfelsia martiana</i> Plowman	CE
	<i>Solanum floribundum</i> Sendtn.	CA, SB
	<i>Solanum leucocarpon</i> Dunal	CE, SB
	<i>Solanum rugosum</i> Dunal	CE
Urticaceae	<i>Cecropia distachya</i> Huber	CE
	<i>Cecropia latiloba</i> Miq.	CA, CE
	<i>Cecropia purpurascens</i> C.C. Berg	CE
	<i>Pourouma cecropiifolia</i> Mart.	CE
	<i>Pourouma myrmecophila</i> Ducke	CE
Violaceae	<i>Leonia glycyarpa</i> Ruiz & Pav.	SB

Em relação ao índice de diversidade Shannon-Weaver (H') nas clareiras agrícolas a média foi 1,682, com os valores mínimo e máximo, respectivamente, de 0,589 e 2,451. Nas clareiras extrativistas a média do índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') foi 1,895, com o índice mínimo de 0,898 e máximo de 3,055. Já o sub-bosque preservado a média foi 1,833 com valor mínimo de 0,408 e máximo de 2,828.

Quanto ao índice de diversidade Fisher-alpha nas clareiras agrícolas a média foi 5,97 e os valores mínimo e máximo foram respectivamente de 0,85 e 13,38. A média do índice de diversidade Fisher-alpha nas clareiras extrativistas foi 6,90, com o valor mínimo de 2,07 e máximo de 18,86. No sub-bosque preservado a média foi 8,08 com valor mínimo e máximo respectivamente de 1,31 e 16,51.

Nas clareiras agrícolas a espécie registrada com o maior índice de valor de importância (IVI) foi a pioneira *Cecropia latiloba* (Urticaceae). Nas clareiras extrativistas assim como no sub-bosque preservado a espécie arbustiva *Psychotria barbiflora* (Rubiaceae) apresentou o maior IVI (Tabela 2).

A relação de similaridade de Sørensen (S) entre as clareiras agrícolas, clareiras extrativistas, e sub-bosque preservado foi, CA e SB (44%) seguida de CE

e SB (35%). Já os tipos de vegetação CA e CE apresentaram uma baixa similaridade (3%).

Nas clareiras agrícolas as 15 espécies mais importantes somadas apresentaram 230% de IVI (Tabela 2).

Tabela 2- Frequência relativa (Fr), densidade relativa (Dr), dominância relativa (Dor) e Índice de Valor de Importância (IVI) das espécies regenerantes amostradas nas clareiras agrícolas da RDSM, Amazônia Central.

Espécies	Fr	Dr	Dor	IVI
<i>Cecropia latiloba</i> Miq.	9.64	18.35	36.32	64.31
<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart. & Zucc.) Dugand	7.23	10.55	7.04	24.82
<i>Sapium angulatum</i> Klotzsch ex Pax	4.82	7.57	9.14	21.53
<i>Triplaris americana</i> L.	5.42	5.50	9.21	20.14
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	3.61	6.65	5.74	16.01
<i>Sclerolobium guianense</i> Benth.	4.22	3.44	5.60	13.26
<i>Inga acreana</i> Harms.	4.22	5.50	2.26	11.98
<i>Zanthoxylum aculeatum</i> Macfad.	3.61	3.67	2.72	10.00
<i>Senna reticulata</i> (Willd.) H.S. Irwin & Barneby	2.41	2.98	3.38	8.77
<i>Alibertia hispida</i> Ducke	2.41	5.28	1.03	8.72
<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll. Arg.) Woodson	2.41	2.98	1.59	6.99
<i>Sclerolobium albiflorum</i> Benoist	2.41	1.38	3.13	6.91
<i>Psychotria brachybotrya</i> Müll. Arg.	3.61	2.52	0.11	6.25
<i>Cedrela odorata</i> L.	1.81	1.61	2.14	5.55
<i>Hura crepitans</i> L.	3.01	1.61	0.91	5.53
Σ 1-15	60.84	79.59	90.33	230.76
Σ 16- 48	39.15	20.41	9.61	69.23
	100	100	100	300

Nas clareiras extrativistas as 15 espécies mais importantes somadas apresentaram 149% de IVI (Tabela 3).

Tabela 3- Frequência relativa (Fr), densidade relativa (Dr), dominância relativa (Dor) e Índice de Valor de Importância (IVI) das espécies regenerantes amostradas nas clareiras extrativistas da RDSM, Amazônia Central.

Espécies	Fr	Dr	Dor	IVI
<i>Psychotria barbiflora</i> Müll. Arg.	4.21	14.89	7.03	26.13
<i>Cecropia latiloba</i> Miq.	2.34	3.11	15.3	20.77
<i>Tovomita schomburgkii</i> Planch. & Triana	3.74	5.07	5.61	14.42
<i>Aparisthium cordatum</i> Baill.	3.74	2.62	6.45	12.80
<i>Drypetes variabilis</i> Uittien	3.27	1.80	5.60	10.67
<i>Neea madeirana</i> Standl.	3.27	1.47	4.39	9.13
<i>Solanum leucocarpon</i> Dunal	1.40	5.24	1.49	8.13
<i>Psychotria brachybotrya</i> DC.	0.47	4.26	2.22	6.95
<i>Psychotria mapourioides</i> DC.	1.87	3.60	1.05	6.52

<i>Chimarrhis barbata</i> (Ducke) Bremek.	0.47	3.76	2.15	6.38
<i>Tabebuia roseoalba</i> (E. Mey.) Sandwith	1.40	0.82	3.97	6.19
<i>Cecropia purpurascens</i> C.C. Berg	1.87	1.80	2.26	5.93
<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	1.40	2.78	1.36	5.55
<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart. & Zucc.) Dugand	2.34	1.64	1.36	5.34
<i>Annona tenuipes</i> R.E. Fr.	1.87	0.65	2.26	4.78
Σ 1-15	33.64	1.96	62.53	149.69
Σ 16-104	66.36	55.48	37.47	150.31
	100	100	100	300

No sub-bosque preservado as 15 espécies mais importantes somadas apresentaram 173% de IVI (Tabela 4).

Tabela 4- Freqüência relativa (Fr), densidade relativa (Dr), dominância relativa (Dor) e Índice de Valor de Importância (IVI) das espécies amostradas no sub-bosque preservado da RDSM, Amazônia Central.

Espécies	Fr	Dr	Dor	IVI
<i>Psychotria barbiflora</i> DC.	2.40	28.55	8.71	39.67
<i>Posoqueria</i> sp.	4.33	6.56	5.80	16.70
<i>Psychotria brachybotrya</i> Müll. Arg.	4.81	6.11	2.68	13.60
<i>Virola surinamensis</i> (Rol. ex Rottb.) Warb.	3.37	5.80	3.77	12.94
<i>Faramea torquata</i> Müll. Arg.	3.37	5.19	3.75	12.31
<i>Ocotea cymbarum</i> Kunth	2.40	1.53	7.15	11.08
<i>Naucleopsis guianensis</i> (Mildbr.) C.C. Berg	3.37	2.75	3.39	9.51
<i>Tovomitia schomburgkii</i> Planch. & Triana	1.44	5.95	1.41	8.81
<i>Micropholis cylindrocarpa</i> (Poepp. & Endl.) Pierre	2.40	1.98	4.19	8.58
<i>Neea madeirana</i> Standl.	2.88	1.53	4.07	8.48
<i>Talisia guianensis</i> Aubl.	2.88	1.68	2.73	7.29
<i>Ingá acreana</i> Harms	1.44	1.07	4.71	7.22
<i>Heisteria duckei</i> Sleumer	2.40	1.68	1.94	6.02
<i>Drypetes variabilis</i> Uittien	1.92	1.37	2.60	5.90
<i>Psychotria barbata</i> Poir.	0.96	2.29	2.28	5.53
Σ 1-15	40.38	74.0	59.2	173.62
Σ 16- 85	59.61	25.95	40.8	126.37
	100	100	100	300

Neste estudo não foi observada a relação entre o número de espécies e a área das clareiras agrícolas ($r^2 = 0,0385$; $p > 0,05$) e para as clareiras extrativistas ($r^2 = 0,003$; $p > 0,05$).

6.3. Tamanhos das clareiras, números de indivíduos e espécies das parcelas CA e CE

Foi observado que a relação entre o tamanho da área e número de indivíduos nas clareiras agrícolas não foi significativa ($r^2 = 0.04$) (Figura 9).

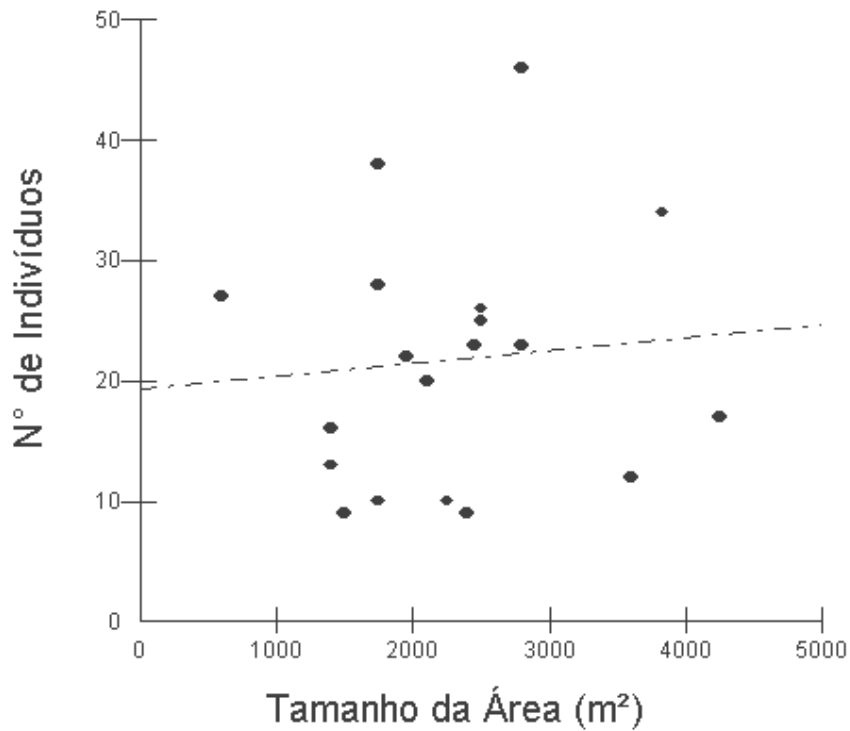


Figura 9 - Relação entre o tamanho da clareira e o número de indivíduos nas clareiras agrícolas (CA) da RDSM, Amazônia Central.

A relação entre o tamanho da área e número de espécies (riqueza) nas clareiras agrícolas tampouco foi significativa ($r^2 = 0.01$) (Figura 10).

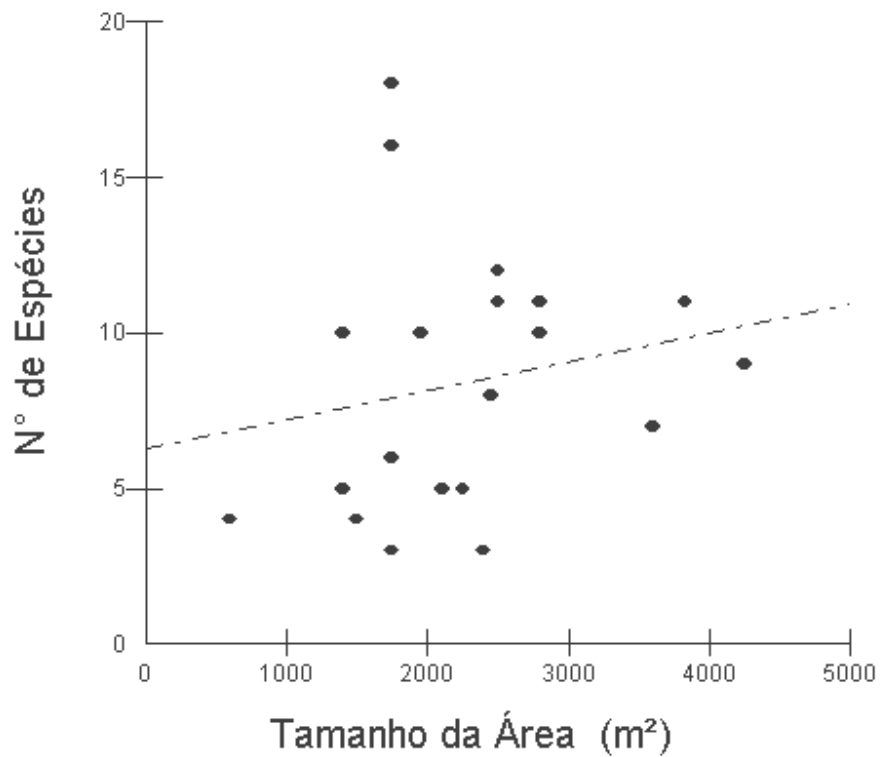


Figura 10 - Relação entre o tamanho da clareira e o número de espécies nas clareiras agrícolas (CA) da RDSM, Amazônia Central.

A relação entre o tamanho da área o número de indivíduos e de espécies nas clareiras extrativista não foi significativo (r^2 de 0.006 e 0.06) respectivamente (Figuras 11 e 12).

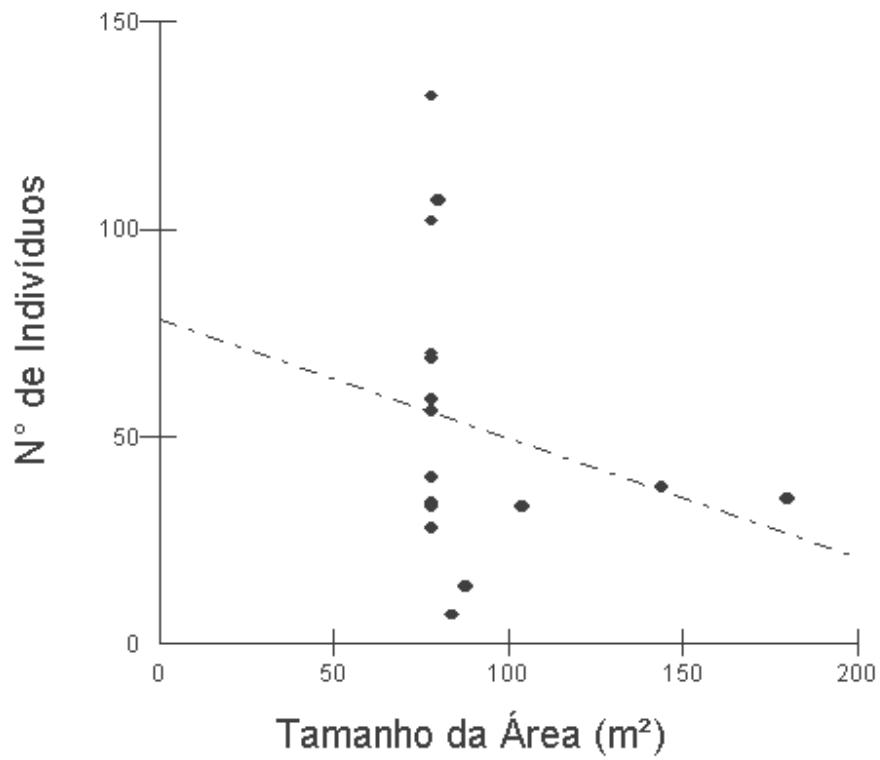


Figura 11 - Relação entre o tamanho da clareira e o número de indivíduos nas clareiras agrícolas (CE) da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (RDSM), Amazônia Central.

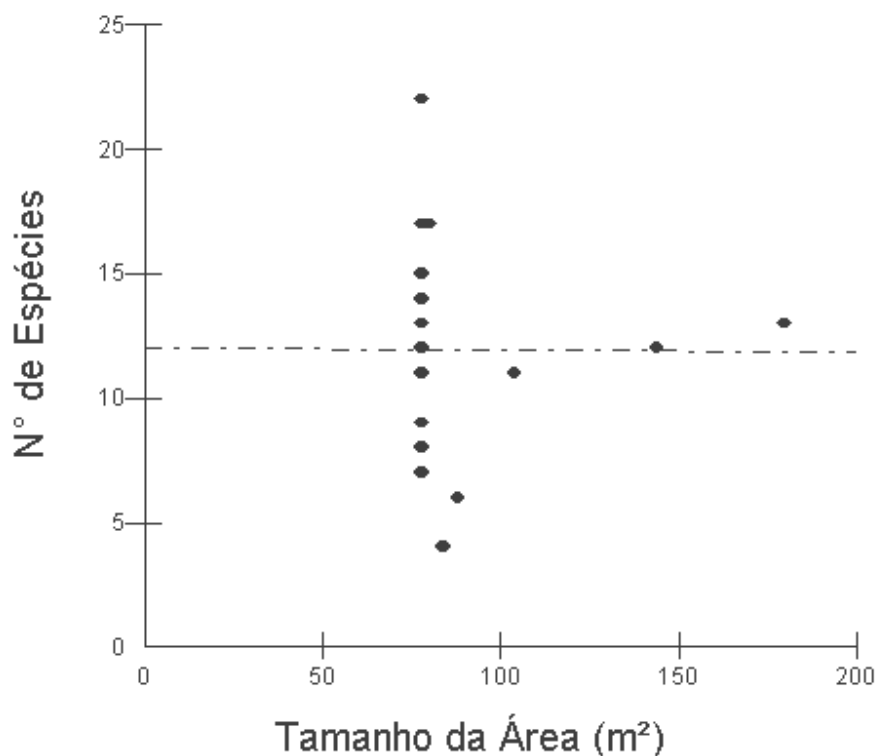


Figura 12 - Relação entre o tamanho da clareira e o número de espécies nas clareiras agrícolas (CE) da RDSM, Amazônia Central.

6.4 Estrutura da regeneração nas clareiras

Os indivíduos regenerantes em CA apresentaram em média 3,01 cm (\pm 2,21 cm) de DAP, com área basal média de 10,98 cm² (\pm 15,69 cm²) totalizando 10,98 cm². A altura média dos indivíduos foi 3,57 m (\pm 1,93 m).

Os indivíduos regenerantes em CE apresentaram em média 1,39 cm (\pm 1,28 cm) de DAP, com área basal média de 2,82 cm² (\pm 6,95 cm²) totalizando 2496,59 cm². A altura média dos indivíduos foi de 2,11m (\pm 1,23m).

Os indivíduos em SB apresentaram em média 2,16 cm (\pm 1,80 cm) de DAP, com área basal média de 6,23 cm² (\pm 11,13 cm²) totalizando 4087,09 cm². A altura média dos indivíduos foi 3,05 m (\pm 1,98m).

Em CA o maior diâmetro a altura do peito registrado foi 9,9 cm *Sclerolobium albiflorum* Benoist (Fabaceae). Outras espécies representadas por altos valores de

DAP foram *Cecropia latiloba* Miq. (9,8 cm) (Urticaeae) e *Pseudobombax munguba* (Mart. & Zucc.) Dugand (Malvaceae) (9,6 cm).

Nas clareiras extrativistas o maior diâmetro a altura do peito registrado foi 8,8 cm para *Cecropia latiloba* Miq. (Urticaeae). Outras espécies representadas por altos valores de DAP foram *Aparisthium cordatum* Baill. (Euphorbiaceae) com 8,1 cm e *Drypetes variabilis* Uittien (Putranjivaceae) com 7,9 cm. Nas parcelas do sub-bosque preservado o maior diâmetro a altura do peito registrado foi 10,0 cm *Pterocarpus rohrii* Vahl (Fabaceae). Outras espécies representadas por altos valores de DAP foram: *Anaxagorea manausensis* Timmerman (Annonaceae) com 9,8 cm e *Ocotea cymbarum* Kunth (Lauraceae) com 9,6 cm.

Em relação DAP médio nas CA, CE e sub-bosque preservado (ANOVA: $p < 0,0001$; $F = 14,281$; $GL = 2, 51$). Houve diferença significativa no DAP entre tipos de vegetação regenerante CA e CE, CA e SB e, entre os tipos CE e SB não ocorreu diferença significativa (Figura 13).

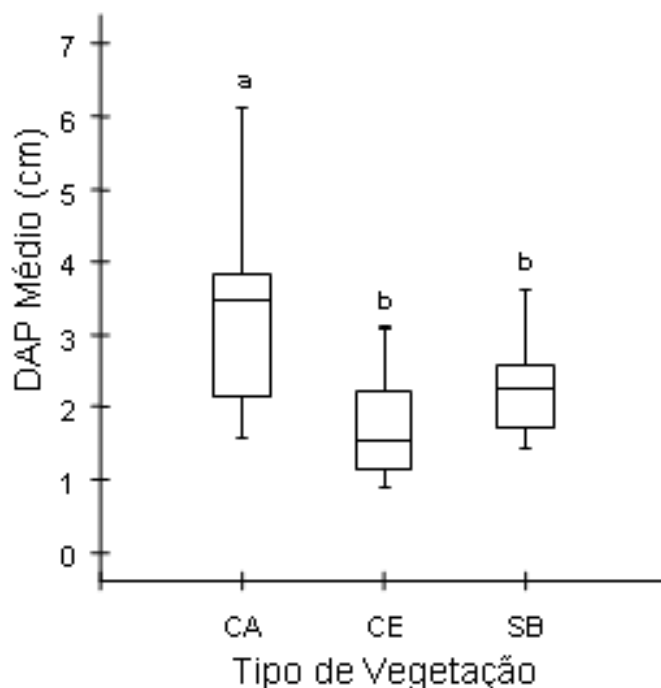


Figura 13 - Diâmetro a altura do peito (DAP) médio das clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) e sub-bosque preservado (SB) na RDSM, Amazônia Central.

Foram observadas diferenças significativas em relação à área basal média nas clareiras agrícolas, clareiras extrativistas e sub-bosque preservado (ANOVA: $p < 0,0005$; $F = 11,241$; $GL = 2, 51$). Os tipos de vegetação CA e CE, CA e SB diferiram significativamente em relação à área basal média. Os tipos de vegetação CE e SB não apresentaram diferença significativa (Figura 14).

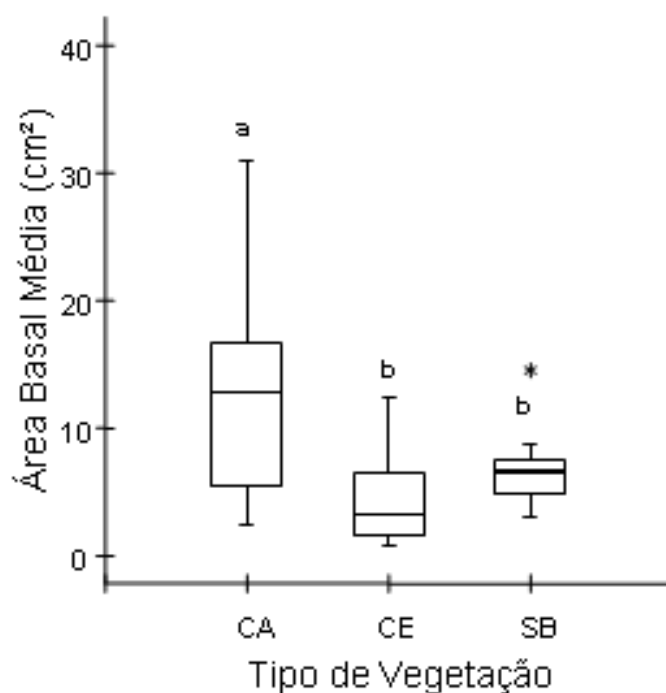


Figura 14 - Área basal média das clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) e sub-bosque preservado (SB) na RDSM, Amazônia Central.

Em relação à soma da área basal/ha nas CA, CE e sub-bosque preservado (ANOVA: $p < 0,05$; $F = 3,175$; $GL = 2, 51$). Não houve diferença significativa na soma da área basal entre tipos de vegetação regenerante CA, CE e SB (Figura 15).

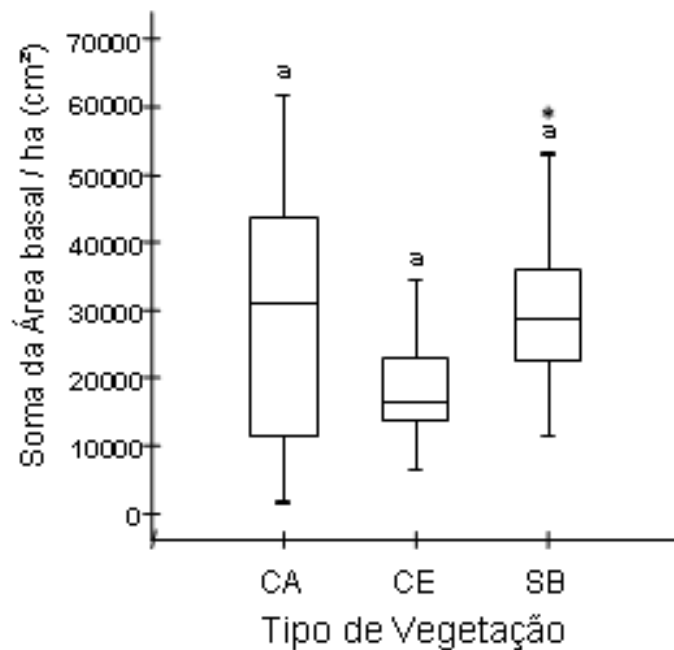
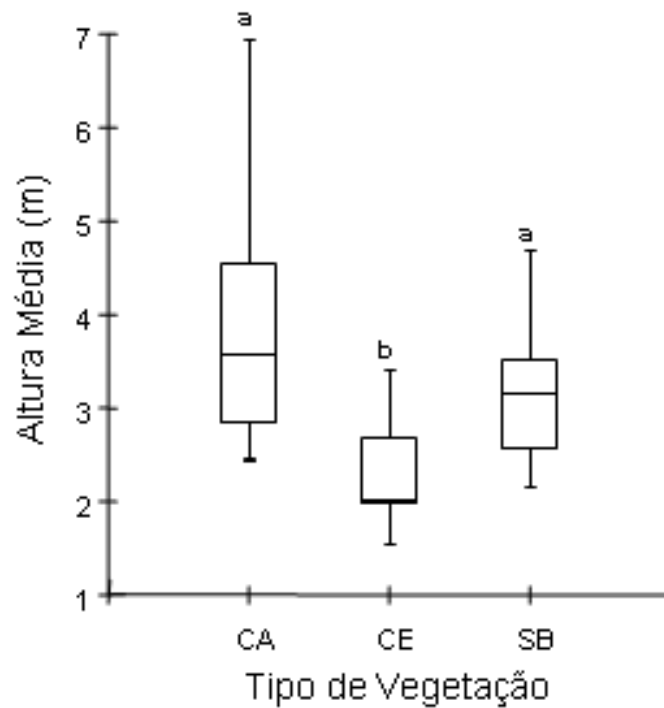


Figura 15 - Soma da área basal/ha das clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) (e sub-bosque preservado SB) na RDSM, Amazônia Central.

Em relação à altura média, também se observou diferença significativa entre os tipos de vegetação (ANOVA: $p < 0,0001$; $F = 13,561$; $GL = 2, 51$). Os tipos de vegetação CA e CE, CE e SB apresentaram diferenças significativas. Já a altura média entre CA e SB não ocorreu diferença significativa (Figura 16).



.Figura 16 - Altura média das clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) e sub-bosque preservado (SB) na RDSM, Amazônia Central.

Neste estudo foi observada forte tendência de decréscimo no número de indivíduos nas classes mais elevadas de DAP para as clareiras agrícolas, extrativistas e sub-bosque preservado (Figura 17).

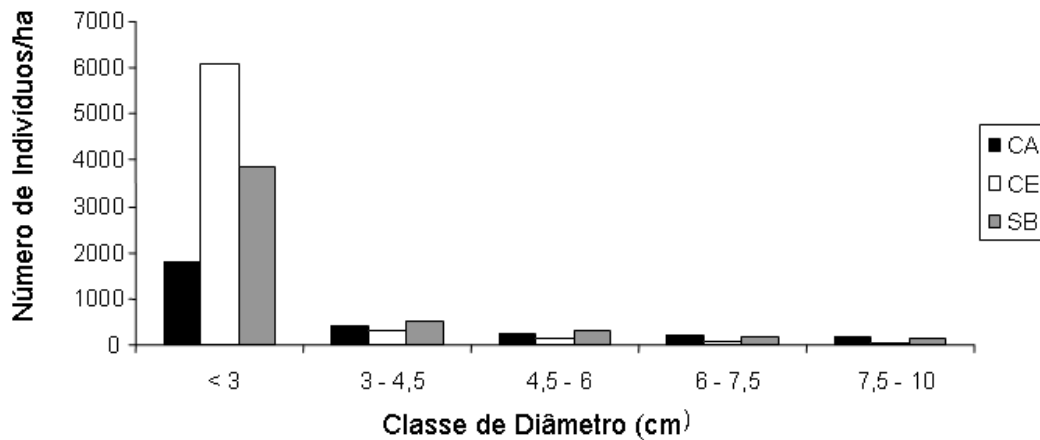


Figura 17 – Distribuição de indivíduos por classe de diâmetro (cm) em clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) e sub-bosque preservado da RDSM, Amazônia Central.

Foi observado neste estudo que a relação entre o DAP e a altura dos indivíduos difere entre os tipos de vegetação CA, CE e SB. O coeficiente de correlação (r^2) nas clareiras agrícolas foi 72% para 436 indivíduos, nas clareiras extrativistas (70%) para 855 indivíduos e no sub-bosque preservado (76%) para 655 indivíduos (Figura 18).

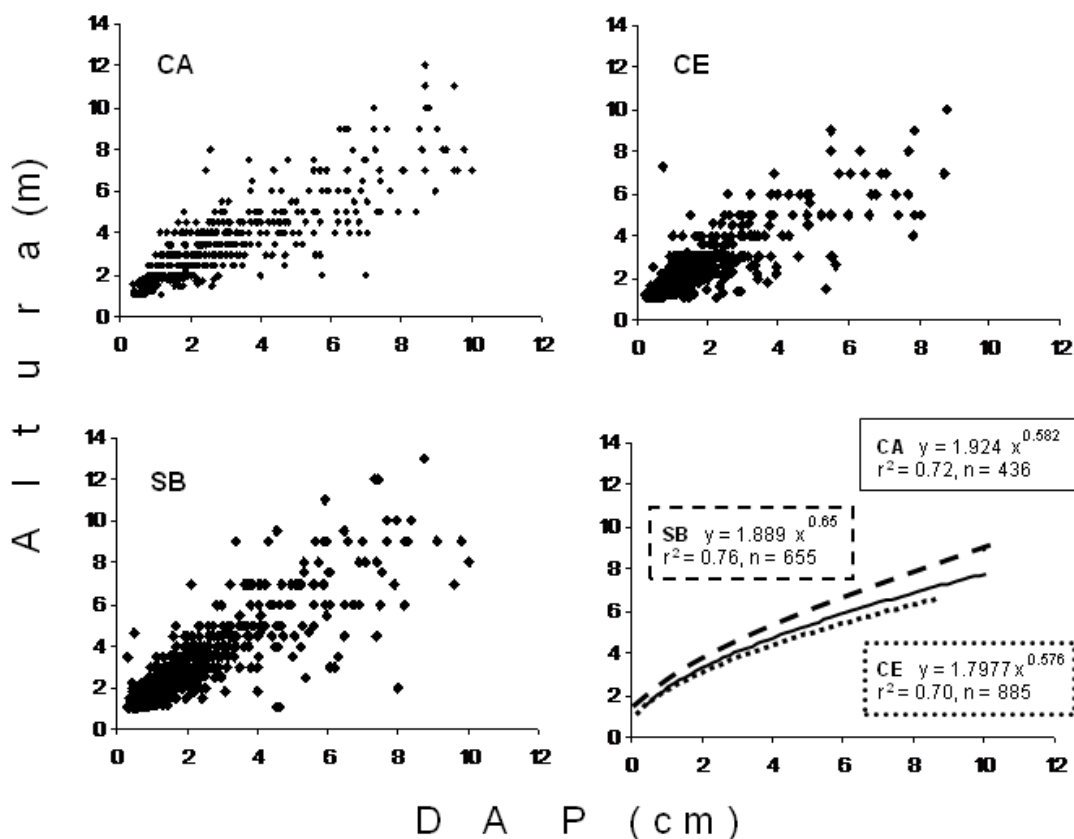


Figura 18 – Relação entre o DAP (cm) e a altura (m) dos indivíduos regenerantes nas clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) e sub-bosque preservado (SB) da RDSM, Amazônia Central. A última figura indica os ajustes de curva de tendência (potência) para cada tipo de vegetação.

6.5- Estimativas de biomassa

Em relação à biomassa/ha das espécies regenerantes foram observadas diferenças significativas (ANOVA: $p < 0,05$; $F = 4,549$; $GL = 2, 37$). Os tipos de vegetação CA e CE diferiram significativamente em relação a biomassa. Os tipos CA e SB e CE e SB não apresentaram diferenças significativas. Nas clareiras agrícolas a biomassa mínima foi de 0,0080 e a máxima de 31,90, nas clareiras extrativistas a mínima foi de 0,0028 e a máxima 18,81. Já no sub-bosque os valores mínimo e máximo foram respectivamente de 0,0055 e 34,55.

Considerando a média dos valores para cada tipo de vegetação, observou que a biomassa foi maior na SB>CA>CE (Figura 19).

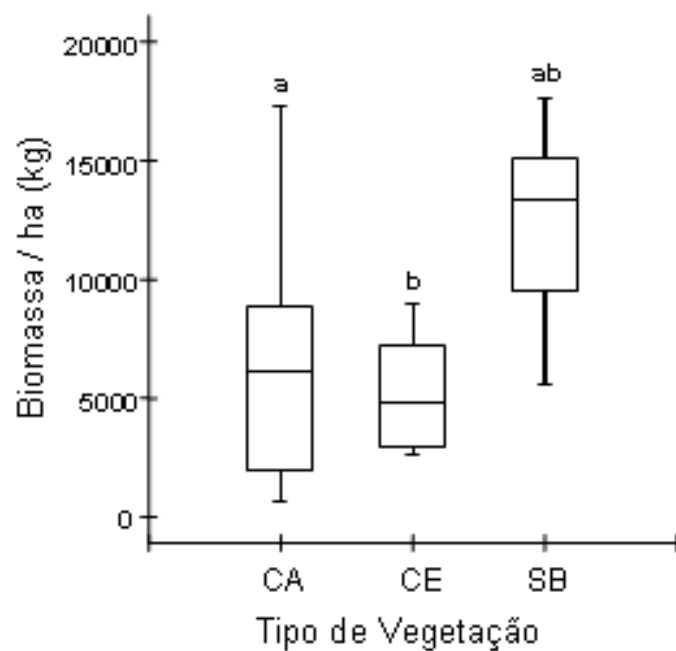


Figura 19 – Biomassa/ha das espécies regenerantes nas clareiras agrícolas (CA), clareiras extrativistas (CE) e sub-bosque preservado (SB) da RDSM, Amazônia Central.

7. DISCUSSÃO

Em geral, florestas estão sujeitas a ações antrópicas, diretas ou indiretas, que causam sua alteração, supressão ou degradação. Ao cessarem as atividades antrópicas, tem início o processo de regeneração florestal ou sucessão secundária, que depende de diversos fatores, como o histórico de perturbação, o tempo de regeneração, a presença de fontes de rebrota e de remanescentes florestais, como também da ação de agentes dispersores que promovam a chuva de sementes no local (Gomez-Pompa 1971, Whitmore 1983, Purata 1986). Nesse sentido, no presente estudo foi observado que a fitofisionomia, diversidade, composição florística, estrutura e biomassa da regeneração das espécies apresentaram diferenças entre os três tipos de clareiras estudados, clareiras agrícolas, extrativistas e sub-bosque preservado.

Neste trabalho foi amostrado um total de 1976 indivíduos, pertencentes a 42 famílias e 177 espécies, sendo 436 indivíduos em clareiras agrícolas (1570,80 m²), 885 indivíduos em clareiras extrativistas (1335,18 m²) e 655 indivíduos no sub-bosque (1335,18 m²). O DAP e a altura dos indivíduos diferiram entre os tipos de vegetação CA, CE e SB. As clareiras extrativistas e áreas de sub-bosque contínuo apresentaram maior similaridade florística, assim como maior diversidade de espécies regenerantes, indicando que a atividade agrícola exerce um maior impacto sobre a riqueza de espécies florestais e sua regeneração.

Os resultados do presente trabalho estão de acordo com estudos realizados em florestas de terra firme, que reportaram distintas direções em que a sucessão vegetal pode se apresentar de acordo com o tipo de impacto promovido (Mesquita *et al.* 2001), indicando que, assim como em florestas tropicais de terra firme (Bazzaz e Pickett 1980), também para as florestas alagáveis de várzea, o tipo e o tamanho do distúrbio das áreas desmatadas podem determinar a direção da estrutura florestal a ser estabelecida. Segundo Monaco *et al.* (2003), o uso da terra precedido de queimada, como observado nas clareiras agrícolas, pode causar a eliminação do banco de sementes, dificultando ou mesmo impossibilitando a regeneração das espécies arbóreas adjacentes. Já nas

clareiras extrativistas os danos ocasionados afetam majoritariamente os indivíduos pré-existentes, sendo que muitos deles são capazes de rebrotar. Rebrotas, por outro lado, são menos frequentes nos indivíduos atingidos pelo fogo, seguido do plantio de roça.

Enquanto que para as áreas de sub-bosque amostradas não há informações de idade, pois foram analisadas áreas de regeneração natural, segundo informações das populações locais as atividades nas clareiras agrícolas, principalmente a plantação de mandioca (*Manihot* spp.) precedida de queima, cessaram há aproximadamente vinte anos e, desde então, estes ambientes se encontram em processo de regeneração. Já as práticas de extrativismo madeireiro foram mais recentes, tendo cessado de cinco a seis anos atrás. Esse diferente histórico de perturbação e idade depois de retirada a cobertura vegetal é evidente nos dados de biomassa. Considerando a média dos valores para cada tipo de vegetação foi observado que a biomassa foi maior nas clareiras agrícolas, indicando que nelas o tempo de crescimento prolongado permitiu um maior acúmulo de material (CA 31,90 kg/ha, CE 18,81 kg/ha). Entretanto, provavelmente devido aos efeitos da prática de queima no banco de sementes (Uhl *et al.* 1981), a riqueza de espécies regenerantes e o número de indivíduos regenerando nas clareiras agrícolas foram menores que nas clareiras extrativistas e sub-bosque preservado.

Evidências de redução na riqueza de espécies como resultado da queima foram também observadas em outros estudos na terra firme da região Amazônica venezuelana por Uhl *et al.* (1981, 1982), em áreas abandonadas após a prática agrícola. Além da redução da riqueza de espécies, naqueles estudos a composição de espécies foi dominada por plantas arbustivas e herbáceas nas clareiras agrícolas. Entretanto, no presente trabalho, possivelmente devido a um processo mais longo de colonização (20 anos), nas clareiras agrícolas mais de 50% do IVI correspondeu a espécies lenhosas típicas dos estágios sucessionais da várzea (*Cecropia latiloba*, *Pseudobombax munguba*, *Sapium angulatum* e *Triplaris americana*). Por outro lado, tanto nas clareiras extrativistas, quanto naquelas de sub-bosque, espécies lenhosas do padrão sucessional da várzea

ocorreram (*Virola surinamensis*, *Tovomita schomburgkii*) juntamente com arvoretas ou arbustos (*Psychotria* spp.), o que é compatível com o processo de início de recomposição florestal após a abertura no dossel (1 a 5 anos; Hallé *et al.* 1978), quando predominam as plantas derivadas de sementes retidas no chão da floresta ou importadas após abertura da clareira, com plântulas e arvoretas remanescentes do sub-bosque e rebrotas de plantas danificadas (Whitmore 1985).

Os resultados encontrados quanto à composição florística da regeneração de clareiras mostraram valores diferentes daqueles do levantamento realizado por Andrade *et al.* (2008), considerando indivíduos com DAP ≥ 10 cm e > 1 m de altura. Naquele estudo, também realizado na RDSM, foram registrados 382 indivíduos pertencentes a 72 espécies e 28 famílias botânicas. O número de espécies naquele estudo foi de 43 espécies nas clareiras agrícolas, 37 nas clareiras extrativistas e 16 na clareira natural. Por outro lado, a maior área basal foi encontrada também para as clareiras agrícolas CA apresentaram maior área basal por hectare, com $1,733 \text{ m}^2$ (presente estudo: $10,98 \text{ cm}^2$), seguidas pelas SB, com $0,683 \text{ m}^2$ (presente estudo: $6,23 \text{ cm}^2$) e CE com $0,348 \text{ m}^2$ (presente estudo: $2,82 \text{ cm}^2$). Apesar das diferenças numéricas observadas entre os dois estudos, o padrão geral não diferiu, havendo maior similaridade ente CE e SB. Desta forma, as diferenças observadas entre os dois estudos devem estar relacionadas ao tamanho amostral bastante inferior utilizado no estudo de Andrade *et al.* (2008), de $471,24 \text{ m}^2$, apenas 11,1% da área total inventariada no presente trabalho.

Apesar da relevância do tamanho das clareiras para o padrão de sucessão (Denslow 1980), a análise dos resultados de número de indivíduos e espécies em encontradas na área amostral em relação ao tamanho total das clareiras não foi significativa. As clareiras extrativistas foram muito menores do que as clareiras agrícolas com áreas variando de $78,54$ a 144 m^2 (CE) e 600 a 4250 m^2 (CA). Da mesma forma, no estudo de Tabarelli *et al.* (1997) em clareiras naturais da Mata Atlântica do sudeste do Brasil, os autores tampouco observaram relação entre tamanho das clareiras e a abundância das espécies dominantes, tendo concluído que, para aquele ambiente, o tamanho não é o parâmetro que mostrou o melhor preditor da composição florística e ecológica das clareiras. Podemos concluir que

o mesmo ocorre na sucessão da várzea estudada no presente trabalho. Ao menos para os tamanhos de áreas amostrais analisados, as diferenças encontradas quanto à riqueza e número de indivíduos parecem estar mais relacionadas à forma de uso da terra depois da derrubada, conforme constatado para CA, bem como à idade de re-colonização. Esta constatação permitiu ainda que a análise dos dados pudesse ser feita agrupando os dados das diferentes parcelas amostrais, independentemente do tamanho da clareira estudada.

Neste estudo nas clareiras agrícolas as famílias que apresentaram o número de indivíduos foram: Malvaceae seguida de Urticaceae, Fabaceae e Euphorbiaceae. Nas clareiras extrativistas as famílias que apresentaram maior número de indivíduos foram: Rubiaceae, seguida de Euphorbiaceae, Urticaceae, Solanaceae e Clusiaceae. Já no sub-bosque preservado as famílias com maior número de indivíduos foram: Rubiaceae, seguida de Myristicaceae, Clusiaceae e Moraceae. Ainda que a área amostral tenha sido bem menor, estas mesmas famílias foram também aquelas que apresentaram o maior número de indivíduos no estudo realizado por Andrade *et al.* (2008). Tais resultados são também compatíveis com aqueles encontrados por Assis e Wittmann (2011) destacando as famílias Rubiaceae, Myristicaceae, Clusiaceae, Moraceae, Fabaceae e Euphorbiaceae que caracterizam a regeneração da várzea alta.

Para as 15 espécies mais importantes, as clareiras agrícolas estudadas neste trabalho apresentaram um valor de IVI total de 230%, enquanto que nas clareiras extrativistas esse valor foi de 149%, e no sub-bosque de 173%. Analisando apenas os dados de SB, ambiente estudado por Assis e Wittmann (2011) na várzea da RDS Mamirauá, os valores de IVI total para as 15 espécies mais importantes foi de 198,7%, bastante próximo de nossos resultados. Já no estudo de Andrade *et al.* (2008) os valores reportados de IVI total para as 15 espécies mais importantes nas clareiras naturais foi de 150,7%, um pouco inferior, o que pode estar relacionado ao menor tamanho amostral deste último estudo. Finalmente, considerando os indivíduos com < 10 cm DAP, também na várzea da RDSM, Wittmann e Junk (2003) registraram os valores de IVI total para as 10 espécies mais importantes nas parcelas de estágio secundário de (230%), nas

parcelas estágio sucessional tardio (104,52%), e nas parcelas de estágio secundário da várzea alta (78,91%).

Ainda em relação ao IVI, neste estudo, nas clareiras agrícolas foi observado que a espécie *Cecropia latiloba* Miq. apresentou 64,31% de IVI, seguida por *Pseudobombax munguba* (Mart. & Zucc.) Dugand com 24,82% e *Sapium angulatum* Klotzsch ex Pax com 21,53%. Por outro lado, nas clareiras extrativistas a espécie com maior IVI foi *Psychotria barbiflora* Müll. Arg. (26,13%), seguida de *Cecropia latiloba* Miq. (20,77%) e *Tovomita schomburgkii* Planck & Triana (14,42%). No sub-bosque preservado o maior IVI registrado foi para a espécie *Psychotria barbiflora* Müll. Arg., (39,67%), *Posoqueira* sp. (16,70%) e *Psychotria brachybotrya* Müll. Arg. (13,60%). Resultados semelhantes quanto ao IVI das espécies foram obtidos por Assis e Wittmann (2011), onde as espécies *Tovomita schomburgkii* e *Cecropia latiloba* apresentaram alto IVI, com 21,35% e 20,27%, respectivamente, e a espécie *Neea madeirana* apresentou IVI de 12,37%. No presente estudo, esta última espécie consta também da lista das 15 mais importantes, estando presente tanto na clareira extrativista como no sub-bosque com os valores de IVI de 9,13% e 8,48%, respectivamente. Considerando as plantas típicas da sucessão da várzea, *Cecropia latiloba* foi a espécie que apresentou o maior IVI nas clareiras agrícolas, e o segundo maior valor de IVI nas clareiras extrativistas. No estudo de Wittmann e Junk (2003), esta espécie apresentou o maior IVI na parcela de estágio secundário (58,03%), dentre as 10 mais importantes e, foi a segunda espécie com maior IVI na parcela de estágio sucessional tardio (14,12%). Os mesmos autores registraram *Pseudobombax munguba* como uma das espécies com IVI entre as 10 mais importantes espécies observadas na parcela de estágio secundário da várzea alta. A mesma espécie foi observada para as 15 mais importantes (IVI) nas clareiras extrativistas do presente estudo. Tais resultados confirmam o fato de que, apesar da prática de corte seguido de queimada aplicada às clareiras agrícolas, o período de vinte anos de recuperação dessas áreas já permitiu o estabelecimento de uma vegetação arbórea sucessional caracterizada por Whitmore (1985) como a “reconstrução ou recrescimento”, ou de “cicatrização florestal” (Oldeman 1978), onde componentes

arbóreos de crescimento intenso vertical e alta biomassa já estão presentes. Nesse estágio, pioneiras competem e preparam o ambiente para os estágios sucessionais subseqüentes (Hallé *et al.* 1978).

A relação de similaridade de Sørensen observada neste estudo foi baixa entre CA e CE, no entanto, entre os tipos CA e SB apresentaram similaridade mais elevada (44%). Por outro lado, Andrade *et al.* (2008) registraram valores em relação a similaridade entre as clareiras amostradas CE e CN de 53,1%, demonstrando estarem mais próximas floristicamente entre si, já CA e CE apresentou 44,1%, CA e CN (19,6%) A diferença entre a composição florística entre os tipos de vegetação CA, CE e SB observada no presente trabalho conforme os índices de diversidade aplicados é também compatível com os estudos realizados com espécies regenerantes em outras florestas de várzea (Gama *et al.* 2003; Gama *et al.* 2005; Nebel *et al.* 2001), demonstrando grandes variações de diversidade entre sítios e parcelas. Entretanto, ainda assim é possível verificar no presente estudo, que os tipos de vegetação CA e SB apresentaram maior similaridade (44%), quando comparadas com os tipos de vegetação CE e SB (35%) e CE e SB (apenas 3%), deixando mais evidente a grande diferença florística existente entre os tipos de vegetação estudados.

Andrade *et al.* (2008) observaram que para os indivíduos das clareiras agrícolas o diâmetro à altura do peito (DAP) foi mais elevado quando comparado com os outros dois ambientes estudados, corroborando os resultados deste estudo. No presente trabalho, foi observado que o DAP médio nas clareiras agrícolas apresentou diferenças significativas entre as clareiras extrativistas e sub-bosque preservado, enquanto que para os tipos de vegetação CE e SB esta diferença não foi significativa. Para os indivíduos regenerantes das clareiras agrícolas das clareiras agrícolas a média de DAP foi de 3,01cm (\pm 2,21 cm), nas clareiras extrativistas foi de 1,39cm e no SB foi de 2,16 cm.

No estudo realizado por Assis e Wittmann (2011) e Wittmann e Junk (2003) foi observado para o DAP médio diferenças entre os ambientes estudados pelos autores, várzea baixa e alta. Os indivíduos compreendidos entre as menores classes de DAP presentes na floresta de várzea alta demonstraram maior altura

média em relação aos presentes na floresta de várzea baixa. Entretanto, nas classes de DAP mais elevadas, os indivíduos da floresta de várzea baixa apresentaram maior altura média do que aqueles encontrados no tipo florestal várzea alta. Contudo, como o presente estudo foi realizado apenas na várzea alta, as comparações possíveis são limitadas ao tipo de ação antrópica que levou à formação das clareiras.

Ainda em relação ao DAP, é interessante salientar que neste estudo a espécie *Cecropia latiloba* registrada tanto nas clareiras agrícolas como nas clareiras extrativistas, apresentou valores altos de DAP nos dois tipos de vegetação. Já nas clareiras extrativistas foi registrado para a espécie *Pterocarpus rohrii* o maior valor de DAP (10,0 cm) observado neste estudo. Entretanto, esta questão pode ser bem mais complexa. Em estudos realizados por Nebel *et al.* (2001) e Gentry e Dodson (1987) foi observado que muitas espécies só estiveram presentes com indivíduos jovens (menores que 10 cm DAP), enquanto outras apenas foram representadas entre os indivíduos com mais de 10 cm de DAP. Entretanto, dado que este estudo se restringiu aos DAPs menores, esta análise não pode ser extraída dos dados obtidos.

A altura média dos indivíduos diferiu entre os tipos de vegetação CA, CE e SB, sendo o coeficiente de relação (r^2) das clareiras agrícolas de 72%, das clareiras extrativistas de 70%, e um maior coeficiente foi obtido para o sub-bosque preservado, de 78%. A relação de diversidade (H') diferiu nas clareiras agrícolas que apresentou uma média de 1,682, nas clareiras extrativistas a relação de diversidade (H') média foi de 1,895 e o sub-bosque preservado apresentou uma média (H') de 1,833. Os valores de diversidade de Fisher também diferiram entre os tipos de vegetação CA, CE e SB, tendo sido a média nas clareiras agrícolas de 5,97, nas clareiras extrativistas de 6,90 e no sub-bosque preservado foi de 8,08.

Vários estudos apontam que os padrões de riqueza, diversidade e composição de espécies nas florestas inundáveis na Amazônia brasileira parecem ser dependentes da duração da inundação (Junk 1989, Ayres 1993). Campbell *et al.* (1992), Junk (1989) e Ayres (1993) e Wittmann *et al.* (2010) verificaram um

aumento no número de espécies com a diminuição da inundação nas florestas inundadas de várzea, enquanto Ferreira (1997, 2000) e Ferreira e Almeida (2005), estudaram a relação entre a altura e inundação, riqueza específica de plantas e o tamanho de clareiras naturais em florestas inundáveis de igapó, na Amazônia Central. Todos esses autores verificaram o que o padrão de regeneração está fortemente associado à inundação. Entretanto, como o presente estudo centralizou a coleta de dados apenas em áreas de várzea alta, com inundações equiparáveis, diferenças de riqueza encontradas devem depender de outros fatores, e não a variações no gradiente de inundação. O principal deles, o tamanho das clareiras, não explica as variações encontradas, dado que não houve diferença significativa entre os tamanhos de clareiras amostrados, o número de indivíduos e espécies catalogadas. Assim, pode ser concluído que as diferenças encontradas entre os tratamentos relacionam-se à idade das clareiras e aos tratamentos de queimada que se seguiram após o corte da floresta para a realização de práticas agrícolas. Especialmente o fogo eliminando bancos de semente e a possibilidade de rebrota interfere severamente nos processos regenerativos (Uhl *et al.* 1981, 1982).

Na bacia Amazônica as florestas de várzea baixa apresentam grande similaridade, mesmo através de grandes distâncias, resultado da alta conectividade proporcionada pelos mecanismos de dispersão (Wittmann *et al.* 2006). Entretanto, esses mecanismos de dispersão especialmente hidrocórica e ictiocórica são menos relevantes na várzea alta, onde a zoocoria, especialmente por morcegos e pássaros, entre outros agentes, como o vento, passam a ter maior efetividade e importância (Uhl *et al.* 1981). Estes agentes passam a ter relevância ainda maior, considerando que o banco de semente é fortemente afetado pela queimada e eventual remoção das camadas superficiais do solo. Assim, para as áreas estudadas os resultados mostram que a inundação não parece ter um papel fundamental nos processos de recolonização de áreas alteradas, embora, cheias maiores também possam servir de veículos para sementes de regenerantes (Parolin *et al.* 2010; Wittmann *et al.* 2010).

Desta forma, as diferenças encontradas entre os ambientes estudados indicam um impacto negativo bastante severo decorrente das práticas agrícolas. Esse impacto parece não haver sido maior pelo fato de que as clareiras estabelecidas na RDS Mamirauá foram relativamente pequenas e já foram abandonadas há cerca de 20 anos, o que propiciou a recolonização dessas áreas, embora sua riqueza de espécies ainda mostre reduções consideráveis. Contudo, para melhor elucidar esses mecanismos, outras áreas de clareiras de tamanhos variados devem ser avaliadas em ambientes de várzea, onde cerca de 60% da população rural da Amazônia esta concentrada, desenvolvendo múltiplas atividades, especialmente práticas agrícolas.

8- CONCLUSÃO

As clareiras agrícolas, clareiras extrativistas e sub-bosque evidenciaram a estrutura, diversidade e composição florística distintas, na área estudada.

Nas clareiras extrativistas e sub-bosque preservado a espécie arbustiva *Psychotria barbiflora* foi dominante na regeneração florestal. Nessas clareiras se desenvolveu uma comunidade de espécies secundárias menos diversa, mas com maior biomassa, esta última resultante do maior tempo de estabelecimento e crescimento.

Nas clareiras agrícolas as espécies dominantes na regeneração florestal foram *Pseudobombax munguba* e *Cecropia latiloba*, ambas pioneiras heliofitas que pertencem ao estágio secundário inicial da várzea. Nas clareiras extrativistas e no sub-bosque espécies lenhosas do padrão sucessional da várzea como *Virola surinamensis* e *Tovomita schomburgkii* ocorreram, juntamente com arvoretas ou arbustos como *Psychotria* spp..

Os dados indicam que na floresta de várzea estudada a conversão da floresta jovem em floresta madura ocorre mais rapidamente quando o desmatamento não é derivado de agricultura precedida de queima.

9 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almeida, S. 1989. *Clareiras naturais na Amazônia Central: Abundância, distribuição, estrutura e aspectos da colonização*. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 103 pp.

Amaral, I.L.; Matos, F.D.A.; Lima, J. 2000. Composição florística e parâmetros estruturais de um hectare de floresta densa de terra firme no Rio Uatumã, Amazônia, Brasil. *Acta amazonica*, 30(3): 377-392.

Anderson, B. A. 1988. Extractivism and forest management by rural inhabitants in the Amazon estuary. In: *Alternatives to deforestation*. Symp. Belém-PA.

Andrade, T. Maria.; Assis, R. L.; Wittmann, F.; Schöngart. J.; Piedade, M. T. F. 2008. Padrões de regeneração em clareiras de origem antrópica na várzea da RDS Mamirauá, Amazônia Central. *UAKARI*, 4 (2):19-32.

Araújo, M. M.; Oliveira, F. A.; Vieira, I. C. G.; Barros, P. L.; Lima, C. A. T. 2001. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. *Scientia Florestalis*, 59:115-130.

Assis, L.A.; Wittmann.2011. Forest structure and tree species composition of the understory of two central Amazonian várzea forests of contrasting flood heights. *Flora*. (in press).

Ayres, J.M. 1986. *Uakaris and Amazonian flooded forest*. Dissertação de doutorado. University of Cambridge. Cambridge.

Ayres, J.M. 1993. *As matas de várzea do Mamirauá, médio rio Solimões*. Rio de Janeiro, CNPq / PTU, SCM. 123 pp.

Ayres, M., Ayres Júnior, M., Ayres, D.L.; Santos, A.A. 2007. *BIOESTAT – Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas*. Ong Mamiraua. Belém, PA.

Budowski, G. 1965. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. *Turrialba*, 15:440-442.

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

Braga, P.I.S. 1979. Subdivisão fitogeográfica, tipos de vegetação, conservação e inventário florístico da Floresta Amazônica. *Acta amazonica*, 9 : 53-80.

Brandani, A.; Hartshorn, G.S.; Orians, G.H. 1988. Internal heterogeneity of gaps and species richness in Costa Rica. *J. Trop. Ecol*, 4- 99-119.

Brasil. 2000. *Sistema Nacional das Unidades de Conservação*. LEI Nº 9.985, 18 de julho de 2000.

Brokaw, N.V.L. 1982. The definition of treefall gap and its effect on measure of forest dynamics. *Biotropica*, 14 (2): 158-160.

Brokaw, N.V.L. 1985. Treefall, regrowth, and community structure in tropical forest. In: S.T.A. Pickett; P.S. While (Eds.) *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic. Press. N.Y, USA. pp. 53-69.

Brown, S.; Lugo, A. E. 1990. Tropical secondary forests. *J. Trop. Ecol.*, 6:1-32.

Bruce, W. 1992. *Projeto de manejo Florestal*. Atlantic Veneer da Amazônia Industrial de Madeira Belém. 132 pp.

Campbell, D.G.; Stone, J.L.; Rosas, A. 1992. A comparison of the phytosociology and dynamics of 3 floodplain (várzea) forests of known ages, Rio-Juruá, western Brazilian Amazon. *Botanical Journal of the Linnean Society* 108:213-237.

Campbell, D.G.; Daly, D.C.; Prance, G.T.; Maciel, U.N. 1986. Quantitative ecological inventory of terra firme and várzea tropical forest on the Rio Xingu, Brazilian Amazon. *Brittonia*, 38 (4):369-393.

Carvalho, J.O.P. 1982. *Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no Estado do Pará*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 128 pp.

Chave, J. ; Andalo, E.C.; Brown, E.S.; Cairns, E.M.A.; Chambers, J.Q.; Eamus, E.D.; Fölster, E.H.; Fromard, E.F.; Higuchi, N.; Kira E.T.; Lescure, E.J.P.; Nels, E.B.W. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145: 87–99

Costa Neto, F.; Couto, J.; Ramalho, R.S.; Gomes, J.M. 1991. Subsídios técnicos para um plano de manejo sustentados em áreas de cerrado. *Revista Árvore*, 15 (3): 241-256.

Costa, L.G.S.; Mantovani, W. 1995. Flora arbustivo-arbórea de trecho de mata mesófila semidecídua, na estação ecológica de Ibicatu, Piracicaba (SP). *Hoehnea* 22: 47-59.

Curtis, L.T.; McIntosh, R.P. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology*, 32, 476-496.

Denslow, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rain forest trees. *Biotropica*, 12: 47-55.

Durigan, G.; Garrido, L.M.A.G.; Garrido, M.A.O. 1993. Manejo silvicultural do cerrado em Assis-SP. *In: I Congresso Florestal Pan-americano e VII Congresso Florestal Brasileiro*, Curitiba, 11: 374-377.

Ewel, J. 1980. Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica* 12: 2-7.

Ferreira, L.V. 1997. Floristic composition and structure of the three hectares in a floodplain forest in the Brazilian Central Amazon. *Biodiversity and Conservation*, 6(10):1355-1365.

Ferreira, L.V.; Stohlgren, T.J. 1999. Effects of river level fluctuation on plant species richness, diversity and distribution in a floodplain forest in Central Amazonia. *Oecologia*, 120(4): 582-587.

Ferreira, L.V.; Almeida, S.S. 2005. Relação entre a altura de inundação, riqueza específica de plantas e o tamanho de clareiras naturais em uma floresta inundável de igapó, na Amazônia Central. *Rev. Árvore*, 29 (3): 445-453.

Ferreira, M.R.C. 2000. Identificação e valorização das plantas medicinais de uma comunidade pesqueira do litoral paraense (Amazônia Brasileira). Tese de outorado, Universidade Federal do Pará. Belém, Pará. 260p.

Finol, U.H. 1971. Nuevos parâmetros a considerar-se em el analisis estrutural de las selvas virgenes tropicalis. *Rev. For. Venez*, 14(21): 29-42.

Finol, U.H. 1976. Metodo de regeneración en algunos tipos de bosques Venezuelanos. *Rer. For. Venez*, 19(26): 17-44.

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

Freitas, J.V.; Higuchi, N. 1993. Projeções da distribuição diamétrica de uma floresta tropical úmida de terra firme com a utilização da cadeia de Markov. *In: I Congresso Florestal Panamericano e VII Congresso Florestal Brasileiro*, Curitiba, Paraná, 11: 545-548.

Gama, J.R.V., Botelho, S.A., Bentes-Gama, M.de M., Scolforo, J.R.S. 2003. Estrutura e potencial futuro de utilização da regeneração natural de Floresta de Várzea alta no Município de Afuá, Estado do Pará. *Ciência Florestal*, 13(2): 71-82.

Gama, J. R.; Souza, A. L.; Martins, S. V.; Souza, D. R. 2005. Comparação entre florestas de várzea e de terra firme do Estado do Pará. *Revista Árvore*, 29(4):

Gandolfi, S.; Joly, C. A.; Rodrigues, R. R. 2007. Permeability – Impermeability: canopy trees as biodiversity filters. *Scientia Agricola*, 64(4): 433-438.

Gentry, A.H.; Dodson, C. 1987. Contribution of non trees to species richness of a tropical rain forest. *Biotropica*, 19 (2): 149-156.

Gómez-Pompa, A. 1971. Posible papel de la vegetación secundaria en la evolución de la flora tropical. *Biotropica*, 3:125-135.

Gomez-Pompa.; Weichers L. 1976. *Regeneration de los ecosistemas tropicales y sub-tropicales. Regeneration de Sielvas*. México, Ed. Continental, p.11-19.

Gomez-Pompa, L. E.; Bongres, F.; Martinez-Ramos, M.; Veneklaas, E. 1988. Pioneer species distribution in tree fall gaps in Neotropical rain forest, a gap definition and its consequences. *J.Trop. Ecol.*, 41 (1): 77 –88.

Guariguata, M.R.; Ostertag, R. 2002. Sucesión secundaria. In: Guaritagua, M.R., Kattan, G.H. (Eds.). *Ecología y Conservacion de Bosques Neotropicales*, 1ª ed. Ediciones Lur, México, p 591-618.

Hallé, F.; Oldeman, R.A.A; Tomlinson, P.B. 1978. *Tropical trees and forests*. An architectural analysis. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 441 pp.

Hartshorn, G. S.1980. Neotropical forest dynamics. *Biotropica*, 12 (1): 23-30.

Hartshorn, G.S. 1978. Treefalls and tropical forest dynamics. In: Tomlindon, P.B.; Zimmermann, M.N. (Eds). *Tropical trees as living systems*. University Press, Cambridge. p. 617-638.

Higuchi, N. 1987. *Short-term growth of an undisturbed tropical moist forest in the Brazilian Amazon*. Tese de doutorado. Universidade do estado de Michigan Michigan, USA. 129 pp.

Higuchi, N.; Vieira, G. 1990. Manejo sustentado da floresta tropical úmida de terra firme na região de Manaus - Um projeto de pesquisa do INPA. In: *VI Congresso Florestal Brasileiro*, Campos do Jordão, 11: 34-37.

Higuchi, N.; Jardim, F.C.; Santos, J.; Alencar, J.C. 1985. Bacia 3. Inventário diagnóstico da regeneração natural. *Acta Amazonica*, 15 (1-2): 199-223.

Higuchi, N.; Santos, J. M. dos, Imanaga, M. e Yoshida, S. 1994. Aboveground biomass estimate for Amazonian dense tropical moist forests. *Memoirs of the Faculty of Agriculture*, 30(39): 43-54.

Hubbell, S.P.; Foster, R.B. 1986. Commonnes and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation. In: Soulé, M. (ed.) *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland. Massachusetts. p. 205-231.

Huber, J. 1906. La vegetation de la vallée du rio Purus (Amazonas). *Bulletin de L'Herbier Boissier*, 4(4): 249-276.

IBAMA. 1992. Renováveis - Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção Portaria Nº 37-N, 3/04/1992.

IBAMA. 2000. Projeto de manejo dos recursos naturais das várzeas. Manaus, 64 pp.

IBAMA. 2001. Instrução Normativa dos Recursos Renováveis - Instrução Normativa 19/5/2001.

Irmle, U. 1977. Inundation forest types in the vicinity of Manaus. *Biogeographica*, 8: 17-29.

Irmle, U. 1978. Matas de inundação da Amazônia Central em comparação entre águas brancas e pretas. *Ciência e Cultura*, 30(7): 813-821.

Jardim, F.C.S. 1985. *Estrutura da Floresta Tropical Úmida da Estação Experimental de Silvicultura do INPA*. Tese de Mestrado. Instituto Nacional de pesquisas da Amazônia/UFAM, Manaus, Amazonas, 195 pp.

Jordan, C.F. 2001. The interface between economics and nutrient cycle in Amazon land development. In: McClain, M.E.; Victoria, R.L Ritchie, J.E. (Eds.). *The biogeochemistry of the Amazon basin*. Oxford University Press. New York. p. 156-164.

Junk, W.J. 1989. Flood tolerance and tree distribution in Central Amazonian Floodplains. In: Nielsen, L.B.; Nielsen, I.C.; Baslev, H. (Eds.). *Tropical forests: Botanical dynamics, speciation and diversity*. Academic Press, London. p. 47-64.

Junk, W.J. 1993. Wetlands of tropical South-America. *In: Whigham, D.; Hejny, S.; Dykyjová, D. (Eds.). Wetlands of the world.* Kluve, Dordrecht. p. 679-739.

Junk, W.J.; Furch, K. 1980. Química da água e macrófitas aquáticas de rios e igarapés na Bacia Amazônica e áreas adjacentes. *Acta amazonica*, 10 (3): 611-633.

Junk, W.J.; Barley, P.B; Sparks, R.E. 1989. The flood-pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127.

Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F.; Soares, M.G.M. 2000. The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management-Backhuys Publishers b.V., Leiden, 584pp.

Junk WJ, Piedade MTF, Schöngart J, Cohn-Haft M, Adeney JM, Wittmann F. 2011. A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands*, 31(4):623–640.

Kageyama, P. Y.; Viana, V. M. 1989, Tecnologia de sementes e grupos ecológicos de espécies arbóreas tropicais. Piracicaba: ESALQ/USP. 19 p. (Trabalho apresentado no Simpósio Brasileiro Sobre Tecnologia de Sementes Florestais, 2., 1989, São Paulo).

Kageyama, P.Y.; Castro, F.A; Carpanezi, A.A. 1989. Implantação de matas ciliares: estratégias para auxiliar a sucessão secundária. *In: Simpósio sobre Mata Ciliar*, Fundação Cargill, Campinas, SP. p. 130-143.

Kageyama, P. Y.; Oliveira, R. E.; Moraes, L.F.D.; Engel, V.L.; Gandara, F.B. 2003. *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. FEPAF, Botucatu.

Kalliola, R.; Puhakka, M. Danjoy, W. 1993. *Amazonia peruana: vegetación húmeda tropical en el llano sudandino*. Gummerus Printing, Finlândia. 265 pp.

Kiell, S.H.; Prance, G.T. 1979. Studies of the vegetation of a white and black-water igapo (rio Negro-Brazil). *Acta amazonica*. 9(4): 645-655.

Klinge, H.; Furch K.; Revilla, E. 1983. Foliar nutrient levels of native tree species from Central Amazonia. 1. Inundation forests. *Amazoniana*, 8: 19-45.

Krebs, C.J. 1989. Ecological methodology. Harper & Hall, New York. 654 pp.

Kubitzki, K. 1989. The ecogeographical differentiation of Amazonian inundation forests. *Plant Syst. Evol.* 162: 285-304.

Lima, F.; D.A.; Revilla, J.; Coelho, L.S.; Ramos, J.F.; Santos, J.L.; Oliveira, J.G. 2002. Regeneração natural de três hectares de floresta ombrófila densa de terra firme na região do rio Urucu, Amazonas, Brasil. *Acta amazonica*, 32:555-570.

Macedo, D.S.; Anderson, A.B. 1993. Early ecological changes associated with logging in an Amazon Floodplain. *Biotropica*, 25(2):151-163.

Magalhães, L.M.S. 1979. Exploração Florestal na Amazônia. *Acta Amazonica*, 9 (4): 141-143.

Mantovani, W., Baider, C. e Tabarelli, M. 1998. Effects of fragmentations in the Atlantic Rainforest of São Paulo Basin. *Hoehnea* 25(2): 169-186.

Martins, S.V., Rodrigues, R.R. 2002. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic Forest, south-eastern Brazil. *Plant Ecology* 163:51-62.

Martins, S.V., Colletti Júnior, R., Rodrigues, R.R., Gandolfi, S. 2004. Colonization of gaps produced by death of bamboo clumps in a semideciduous mesophytic forest in south-eastern Brazil. *Plant Ecology*, 172:121-131.

Matos, F.D.A.; Amaral, I.L. 1999. Análise ecológica de um hectare em floresta ombrófila densa de terra firme, Estrada da Várzea, Amazonas, Brasil. *Acta amazonica*. 29(3): 365-379.

Medina, J. 1988. *The Discovery of the Amazon*. New York. Dover Publications.

Melack, J., Forsberg, G. B. R. 2001. Biogeochemistry of Amazon floodplain lakes. In: *The Biogeochemistry of the Amazon Basin and its Role in a Changing World*. (M. E. McClain., R.Victoria., J. E. Richey, eds.). Oxford University Press, New York, p 235-276.

Mendoza, G.A.; Setyarso, A. 1986. Transition matrix forest growth model for evaluating alternative harvesting schemes in Indonesia. *Forest Ecology and Management*, 15: 219-228.

Mesquita, R.C.G. 1989. *A biologia reprodutiva de Clusia grandiflora Split: variação individual e remoção de sementes*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, AM. 106 pp.

Mesquita, R.C.M.; Ickes, K.; Ganade, G.; Williamson, G.B. 2001. Alternative successional pathways following deforestation in the Amazon Basin. *Journal of Ecology*, 89: 528-537.

MMA. 1999. *Instrução normativa nº 1 - 08 de janeiro de 1999*. Brasília.

Mousasticoshvily Jr., I. 1991. *Comercialização e industrialização da virola no estuário amazônico: um recurso florestal ameaçado*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 253 pp.

Monaco, L. M., Mesquita, R.C.G.; Williamson, G. B. 2003. Banco de sementes de uma floresta secundária Amazônica dominada por *Vismia*. *Acta Amazonica*, 33 (1): 41-52 .

Nebel, G.; Dragsted, J.; Vanclay, J.K. 2001. Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon II. The understorey of restinga forests. *For. Ecol. and Managem*, 150: 59-77.

Oldeman, R.A.A. 1978. Architecture and energy exchange of dicotyleconeous trees in the forest. *In*: Tomlindon, P.B.; Zimmermann, M.N. (Eds). *Tropical trees as living systems*. Cambridge University Press, p. 535-560.

Oliveira, A.A. 1997. *Diversidade, estrutura e dinâmica do componente arbóreo de uma floresta de terra firme de Manaus, Amazonas*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo. 187 pp.

Oliveira, L.C. 1995. *Dinâmica de crescimento e regeneração natural de uma floresta secundária no Estado do Pará*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Pará, Belém. 126 pp.

Orians, G.H. 1982. The influence of treefalls in tropical forests in tree species richness. *Trop. Ecol.*, 23 (2): 255-279.

Osborne, P. L. 2000. Rivers, floodplains and estuaries: the flood-pulse and river continuum concepts. *In*: Osborne, P. L. (Ed.). *Tropical ecosystems and ecological concepts*. Cambridge University Press, Cambridge. 464 pp.

Parolin, P. 2009. Submerged in darkness: adaptations to prolonged submergence by woody species of the Amazonian floodplain. *Annals of Botany*, 103: 359-376.

Parolin P.; Ferreira L.V. 1998. *Are there differences in specific wood gravities between trees in várzea and igapó (Central Amazonia)*. *Ecotropica*, 4:25-32.

Parolin, P.; Waldhoff, D.; Piedade, M.T.F 2010. Fruit and seed Chemistry, Biomass and Dispersal. *In*: Junk, J.W.; Piedade, M.T.F; Wittmann, F; Schöngart, J.; Parolin

P. *Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management* (Ecological Studies) Dordrecht, Springer. p 243-258.

Peralta, N. 2008. Impactos do ecoturismo sobre a agricultura familiar na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, AM. *UAKARI*, 4 (1)29-40.

Piedade, M.T.F. 1985. *Ecologia e biologia reprodutiva de Astrocaryum jauari Mart. (Palmae) como exemplo de população adaptada às áreas inundáveis do Rio Negro (igapós)*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / Fundação Universidade do Amazonas. Manaus, Amazonas. 188 pp.

Piedade, M.T.F.; Worbes, M.; Junk, W.J. 2001. Geocological controls on elemental fluxes in communities of higher p-lants in Amazonian floodplain. *In: McClain, M.E.; Victoria, R.L.; Richey, J.E. (Eds.). The biogeochemistry of the Amazon Basin*. Oxford University Press. New York. p. 290-234.

Piedade, M.T.F., Ferreira, C.S., Wittmann, A.O., Buckeridge, M.S., Parolin, P. 2010. Biochemistry of Amazonian floodplain trees. *In* W.J. Junk., M.T.F. Piedade., F, Wittmann., J, Schoengart., P, Parolin (Eds.). *Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management* (Ecological Studies) Dordrecht, Springer. p. 123-134.

Pimm, S. L. 1991. *The Balance of Nature?* University of Chicago Press, Chicago.
Pires, A. 2004. Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá.
<http://www.mamiraua.org.br>, Acesso: em 21 de julho de 2004.

Pires, A. 2004. Princípios e processos na implantação do manejo florestal comunitário na RDS Mamirauá. *In: Terras Indígenas e Unidades de Conservação da natureza. O desafio das sobreposições*. Instituto Sócio-Ambiental.

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

Purata, S. E.1986. Floristic and structural changes during old-field frequency in the Mexican tropics in relation to site history and species availability. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, 2: 257-276.

Prance, G.T. 1979. Notes on vegetation of Amazonica III. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation. *Brittonia*, 31: 26-38.

Prance, G.T. 1980. A terminologia dos tipos de florestas amazônicas sujeitas a inundações. *Acta amazonica*, 10 (3): 495-504.

Pulz, F.A. 1988. Estudo da dinâmica e a modelagem estrutura diamétrica de uma floresta semidecídua Montana na Região de Lavras - MG. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Lavras, MG. 156 p.

Putz, H.; Milton, C. 1982. Tree mortality on Barro Colorado Island. *In: Leigh, E.G. Jr.; Rand, A.S.; Windson, D.M. (Eds.). The ecology of tropical forest: seasonal rhythms and long-term changes.* Smith. Inst.Press. Washington, D.C., USA. pp: 95-100.

Pulz, F.A.; Scolforo, J.R.; Oliveira, A.D.; Mello, J.M.; Oliveira Filho, A.T. 1999. Acuracidade da predição da distribuição diamétrica de uma floresta inequianea com a matriz de transição. *Revista Cerne.* 5(1): 001-014.

Queiroz, H. L. 1995. *Preguiças e guaribas: os mamíferos folívoros arborícolas do Mamirauá.* CNPq, Tefé, 120 pp.

Queiroz, H.L. 2005. A reserva de desenvolvimento sustentável Mamirauá. *Estudos Avançados*, 19 (54):183-203.

Queiroz, H.L.; Peralta, N. 2006. Reserva de desenvolvimento sustentável: manejo integrado dos recursos naturais e gestão participativa. *In: Garay, I.; Becker, B.K. (Orgs). Dimensões humanas da biodiversidade: o desafio das relações sociedade-natureza no século XXI.* 1 ed. Editora vozes, Petrópolis. p 447 – 483.

Ramalho, E.E. Macedo.; Vieira, T. M.; Valsecchi J.; Calvimontes J.; Marmontel, M.; Queiroz, H. L. 2009. Ciclo hidrológico nos ambientes de várzea da reserva de desenvolvimento sustentável Mamirauá – médio rio Solimões, período de 1990 a 2008. *Uakari*, 5 (1) : 61-87.

Rankin de Merona, J. e De Merona, B. 1988. Les relation poissons foret. *In: Conditions ecologiques et economiques de la procuction d, une ile de varzea: I, ile de Careiro* - Rapport terminal ORSTOM, INPA, CEE. p. 202-228.

Revilla, J.D.C. 1981. *Aspectos florísticos e fitossociológicos da floresta inundável (igapó). Praia Grande, Rio Negro, Amazonas, Brasil.* Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / Fundação Universidade do Amazonas. Manaus, Amazonas. 129 pp.

Ribeiro, K. T. S. 2004. *Água e saúde humana em Belém.* CEJUP. Coleção MEGAM. Belém.

Ribeiro, J. E. L. S.; Hopkins, M. J. G.; Vicentini, A.; Sothers, C. A.; Costa, M. A. S.; Brito, J. M.; Souza, M. A. D.; Martins, L. H. P.; Lohmann, L. G.; Assunção, P. A. C. L.; Pereira, E. C.; Silva, C. F.; Mesquita, M. R.; Procópio, L. C. 1999. *Flora da Reserva Ducke: Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na Amazônia Central*. INPA/DFID, Manaus. 816 pp.

Rocha, R.M. 2001. *Taxa de recrutamento e mortalidade da floresta de terra-firme da bacia do rio Cuieiras na região de Manaus-AM*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 49 pp.

Rodrigues, R. 2007. *Diversidade florística, estrutura da comunidade arbórea e suas relações com variáveis ambientais ao longo do Lago Amanã, Amazônia Central*. Tese de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 68pp.

Rollet, B. 1969. Lá regeneration naturelle em foret dense humid, sempervirente de la plaine de Guiana Venezuelienne. *Bois et Forêts des Tropiques*, 124:19-38.

Salati, E. 1985. A Floresta e as Águas. *Ciência Hoje*, 3:58-94.

Salo, J.; Kalliola, H.; Niemelä, Y.P.; Puhakka, M.; Coley P.D. 1986. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. *Nature*, 332: 254-258.

Santos, B.A. 2004. Influência da distância geográfica na similaridade florística de clareiras e sub-bosques em uma floresta de terra firme na Amazônia Central. *In: Livro do Curso de Campo. Ecologia da Floresta Amazônica*. INPA/PDBFF. Manaus, AM.

Scarano, F.R.; Rios, R.I.; Esteves, F.A. 1998. Tree species richness, diversity and flooding regime: case studies of recuperation after anthropic impact in Brazilian flood-prone forests. *Int J Ecol Environ Sci*, 24: 223-235.

Scolforo, J.R.; Silva, S.T. 1993. O conceito de floresta balanceada de Meyer como opção para intervenção em cerrado sensu stricto. *In: I Congresso Florestal Pan-americano e VII Congresso Florestal Brasileiro*, Curitiba, 11: 378-381.

Seitz, R.A. 1988. A análise do povoamento: o primeiro passo. *Rev. Floresta*, 18(1/2): 4-11.

Serrão, D. R.; Jardim, F. C. da S; Nemer, T. C. 2003. Sobrevivência de seis espécies florestais em uma área explorada seletivamente no município de Moju, Pará. *Cerne*, 9(2): 153-163.

Shannon, C.E.; Weaver, W. 1949. *The mathematical theory of communication*. University Illinois Press, Urbana.

Schöngart, J. 2003. Dendrochronologische Untersuchungen in Überschwemmungswaldern der várzea Zentralamazoniens. In: Böhnel, H.; Tiessen, H.; Weidelt, H.J. *Göttinger beiträge zur land- und forstwirtschaft in den tropen und subtropen*, v 149. Erich Goltze, Göttingen. p 1–257.

Schöngart, J.; Wittmann, F.; Worbes, M. 2010. Biomass and NPP of Central Amazonian floodplain forests. In: Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P (Eds.). *Amazonian floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Ecological Studies*, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London, New York. p. 347–388.

Schöngart, J., Wittmann, F., Worbes, M., Piedade, M. T. F., Junk, W. J. 2007. Management criteria for *Ficus insipida* Willd. (Moraceae) in Amazonian white-water floodplain forests defined by tree-ring analysis. *Annals of Forest Science*, 64:657-664.

Silva, S.M.; Silva, F.C.; Vieira, A.O.S.; Nakajima, J.N.; PIMENTA, J.A.; Colli, S. 1992. Composição florística e fitossociológica do componente arbóreo das florestas ciliares da bacia do rio Tibagi, Paraná: 2. Várzea do rio Bitumirim, Município de Ipiranga, PR. In: *Congresso nacional sobre essências Nativas*, Instituto Florestal, São Paulo. p. 192-198.

Sioli, H. 1956. *As águas da região do alto rio Negro*. Bol. Téc. Inst. Agron. Norte, 32: 117-150.

Sioli, H. 1985. *Amazônia. Fundamentos da ecologia da maior região de Florestas Tropicais*. Editora Vozes, Petrópolis, Rio de Janeiro. 72 pp.

Sioli, H. 1991. *Amazônia: fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais*. Editora Vozes, Petrópolis, Rio de Janeiro. 72 pp.

Sociedade Civil Mimirauá, 1996. In: Instituto de Proteção Ambiental do Estado do Amazonas-IPAAM Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e

Tecnológico-CNPq/MCT (Eds). *Mamirauá, plano de manejo (síntese)*, SCM, Brasília. 96 pp.

Solomon, D.S.; Hosmer, R.A.; Hayslett, H.T. 1986. A two-stage matrix model for predicting of forest stands in the northeast. *Canadian Journal of Forest Research*, 16: 521-528.

Sorensen, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Det Kongelige Danske Videnskabers Selskab Biologiske Skrifter*, 5:1-34.

Swaine, M.D.; Whitmore, T.C. 1988. *On the definition of ecological species groups in tropical rain forests*. *Vegetation*, 75: 81-86.

Tabarelli, M., Mantovani, W.; Peres, C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 91: 119-127.

Takeuchi, M. 1962. The structure of the amazonian vegetation. VI. Igapó. *Journal of the Faculty Science University of Tokyo*, 8(4-7): 297-304.

Teixeira, L.M.; Chambers, J.Q.; Silva, A.R.; Lima, A.J.N.; Carneiro, V.M.C.; Santos, J. dos; Higuchi, N. 2007. Projeção da dinâmica da floresta natural de Terra-firme, região de Manaus-AM, com o uso da cadeia de transição probabilística de Markov. *Acta Amazônica*, 37 (3):377-384.

Uhl, C. 1978. Tree dynamics in a species rich tierra firme forest in Amazonia, Venezuela. *Act. Cien. Venez*, 33: 72-77.

Uhl, C., Clark, K.; Maquirino, P., 1988, Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. *Ecology*, 69: 751-763.

Uhl, C.; Clark, K.; Clark, H.; Murphy, P. 1981. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro Region of the Amazon Basin. *Journal of Ecology*, 69: 631-649.

Uhl, C.; Clark, H.; Clark, K; Maquirino, P. 1982. Successional Patterns Associated with Slash-and-Burn Agriculture in the Upper Rio Negro Region of the Amazon Basin. *Biotropica*, 14(4): 249-254.

Urban, D. L.; O'Neill, R. V; Shugart, H. H. 1987. Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *Bioscience*, 37(2):119-127.

Vasconcelos, S.S. 2003. *Dinâmica de uma floresta explorada seletivamente no Projeto de Colonização Pedro Peixoto na Amazônia Ocidental*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Amazonas. 71 pp.

Vazquez-Yanes C.; Sada, S.G. 1985. Caracterización de los grupos ecológicos de árboles de la Selva húmeda. *In: Gomez-Pompa, A.; Del amo, S.R. (Eds). Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México. Vol 2, Ed. Alhambra Mexicana, México.*

Watt, A.S. 1947. Pattern and process in the plant community. *J. Ecol*, 35: 1-22.

Whitmore, T.C.1978. Gaps in the forest canopy. *In: Tomlindon, P.B.; Zimmermann, M.N. (Eds). Tropical trees as living systems*, University Press, Cambridge p.639-655.

Whitmore, T. C.1983. Secondary succession from seed in tropical rain forests. *Forestry Abstracts*, Oxford, 44(12): 767-779.

Whitmore, T.C.1985. *Tropical rain forest of the far east*. Oxford Univ. Press, Oxford. 352 pp.

Wilkinson, L. 1998. *SYSTAT: the system for statistics*. SYSTAT Inc. Evanston Illinois.

Wittmann, F.; Junk, W.J. 2003. Sapling communities in Amazonian white-water forests. *J. Biogeogr*, 30 (10): 1533-1544.

Wittmann, F.; Anhuf, D.; Junk, W.J. 2002. Tree species distribution and community structure of Central Amazonian várzea forests by remote sensing techniques. *J. Trop. Ecol.*, 18(6): 805-820.

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

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

Wittmann, F.; Schöngart, J.; Brito, J. M.; Oliveira Wittmann, A.; Piedade, M. T. F.; Parolin, P.; Junk, W. J.; Guillaumet, J. L. 2010. *Manual of trees from Central Amazonian várzea floodplains: Taxonomy, ecology and use*. Ed. Valer.

Worbes, M. 1986. Lebensbedingungen und Holzwachstum in zentralamazonischen überschwemmungswäldern. *Scripta Geobotanica*, 17:7-112.

Worbes, M., Hofmann, M., Roloff, A. 1992 Wuchsdynamik der Baumschicht in einem Seggen-Kalkbuchenwald in Nordwestdeutschland (Huckstein). *Dendrochronologia*, 10: 91 – 106.