

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

**Banco de sementes de uma floresta tropical madura e
alterada por *downburst* na Amazônia Central**

Natali Gomes Bordon

Manaus, Amazonas

Julho, 2012

NATALI GOMES BORDON

**Banco de sementes de uma floresta tropical madura e
alterada por *downburst* na Amazônia Central**

Orientador: PhD. Niro Higuchi

Coorientador: Dr. Niwton Leal Filho

**Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de
Pesquisas da Amazônia como parte dos requisitos
para obtenção do título de Mestre em BOTÂNICA,
área de concentração em DIVERSIDADE,
CONSERVAÇÃO E USO DA FLORA
AMAZÔNICA.**

Manaus, Amazonas

Julho, 2012

MEMBROS DA BANCA EXAMINADORA DO TRABALHO DE CONCLUSÃO

Nome, instituição de origem e parecer.

1 – Dra. Isolde Dorothea Kossmann Ferraz – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia;
Aprovado

2 – Dra. Maria Tereza Grombone Guaratini – Instituto de Botânica de São Paulo; Aprovado.

3 – Dra. Veridiana Vizoni Scudeller – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia;
Aprovado.

B729

Bordon, Natali Gomes

Banco de sementes de uma floresta tropical madura e alterada por downburst na Amazônia Central / Natali Gomes Bordon.--- Manaus : [s.n.], 2012.
xi, 98 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) --- INPA, Manaus, 2012

Orientador : Niro Higuchi

Coorientador : Niwton Leal Filho

Área de concentração : Biodiversidade Vegetal da Amazônia, Reprodução e Crescimento de Vegetais

1. Banco de sementes. 2. Plântulas – Densidade. 3. Regeneração florestal.
4. Downburst. 5. Clareiras múltiplas. 6. Topografia. I. Título.

CDD 19. ed. 582.0467

Sinopse:

Analisaram-se os parâmetros numéricos, estruturais e florísticos do banco de sementes em diferentes classes topográficas e épocas do ano de uma floresta madura e alterada por *downburst*. Assim como a relação linear entre densidade de sementes, declividade e abertura de dossel.

Palavras-chave: densidade de plântulas emergidas, clareiras múltiplas, topografia, seca, chuvosa

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de mestrado;

Ao INCT - Madeiras da Amazônia, PPG-BOT pelo financiamento da dissertação;

Ao INPA e ao programa de Pós-Graduação em Botânica, em especial ao coordenador do curso Alberto Vicentini, que não mede esforços para melhoria dos alunos e do curso;

Ao orientador Niro Higuchi pelo auxílio ao desenvolvimento da dissertação;

Ao coorientador Niwton Leal Filho por toda atenção, disposição e carinho em todos os momentos, que colaborou sempre para melhoria do trabalho, com riquíssimos ensinamentos;

Ao Laboratório de Manejo Florestal (LMF) em especial ao Daniel Marra, Adélia, Rose, Priscila e Joaquim dos Santos pela atenção e carinho;

Aos ajudantes de campo Geraldo Alves, Vanderley de Lima, Sebastião Campos, Sergio Lima, Dillailton e Francinilton Rodrigues, pela força e empenho, sem vocês esse trabalho não teria sido possível;

Aos: José Ramos, Tony Vizcarra Bentos, Kátia Gigliola Cangani, Maria de Lourdes da C.S. Soares, Júlia Araújo, Antonio Carlos Webber, Niwton Leal Filho, Iêda Leão do Amaral pelo auxílio e ensinamentos na identificação do material botânico, que foram de extrema importância;

Ao Rogério Gribel Soares Neto (INPA) pela concessão do espaço de pesquisa;

Ao Alberto Vicentini, Veridiana Vizoni Scudeller e Tony Vizcarra Bentos pelos auxílios na análise estatística;

Aos meus colegas de turma que sempre incentivaram e estiveram presentes nos momentos bons e ruins;

Aos meus familiares pelo incentivo e apoio, pelo carinho e atenção em todos os momentos em especial aos meus pais Célio e Alice Bordon, aos meus irmãos Giovani, Juliana, Saulo, Karla e Daniel e aos meus queridos sobrinhos Lucas e Isadora;

Ao meu companheiro de todos os momentos, Fernando Lima;

E a Deus e anjos guardiões acima de tudo.

RESUMO

O banco de sementes constitui a principal reserva de propágulos na regeneração da floresta tropical, frente a alterações antrópicas e naturais de grande magnitude. Pode ser definido como um sistema complexo, que se conecta a inúmeros fatores relacionados às taxas de entradas e perdas das sementes nos solos. Os efeitos de distúrbios naturais nas comunidades vegetais resultam na formação de clareiras. Em florestas tropicais, a ocorrência de distúrbios de grande magnitude e clareiras muito grandes são eventos raros. Algumas tempestades e rajadas de vento são provocadas por um fenômeno convectivo conhecido como *downburst* e apresentam diferentes magnitudes de severidade podendo suprimir totalmente a cobertura arbórea. O presente estudo teve como objetivo caracterizar a densidade, riqueza, diversidade, frequência dos grupos ecológicos e hábito de vida das plântulas emergidas do banco de sementes de uma floresta madura e alterada após *downburst*, em diferentes classes topográficas e épocas do ano. A densidade média de sementes foi maior na floresta alterada (702 sementes m⁻²) do que na floresta madura (447 sementes m⁻²), independente do período de coleta. Na estação chuvosa, observou-se maior densidade de sementes (678 sementes m⁻², chuvosa; 522 sementes m⁻², seca). A densidade de indivíduos de Melastomataceae sofreu maior influência da época de coleta ($U = 13.911,50$; $p = 0,01$). Não existe uma relação linear entre densidade de sementes, declividade do terreno e abertura de dossel. A riqueza e a diversidade de espécies estimadas para um número comum de indivíduos indicou que as duas áreas amostradas são igualmente diversas e ricas. O alto valor de equabilidade indicou uma dominância de poucas espécies no banco de sementes. A análise de MRPP demonstrou diferenças significativas na diversidade florística entre os dois trechos de floresta amostrados (MRPP, $A = 0,124$; $p = 0,000$, chuvosa; MRPP, $A = 0,129$; $p = 0,000$, seca). Na floresta alterada a análise de similaridade florística indicou diferenças entre os dois períodos de coleta (MRPP, $A = 0,008$; $p = 0,028$), no entanto para floresta madura as diferenças não foram significativas (MRPP, $A = 0,001$; $p = 0,351$). A ordenação detectou diferenças na riqueza das espécies entre os dois trechos de floresta ($F = 29,72$; $p = 0,00$, chuvosa; $F = 33,94$; $p = 0,00$, seca), o mesmo não foi observado para as classes topográficas. Das 120 espécies presentes no banco de sementes, 68 espécies não formam um banco de sementes transitório, mesmo que presentes em baixa densidade. Melastomatacea, Urticaceae, Araceae e Moraceae configuraram entre as mais abundantes. Melastomataceae configurou como importante componente do banco de sementes, contribuindo de forma expressiva para o número de indivíduos e espécies, juntamente com as *Cecropia* spp., estas irão contribuir para reestruturação da cobertura florestal. A densidade de plântulas arbóreas foi superior a todos os outros hábitos de vida identificados. Maior densidade de indivíduos arbustivo na floresta alterada é reflexo do estágio sucessional. Independente da severidade do distúrbio, o banco de sementes apresenta alto potencial para regeneração florestal, contribuindo para diversidade e densidade de indivíduos.

ABSTRACT

The seed bank constitutes the main reserve of seedlings which will regenerate under anthropogenic and natural changes of great magnitude. It can be defined as a complex system that connects to several factors related to rates of inputs and losses of seeds in soil. The effects of natural disturbances on plant communities result in the formation of gaps. In rain forests, the occurrence of disturbances of great magnitude and very large gaps are rare. Some storms and wind gusts are caused by a phenomenon convective known as downburst and have different magnitudes of severity can totally suppress the tree cover. The present study aimed to characterize the density, richness, diversity, frequency of ecological groups and life habit of seedlings emerged from the seed bank of the mature and altered forest after downburst in different topographic classes and seasons. The average density of seeds was higher in the altered forest (702 seeds m⁻²) than in the mature forest (447 seeds m⁻²) independent of the seasons analyzed. In the rainy season there was a higher density of seeds (678 seeds m⁻², rainy season; 522 seed m⁻², dry season). Density of individuals of Melastomataceae suffered greater influence at the time of collection ($U = 13.911,50$; $p = 0,01$). There is no linear relationship between seed density, land slope and canopy openness. A richness and species diversity estimated for number common individuals indicated that the two sampled areas are equally diverse and rich. The high value of evenness indicated a dominance of few species in the seed bank. MRPP analysis showed significant differences in floristic diversity between the two stretches of forest sampled (MRPP, $A = 0,124$; $p = 0,000$, rainy; MRPP, $A = 0,129$; $p = 0,000$, dry). In the forest changed the floristic similarity analysis indicated differences between the two collection periods (MRPP, $A = 0,008$; $p = 0,028$) however mature forest for the differences were not significant (MRPP, $A = 0,001$; $p = 0,351$). Ordination detect differences in species richness between two stretches of forest ($F = 29,72$; $p = 0,00$, rainy; $F = 33,94$; $p = 0,00$, dry) the same was not observed for topographic classes. Of the 120 species present in the seed bank, 68 species do not form transient seed bank, even if present in low density. Melastomatacea, Urticaceae, Araceae e Moraceae configured among the most abundant. Melastomataceae configured as an important component of the seed bank contributing significantly to the number of individuals and species, together with *Cecropia* spp. these will contribute to the restructuring of the forest cover. The density of tre seedlings was higher than all other life habits identified. Higher density of shrub individuals in the forest changed reflects the successional stange. Irrespective of the severity of the disturbance, the seed bank has a high potential for forest regeneration.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	12
2. HIPÓTESES DE PESQUISA.....	17
3. OBJETIVOS.....	17
3.1. Gerais.....	17
3.2. Específicos.....	17
4. MATERIAL E MÉTODOS	18
4.1. Área de estudo.....	18
4.1.2. Floresta madura.....	19
4.1.3. Floresta alterada.....	20
4.2. Amostragem, quantificação e identificação das espécies presentes no banco de sementes.....	22
4.3. Hábito de vida.....	25
4.4. Grupos funcionais.....	25
4.5. Análises estatísticas.....	25
4.5.1 Densidade de sementes.....	25
4.5.2 Riqueza florística, diversidade de espécies e similaridade florística.....	26
5. RESULTADOS.....	27
5.1. Densidade de sementes.....	27
5.2. Composição florística e parâmetros estruturais na época chuvosa.....	31
5.3. Composição florística e parâmetros estruturais na época seca.....	33
5.4. Comparação florística entre as diferentes épocas e áreas.....	35
5.5. Riqueza florística, diversidade de espécies e similaridade florística.....	42
5.6. Grupos funcionais.....	48
5.7. Hábitos de vida.....	49
6. DISCUSSÃO.....	53

7. CONCLUSÃO.....	64
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	65
9. ANEXOS.....	77

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Aspecto da floresta madura da EEST, INPA; a) aspecto do sub-bosque da floresta em área de platô; b) e c) aspecto geral e do sub-bosque da floresta em áreas de vertente; d) clareira recém formada na época chuvosa.

Figura 2. Aspecto da floresta alterada por *downburst*; a) clareira em reconstrução, b) pedaços de tronco no solo; c) raiz arrancada; d) trechos da floresta sem evidências de alterações severas.

Figura 3. Frequência relativa acumulada por período de coleta de plântulas emergidas do banco de sementes da Estação Experimental de Silvicultura Tropical (EEST) do INPA.

Figura 4. Densidade de sementes/m² de plântulas emergidas do banco de sementes da EEST, INPA, nos dois trechos de floresta amostrados, classes topográficas e período de coleta chuvoso; a) com o outline (amostra 59); b) sem outline; M: floresta madura; A: alterada; P: platô; V: vertente.

Figura 5. Densidade de sementes/m² de plântulas emergidas do banco de sementes da EEST, INPA, nos dois trechos de floresta amostrados, classes topográficas e período de coleta seco; M: floresta madura; A: alterada; P: platô; V: vertente.

Figura 6. Regressão linear múltipla parcial de plântulas emergidas do banco de sementes da EEST, INPA na época chuvosa; a) e b) floresta madura; c) e d) alterada.

Figura 7. Regressão linear múltipla parcial de plântulas emergidas do banco de sementes da EEST, INPA na época seca; a) e b) floresta madura; c) e d) alterada.

Figura 8. NMDS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*) baseado na riqueza total de plântulas emergidas do banco de sementes da EEST, INPA retiradas de um trecho de floresta madura (controle) e alterada, na época chuvosa.

Figura 9. NMDS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*) baseado na riqueza de plântulas de espécies de Melastomataceae emergidas do banco de sementes da EEST, INPA retiradas de um trecho de floresta madura (controle) e alterada, na época chuvosa.

Figura 10. NMDS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*) baseado na riqueza de plântulas, com a retirada das espécies de Melastomataceae emergidas do banco de sementes da EEST, INPA retiradas de um trecho de floresta madura (controle) e alterada, na época chuvosa.

Figura 11. NMDS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*) baseado na riqueza total de plântulas emergidas do banco de sementes da EEST, INPA retiradas de um trecho de floresta madura (controle) e alterada, na época seca.

Figura 12. NMDS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*) baseado na riqueza de plântulas de espécies de Melastomataceae emergidas do banco de sementes da EEST, INPA retiradas de um trecho de floresta madura (controle) e alterada, na época seca.

Figura 13. NMDS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*) baseado na riqueza de plântulas, com a retirada das espécies de Melastomataceae emergidas do banco de sementes da EEST, INPA retiradas de um trecho de floresta madura (controle) e alterada, na época seca.

Figura 14. Proporção de indivíduos de espécies não pioneiras (barras sem preenchimento) e pioneiras (barras com preenchimento); do banco de sementes da Estação Experimental de Silvicultura Tropical do INPA, nos trechos de floresta madura e alterado. Letras maiúsculas se referem ao local de coleta, M: madura e A: alterada; letras minúsculas às períodos de coleta, c: chuvosa e s: seca.

1. INTRODUÇÃO

O banco de sementes ou estoque de sementes viáveis no solo pode ser definido como um conjunto de sementes não germinadas potencialmente capazes de substituir plantas adultas (Baker, 1989). O estoque de sementes viáveis no solo é uma resposta adaptativa das espécies que estão sujeitas a fatores ambientais e bióticos adversos, principalmente na fase inicial de vida. A formação do banco de sementes também pode ser devido à seleção de ciclos de vidas anuais e perenes em resposta à ocupação de ambientes instáveis ou de condições de estabelecimento e desenvolvimento restritas (Harper, 1977; Thompson, 1992; Baskin e Baskin, 1998).

Os estudos com banco de sementes foram inicialmente desenvolvidos por pesquisas em campos cultivados, sendo que os trabalhos mais notáveis na tentativa de se estimar parâmetros das sementes no solo foram realizados por Brenchley e Warington (1930, 1933, 1936 apud Baker, 1989). As técnicas utilizadas e aprimoradas no campo de pesquisa da agricultura passaram a ser aplicadas em estudos da regeneração natural (Baker 1989). O trabalho pioneiro em floresta tropical foi realizado por Symington (1933) na Malásia. Porém a concepção de dormência e alta viabilidade das sementes datam de registros mais antigos. Turner (1933) ressalta que Theophrastus (cerca de 372-282 anos, a.C), na sua obra “Inquérito sobre plantas”, relata as diferenças de resistência à germinação de várias espécies alimentares. Candolle (1832 apud Turner, 1933) observou a germinação de sementes de ervas daninhas em locais sem histórico de perturbação, sugerindo que sementes enterradas no solo permaneciam viáveis por um longo período.

O banco de sementes é influenciado por inúmeros fatores: tipo de comunidade dominante no local, histórico do uso da terra, matriz florestal no entorno e também apresenta variações no espaço e tempo (Dalling e Denslow, 1998; Dupuy e Chazdon, 1998; Miranda *et al.*, 2009). As variações espaciais ocorrem tanto no sentido horizontal como no vertical, entretanto, nas camadas superiores são verificadas as maiores quantidades de sementes (Harper, 1977; Garwood, 1989; Thompson, 1992; Dalling *et al.*, 1994; Pearson *et al.* 2002). A variação temporal do banco de sementes ocorre devido às taxas de perda e incorporação das sementes ao solo (Harper, 1977; Baskin e Baskin, 1998). A incorporação de sementes é resultado da chuva de sementes, que também apresenta sazonalidade em função dos diferentes padrões de frutificação das espécies (Young *et al.*, 1987; Dalling e Denslow, 1998). A taxa de perda das sementes no solo depende das taxas intrínsecas de perda de viabilidade das sementes após dispersão, das condições ambientais, predação e patógenos (Dalling *et al.*,

1998; Thompson, 2000; Fornara e Dalling, 2005; Castillo e Stevenson 2012).

O banco de sementes no solo é subdividido em dois grandes grupos, transitório e persistente (Roberts, 1981; Garwood, 1989). O banco de sementes persistente é composto por espécies pioneiras, também conhecidas como espécies iniciais da sucessão, intolerantes ao sombreamento, exigentes de luz ou secundárias (Brokaw, 1985). A persistência das sementes no solo se deve à alta viabilidade e dormência das sementes e estas podem ser dispersas por longos ou curtos períodos do ano e está presente somente em ervas pioneiras e pioneiras de vida curta. No entanto algumas espécies pioneiras apresentam diásporos com baixa viabilidade e sem dormência, o banco de sementes dessas espécies é mantido pela dispersão de sementes continua ao longo do ano, se a dispersão não é continua a densidade de sementes no solo apresentará flutuações (Harper, 1977; Garwood, 1989). Com base no comportamento de germinação e dos padrões temporais de dispersão das sementes Garwood (1989) subdividiu o banco de sementes de florestas tropicas em cinco categorias: transitório, pseudo-persistente, tardio-transitório, sazonal-transitório e persistente.

As sementes das espécies pioneiras se apresentam em grande densidade nos solos de florestas tropicais e constituem a principal reserva de propágulos para a regeneração de locais sujeitos a grandes perturbações, devido à baixa frequência de indivíduos adultos pioneiros no dossel das florestas maduras (Guevara-Sada e Gómez-Pompa, 1979; Dupuy e Chazdon, 1998; Baidier *et al.*, 2001; Martins e Engel, 2007). Espécies pioneiras apresentam diásporos quiescentes, devido às condições de luz do dossel ou de variações na temperatura (Vázquez-Yanes e Smith, 1982; Vázquez-Yanes e Orozco-Segovia, 1990; Pearson *et al.*, 2002, 2003).

Espécies pioneiras arbóreas tropicais apresentam dormência fotoblástica, este mecanismo está envolvido na detecção das clareiras recém-formadas (Vazquez-Yanes and Orozco-Segovia, 1990; Shinomura, 1997). A percepção da luz pela semente ocorre através do pigmento protéico fitocromo e a razão entre as suas formas ativas e inativas é definida como fotoequilíbrio. O fitocromo é estimulado pela luz vermelha extrema (VE) e inibido pela luz vermelha (V) (Valio & Joly; 1979; Takaki, 2001; Valio e Scarpa, 2001). A luz filtrada pelo dossel (com baixa razão V/VE) reduz o fotoequilíbrio e inibe a germinação de espécies fotoblásticas (Valio e Scarpa, 2001). A luz também é um fator crucial para o estabelecimento, crescimento e desenvolvimento das plântulas de espécies pioneiras, visto que a maior parte delas apresenta sementes pequenas com reservas limitadas (Garwood, 1996; Malcolm *et al.*, 1996; Whitmore 1996).

A magnitude da flutuação da temperatura também atua como sinal da presença de

grandes clareiras em uma ampla gama de espécies, porém a resposta a este sinal está associada ao tamanho da semente (massa seca acima de 2 mg) (Pearson *et al.*, 2002, 2003). O efeito da temperatura na germinação de sementes de espécies pioneiras neotropicais está relacionado com o aumento da permeabilidade do tegumento induzido pela alternância de temperaturas (Baskin e Baskin, 1998).

As espécies pioneiras arbóreas são principalmente distintas das espécies clímax no estágio juvenil, porque no geral suas plântulas são encontradas somente em clareiras. Deste modo, pioneiras típicas colonizam clareiras somente via sementes, estas podem estar presentes no banco de sementes ou na chuva de sementes (Hubbell e Foster, 1986; Swaine e Whitmore, 1988; Whitmore, 1989). Todavia padrões intermediários entre esses dois grupos são reconhecidos como um contínuo de comportamentos de regeneração (Hartshorn, 1980; Dalling *et al.*, 2001).

As espécies que compõem o banco de sementes transitório se apresentam em menor densidade no solo do que as espécies pioneiras, sendo que ele é composto por espécies tardias da sucessão florestal (Guevara-Sada e Gómez-Pompa, 1979; Garwood, 1989; Dupuy e Chazdon, 1998). Essas espécies também são conhecidas como tolerantes ao sombreamento, primárias, persistentes e clímax, germinam no sub-bosque florestal e formam banco de plântulas (Brokaw, 1985a; Whitmore, 1996). As espécies pertencentes a esse grupo geralmente não apresentam dormência ou podem apresentar graus variados de dormência (Swaine e Whitmore, 1988; Whitmore, 1996; Baskin e Baskin, 1998). A ausência de dormência na grande maioria das espécies esta associada à recalcitrância (ou anidrobiose) das sementes, pois quando dispersas apresentam alto teor de umidade (Hong e Ellis, 1996). Para algumas espécies desse grupo a germinação ocorre somente em ambiente sombreado, enquanto para outras pode ser indiferente (Denslow, 1980; Whitmore, 1989). No entanto essas espécies são tolerantes ao sombreamento em um sentido limitado, pois acabam por depender de algum nível de abertura do dossel para crescer e atingir a maturidade (Brokaw, 1985; Whitmore, 1996).

Após a formação da clareira a quantidade de sementes no solo decresce devido às taxas de recrutamento e morte de plântulas, posteriormente as espécies pioneiras estabelecidas frutificam e a densidade de sementes no solo aumenta e conforme a sucessão florestal avança o número de sementes armazenadas tende a diminuir (Young *et al.*, 1987; Saulesi e Swaine, 1988; Quintana-Ascencio *et al.*, 1996; Dalling e Denslow, 1998; Fornara e Dalling, 2005; Martins e Engel, 2007).

A abundância de ervas e arbustos no banco de sementes pode ser consequência da matriz do entorno, do histórico do uso da terra e pode caracterizar a vegetação que já sofreu algum tipo de alteração antrópica ou natural (Guevara-Sada e Gómez-Pompa, 1979; Young *et al.* 1987; Saulei e Swaine, 1988; Garwood, 1989). Em geral espécies herbáceas e arbustivas são mais comuns em áreas alteradas e de vegetação secundária (Garwood 1989). Os distúrbios ocorridos ao redor da floresta também contribuem para a entrada de espécies ruderais ou invasoras (Miranda *et al.* 2009).

Em estágios mais avançados da sucessão e em florestas maduras, a composição florística do banco de sementes muitas vezes não reflete a composição de espécies presentes no estrato arbóreo ou regenerante, visto que o banco de sementes é dominado por espécies pioneiras, enquanto que as espécies clímax dominam os estratos regenerantes e arbóreos (Garwood, 1989; Medeiros, 2004; Peçanha- Júnior, 2006). Assim, uma das principais funções do banco de sementes é permitir o estabelecimento de um conjunto de espécies que não ocorrem na vegetação ou que se apresentam em baixa densidade no dossel da floresta madura, mas que persistem no solo e apresentam uma função importante no restabelecimento das clareiras (Baker, 1989; Baskin e Baskin, 1998).

O banco de sementes desempenha um papel significativo na regeneração da floresta tropical, como fonte de recrutas para o restabelecimento das clareiras e na restauração da riqueza de espécies lenhosas. Está relacionado com o estabelecimento de espécies de diferentes grupos ecológicos com predominância das espécies pioneiras (Young *et al.*, 1987; Brokaw e Scheiner, 1989; Garwood, 1989; Hubbel *et. al.*, 1999; Castillo e Stevenson, 2010).

O efeito de distúrbios naturais nas comunidades vegetais resulta na formação de clareiras, que são áreas temporariamente abertas na vegetação e fazem parte de um processo dinâmico gerando mosaicos de diferentes tamanhos e idades de perturbação (Snedaker e Brown, 1982; Souza, 1984; Brokaw, 1985a; Denslow, 1987; Whitmore 1990). Clareiras naturais desempenham papéis importantes na regeneração, composição florística e diversidade das florestas tropicais (Connel, 1978; Denslow, 1985; Brokaw, 1989; Hubbell *et al.*, 1999).

Em florestas tropicais não é frequente a ocorrência de distúrbios de grande magnitude e clareiras muito grandes são eventos raros (Denslow, 1980, 1987; Brokaw, 1985b; Hubbell e Foster, 1986). Brokaw (1982b), estudando a distribuição em classes de tamanho de 66 clareiras que ocorreram em 13,4 ha de floresta no Panamá, relatou que a maior proporção das clareiras se encontra abaixo de 220 m². Espécies pioneiras colonizam clareiras de todos os

tamanhos, mas são mais diversas e abundantes em grandes clareiras e apresentam taxas de crescimento mais elevado (Brokaw 1985a). Com o aumento do tamanho das clareiras a amplitude de luz e temperatura aumenta (Denslow, 1987; Pearson *et al.*, 2002), mesmo as áreas florestais no entorno são influenciadas por grandes aberturas decorrentes do aumento da luz difusa lateral (Lieberman e Lieberman, 1989; Brown, 1996; Whitmore, 1996).

Algumas tempestades e rajadas de vento são provocadas por um fenômeno convectivo conhecido como *downburst* que nas áreas tropicais estão associados a chuvas intensas (Garstang *et al.*, 1998; Hjelmfelt, 2007). Esses eventos afetam grandes áreas na floresta tropical amazônica, podem apresentar tamanhos máximos de 2.500 a 3.400 ha de áreas alteradas (Nelson *et al.*, 1994; Chambers *et al.*, 2009; Espírito-Santo *et al.*, 2010; Negrón-Juárez *et al.*, 2010). Como mecanismo da dinâmica florestal em escala regional, estes eventos contribuem com uma pequena parcela da floresta na bacia amazônica (aproximadamente 0,02 %) (Nelson *et al.*, 1994; Espírito-Santo *et al.*, 2010), mas em escala local apresentam diferentes magnitudes de severidade podendo suprimir totalmente a cobertura arbórea (Nelson *et al.*, 1994; Guimarães, 2007).

Em 2005, a Amazônia apresentou elevado índice de mortalidade de árvores associado aos eventos de *downbursts* especialmente nas regiões centrais e orientais da bacia amazônica, com uma estimativa da área afetada de $4,5 \times 10^6$ km² e mortalidade arbórea estimada em 542 milhões de árvores (Negrón-Juarez *et al.*, 2010)

O fenômeno causa diversos tipos de danos físicos como: quebra de troncos e galhos; desfolhamento; aumento da biomassa morta; gera quedas associadas de árvores e promove o desenraizamento de grandes árvores causando o revolvimento dos horizontes do solo (Schaetzl *et al.*, 1989; Romme *et al.*, 1998; Guimarães, 2007; Marra 2010). Em algumas formações florestais, a mortalidade e danos físicos foram maiores nas faces topográficas mais íngremes (Bellingham, 1991; Walker, 1991; Marra, 2010). Entretanto, os padrões dos danos gerados por essas tempestades são muito complexos, ocorrendo de forma parcial ou total em várias escalas nas áreas afetadas (Rebertus, 1997; Guimarães, 2007; Marra, 2010).

A regeneração das clareiras tropicais se deve a quatro diferentes fontes: banco de plântulas; banco de gemas representado por plantas danificadas capazes de rebrotar após a formação da clareira; chuva de sementes após a perturbação e banco de sementes (Putz, 1983; Brokaw, 1985a; Young *et al.*, 1987; Saulei e Swaine, 1988; Putz e Brokaw, 1989; Castillo e Stevenson, 2010). Para florestas tropicais quanto maior o tamanho da clareira maior é a contribuição do banco de sementes para a regeneração das áreas afetadas (Garwood, 1989).

Diante dos inúmeros fatores que afetam a o banco de sementes, tornam-se necessários estudos que avaliem a sua dinâmica e status em resposta a um distúrbio natural de grande magnitude. Analisar os parâmetros do banco de sementes pode fornecer indícios do comportamento da floresta frente a alterações naturais de grande escala e intensidade, identificando suas fragilidades e resiliência.

2. Hipóteses de pesquisa

Hipótese de pesquisa (H^o): A densidade de plântulas emergidas do banco de sementes difere entre a floresta madura e secundária, classes topográficas e época de coleta.

H¹: Existe uma relação linear entre a densidade de plântulas emergidas, nível de abertura do dossel e declividade nos ambientes estudados.

H²: São observadas diferenças na riqueza e diversidade das espécies presentes no banco de sementes entre a floresta madura e alterada, entre diferentes classes topográficas e épocas de coleta.

H³: O hábito de vida e a frequência dos grupos funcionais diferem entre os dois ambientes (floresta madura x alterada) e entre classes topográficas.

3. OBJETIVOS

3.1. Geral

O presente estudo tem como objetivo caracterizar os parâmetros numéricos, estruturais e florísticos do banco de sementes de floresta madura e alterada por *downburst* aproximadamente seis anos e meio após sua ocorrência, a fim de se verificar em que nível a severidade do distúrbio afeta os parâmetros e o potencial do banco de sementes na recomposição de futuras aberturas no dossel e verificar se o banco de sementes da floresta madura poderá contribuir para resiliência desse ambiente.

3.2. Específicos

- (1) Verificar diferenças na densidade de plântulas emergidas do banco de sementes entre os dois tipos de ambiente (floresta madura x alterada), classes topográficas (platô x vertente) e épocas de coleta (estação seca e chuvosa);
- (2) Verificar se existe relação linear entre a densidade de plântulas emergidas, nível de

abertura do dossel e declividade nos ambientes estudados;

(3) Analisar diferenças na riqueza e diversidade das espécies presentes no banco de sementes entre a floresta madura e alterada, classes topográficas e épocas de coleta;

(4) Analisar diferenças no hábito de vida e frequência dos grupos funcionais entre os dois ambientes (floresta madura x alterada) e classes topográficas.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

As amostras de solo foram retiradas da Estação Experimental de Silvicultura Tropical (EEST) do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), localizada no Distrito Agropecuário da Superintendência da Zona Franca de Manaus no município de Manaus, AM. A estação (EEST) está localizada à cerca de 90 km, a noroeste da cidade de Manaus, com acesso pela Rodovia BR-174 (Manaus - Boa Vista) na estrada vicinal ZF-2 (Higuchi *et al.* 1998). A área da estação abrange, aproximadamente, 21.000 ha de floresta de terra firme (Higuchi *et al.* 2004) e engloba as bacias do rio Cuieiras e Tarumãzinho (Higuchi *et al.* 1998).

O relevo local é suave ondulado e consiste basicamente de planos suaves (terra firme), as áreas planas são formadas por pequenos platôs que variam de 500 a 1.000 m de comprimento e de áreas alagadas (igarapés) cuja diferença de elevação entre elas pode atingir cerca de 45 metros de altura (Higuchi *et al.*, 1998; 2004; Ferraz *et al.* 1998).

Na EEST a vegetação predominante é a floresta terra firme e nestas ocorrem basicamente três fisionomias: baixio (sob influência de cursos de água), vertente (zonas de encosta) e platô (zonas tabulares) (Higuchi *et al.* 1998; Carneiro 2004). No geral os solos do platô são de textura argilosa, com percentual de argila acima de 60%; nas encostas a textura do solo se apresenta mais argilosa nos horizontes superficiais, tendendo a arenosa no solo subsuperficial e estes variam de argilo-arenoso (próximos aos platôs) e areno-argiloso (próximos aos baixios); nos baixios predominam solos de textura arenosa com predominância de areia grossa (Ferraz *et al.* 1998).

Essa caracterização de solos citada acima foi feita para a floresta madura, em contrapartida para floresta alterada, apesar de ser uma área relativamente próxima, a padronização do solo não é tão evidente como o observado para floresta madura. Essa diferenciação pode ser devido à relação positiva dos teores percentuais de argila com o

aumento da altura relativa (Ferraz *et al.* 1998). A declividade média percentual da floresta madura (15 ± 13 (média \pm desvio padrão); 0 a 59, porcentagem mínima e máxima, respectivamente) (Anexo C) foi superior a registrada na floresta alterada (13 ± 9 ; 0 a 40, porcentagem mínima e máxima, respectivamente) (Anexo D).

De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é equatorial úmido (Af) (Peel *et al.*, 2007) com temperatura média anual de 26,5 °C e umidade relativa elevada durante todo ano (médias mensais entre 76 e 89%). A precipitação média anual é de 1.750 a 2.500 mm (Sombroek, 2001).

4.1.2. Floresta madura

O trecho de floresta madura se localiza a 9 km ($2^{\circ}61'39.35''S$; $60^{\circ}20'35.03''W$) do trecho de floresta alterado ($2^{\circ}56'22.43''S$; $60^{\circ}26'72.94''W$), considerando o ponto de intersecção dos transectos (leste-oeste e norte-sul) estabelecidos nas áreas (Higuchi *et al.*, 1998; Marra 2010).

A dinâmica da comunidade arbórea desse trecho de floresta vem sendo monitorada pelo Laboratório de Manejo Florestal (LMF) através de parcelas permanentes estabelecidas pelo projeto Jacaranda (Higuchi *et al.* 1998). Ao todo existem 250 parcelas permanentes de 20 x 20 m (10 ha); alocadas de forma contínua ao longo de dois transectos de 2.500 m cada, dispostos no sentido leste-oeste e norte-sul. Os dois transectos cruzam diferentes topossequências com características edáficas, florísticas e estruturais distintas (Ferraz *et al.* 1998, Higuchi *et al.* 1998, Saito *et al.* 2003, Carneiro 2004).

Neste local não há indícios de alterações antrópicas significativas (Fig. 1), no entanto se observa a presença de clareiras antigas e recém formadas (Fig. 1 d). Durante o período de coleta das amostras nesse trecho de floresta, a taxa de mortalidade arbórea foi de 1,15% ano⁻¹ (6,7 árvores por hectare) (Fontes, comunicação pessoal).



Figura 1. Aspecto da floresta madura da EEST, INPA; a) aspecto do sub-bosque da floresta em área de platô; b) e c) aspecto geral e do sub-bosque da floresta em áreas de vertente; d) clareira recém formada na época chuvosa.

4.1.3. Floresta alterada

O trecho de floresta secundária foi alterado em decorrência de fortes ventos que provocaram tempestades com rajadas de vento de até 140 km/hora e chuvas torrenciais que acompanharam uma tempestade convectiva, entre os dias 16 a 18 de janeiro de 2005 e alteraram a estrutura de 2.668 ha de floresta na EEST (Negrón-Juarez *et al.*, 2010). Seu impacto sobre o dossel provocou diversos tipos de danos físicos e elevada mortalidade arbórea (Guimarães, 2007). A área de estudo está subdividida em parcelas permanentes alocadas de forma contínua ao longo de um transecto de 1.000 m de comprimento no sentido norte-sul e leste-oeste. As parcelas permanentes de 10 x 25 m (250 m² cada) estão distribuídas ao longo de diferentes topossequências (Marra, 2010).

Atualmente, a floresta remanescente apresenta aproximadamente seis anos e meio de idade e ainda apresenta uma estrutura heterogênea (Fig. 2). Em alguns pontos a floresta aparentemente permaneceu inalterada, enquanto que em outros trechos é evidente a severidade

do distúrbio, onde o dossel ainda se encontra em reestruturação (Fig. 2 a). Mesmo após seis anos e meio da ocorrência do distúrbio, em alguns pontos são observados grandes quantidades de árvores caídas mortas, troncos e grande quantidade de matéria orgânica (Fig. 2b). Como salientado por Marra (2010) que durante a coleta dos dados na área (período de 18 meses), observou-se a reocorrência de pequenos distúrbios provocados pela queda de árvores vivas (não danificadas pela tempestade) e de árvores danificadas ou mesmo mortas pela tempestade (que permaneciam em pé).

Com base no trabalho de Marra (2010), as áreas afetadas pela tempestade convectiva de 2005 na Estação Experimental de Silvicultura Tropical foram subdivididas de acordo com a severidade do distúrbio, em trechos de floresta levemente perturbada, parcialmente perturbada e severamente perturbada. O local severamente afetado foi o que mais caracterizou o evento. Esse trecho de floresta apresentou 929 indivíduos vivos com densidade média de $442,66 \pm 46,57 \text{ ind. ha}^{-1}$ (média \pm desvio padrão), e destes 133 indivíduos apresentaram sinais de danos (que representou 14,2% de todos os indivíduos amostrados). Nesse trecho de floresta amostrado foram registradas 270 árvores mortas (que correspondeu a 22,51% de todos os indivíduos amostrados), a densidade média de árvores mortas e que permaneciam em pé foi de $9,77 \pm 6,35$, a densidade de indivíduos mortos por quebra ou ruptura da copa e fuste foi de $40,88 \pm 14,82$ e de árvores desenraizadas foi de $93,33 \pm 24,17$. A densidade de árvores mortas também variou entre as classes topográficas sendo maior nas áreas de vertente, posteriormente em platô. Pelo fato da área severamente perturbada melhor caracterizar o distúrbio, optou-se pela amostragem do banco de sementes neste local.

Apesar de não se ter dados da comunidade vegetal antes do distúrbio, Marra (2010) analisou a comunidade arbórea (acima 10 cm de DAP) após cinco da ocorrência do distúrbio na área de coleta do presente estudo e conjuntamente com outras áreas próximas ao local de estudo atingidas pela tempestade convectiva de 2005. A análise comparativa das áreas alteradas com a floresta madura (também do presente estudo), apesar de se tratar de tamanhos amostrais distintos, encontrou um grande número de espécies em comum, com alta concordância florística entre os trechos de florestas madura e alteradas. Essa concordância ocorreu pelo elevado número de famílias, gêneros e espécies em comum e somente algumas espécies foram exclusivas de cada ambiente. Das 15 famílias que obtiveram os maiores índices de valor de importância em cada ambiente, 14 foram comuns às duas florestas (madura e trechos de florestas alteradas), estas apenas se revezaram no ranqueamento, sendo que as Urticaceae (*Cecropia* spp.) apresentaram maior representatividade na floresta alterada.

A diversidade de espécies foi considerada alta e esta pode não ter sido diretamente afetada pela tempestade, sendo que foram observados maiores diferenças nos padrões estruturais entre as florestas madura e trechos de florestas alteradas.



Figura 2. Aspecto da floresta alterada por *downburst*; a) clareira em reconstrução, b) pedaços de tronco no solo; c) raiz arrancada; d) trechos da floresta sem evidências de alterações severas.

4.2. Amostragem, quantificação e identificação das espécies presentes no banco de sementes

As amostras de solos coletadas foram distribuídas aleatoriamente nas áreas amostradas utilizando somente as trilhas estabelecidas por Marra (2010) e Higuchi (1998), somente parte da amostragem foi realizada dentro das parcelas estabelecidas nas duas áreas. Em cada trecho de floresta estudada (floresta madura e alterada) foram coletadas 80 amostras de solo totalizando 160 amostras nos dois ambientes estudados. Das 80 amostras coletadas em cada trecho de floresta, estas foram subdivididas em platô e vertente, sendo 40 amostras para cada classe topográfica. As coletas foram realizadas no meio da estação chuvosa (março de 2011) e seca (setembro de 2011). A área superficial somada das amostras coletadas para cada trecho

de floresta amostrado foi de 5,03 m².

Em cada ponto de coleta foram aferidas medidas de declividade e de abertura do dossel, sendo que estas foram realizadas somente por um amostrador para evitar erros de amostragem. As medidas de abertura do dossel foram aferidas por meio de densiômetro esférico (modelo A, Lemmon) (Lemmon, 1957) a um metro de altura do solo, e aferidas nos quatro pontos cardeais. O densiômetro esférico é composto por um espelho convexo e subdividido em 24 quadrantes e cada quadrante é subdividido mentalmente em quatro, destes são contados quantos quadrantes refletem o dossel ou abertura. A média dos quadrantes foi multiplicada por 1,04 (fator de correção), derivando a estimativa da cobertura vegetal ou nível de abertura do dossel em porcentagem (Lemmon 1957).

A declividade foi aferida com clinômetro (Sunnto), as medidas foram aferidas a 10 metros de distância do observador utilizando uma baliza, a declividade foi aferida no sentido de maior declividade do terreno. Para verificar diferenças na densidade de sementes nos dois trechos de florestas amostradas, as medidas de declividade foram categorizadas de 0 a 10% como platô e acima de 10% como vertente. Para verificar a relação linear entre densidade de sementes e topografia, utilizaram-se as medidas originais de cada ponto dadas em porcentagem.

As amostras foram coletadas a uma distância mínima de 30 metros entre si, a uma profundidade de 5 cm. Para padronização da amostragem foi utilizado um gabarito circular com diâmetro de 20 cm. Todo material grosseiro, como folhas intactas e troncos acima de 5 mm de diâmetro, foram excluídos da amostra. Com intuito de minimizar a influência de clareiras recentes na floresta madura (testemunha) não se realizou a coleta de solo em locais com indício de distúrbio recente.

Optou-se pelo método indireto para análise da densidade e composição florística do banco de sementes, que consiste na contagem de plântulas emergidas em viveiro (Simpson *et al.*, 1989; Gross, 1990; Brown, 1992). Cada amostra coleta foi espalhada em duas bandejas plásticas (395 x 300 x 121 mm), totalizando 160 bandejas semeadas para cada área amostrada e 320 para cada época de coleta. As bandejas foram preenchidas com areia lavada e serragem (na proporção 3:1). As amostras de solo foram espalhadas com aproximadamente 0,5 centímetro de profundidade nas bandejas.

Dalling *et al.* (1994) analisando o efeito da espessura do espalhamento das amostras de solo em bandejas para estimar a densidade de sementes em solo tropical pelo método indireto, espessuras acima de 5 mm de solo diminuíram os valores observados de plântulas emergidas.

A 10 mm de espessura o número de plântulas emergidas foi de 205 e o esperado de 428 plântulas, nas amostras de 20 mm observou-se a emergência de 303 plântulas contra um total esperado de 824 plântulas. A remistura das amostras de solo após 6 e 13 semanas de avaliação não aumentou substancialmente o número de plântulas emergidas, mesmo a peneiragem do solo para quebrar os agregados não influenciou a velocidade e número total de plântulas emergidas nas amostras de 5 mm de profundidade.

As bandejas contendo as amostras de solo foram distribuídas aleatoriamente na casa de vegetação e re-aleatorizadas por pelo menos três vezes durante os cinco meses de avaliação do experimento. A casa de vegetação se localiza no Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e é inteiramente coberta por sombrite 50%, sendo o telhado e as laterais cobertos com plástico aditivo para evitar o impacto das chuvas e a entrada de sementes contaminantes, e ao mesmo tempo permitir a incidência de luz suficiente para a germinação das sementes.

Para verificar a ocorrência de contaminantes, foram utilizadas 10 bandejas contendo apenas areia lavada e serragem. As plântulas contaminantes foram excluídas das contagens de densidade e composição florística.

Os experimentos foram avaliados durante cinco meses para cada época de coleta. As contagens de emergência foram realizadas em intervalos de dois dias e quando a porcentagem de emergência declinou no quarto e quinto mês de avaliação, o intervalo de avaliação passou a ser semanal. Para os gráficos de frequência relativa acumulada de emergência, as plântulas emergidas das duas áreas foram agrupadas por período de 15 dias de avaliação.

As espécies presentes no solo foram morfotipadas, e no mínimo quatro espécimes de cada foram transplantadas e mantidas em crescimento por aproximadamente 11 meses para possibilitar a identificação. As identificações foram feitas com auxílio da literatura específica (Berg *et al.*, 1974; Berg, 1978; Gentry, 1996; Ribeiro *et al.*, 1999; Berry *et al.*, 2001; Michelangeli, 2005; Simpson, 2006; Camargo *et al.*, 2008; Garwood, 2009; etc.), de parataxónomos, taxonomistas e por consultas ao Herbário do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA).

Os parâmetros estruturais como densidade, frequência absoluta e relativa e índice de importância modificado ($IVB = \text{densidade relativa} + \text{frequência relativa}$) (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974) foram calculados para espécies ou morfotipos e famílias, pelo Microsoft Office Excel.

4.3. Hábito de vida

As espécies ou morfotipos e os indivíduos presentes no banco de sementes foram subdivididos quanto ao hábito de vida em: arbóreo, arbustivo, epífita, hemiepífita, erva e liana. A classificação das espécies e morfotipos se deu com base na literatura específica (Ribeiro *et al.*, 1999; Berry *et al.*, 2001; Garwood, 2009; etc.) e por meio de inferências. Para espécies que apresentam variações no hábito de vida optou-se pela forma mais abundante por meio de consultas ao material depositado no herbário do INPA. Para testar as diferenças na densidade de sementes e número de indivíduos entre os hábitos de vida utilizou-se o teste não-paramétrico de Mann-Whitney (U).

4.4. Grupos funcionais

Optou-se pela subdivisão das espécies e morfotipos presentes no banco de sementes em pioneira e não pioneira, com base na classificação em apenas dois grupos proposta por Swaine e Whitmore (1988) com adaptações. Para separação nos grupos sucessionais entre as espécies e morfotipos utilizou-se as informações contidas na literatura e por meio de inferências com base no padrão de crescimento das espécies observadas em viveiro.

4.5. Análises estatísticas

4.5.1 Densidade de sementes

As diferenças na densidade de plântulas emergidas entre as áreas, classes topográficas e épocas do ano foram testadas pela análise de variância (ANOVA), utilizando-se dados logaritimizados para atender aos pressupostos de normalidade. Apesar da baixa normalidade (Lilifors $p = 0,05670$), a análise foi repetida utilizando-se o teste não-paramétrico de Mann-Whitney (U) e os resultados obtidos foram os mesmos. Com o intuito de se testar a influência das épocas de coletas (chuvosa x seca) na densidade de plântulas emergidas do banco de sementes pertencentes às famílias mais abundantes, utilizou-se teste não-paramétrico de Mann-Whitney (U), a fim de verificar se as densidades das famílias mais abundantes são diferentes entre as épocas.

Para analisar a relação linear entre nível de abertura do dossel e topografia na densidade de plântulas emergidas dos ambientes estudados nas diferentes épocas, aplicou-se a regressão linear múltipla utilizando as parciais geradas pelo programa Systat 12.

4.5.2 Riqueza florística, diversidade de espécies e similaridade florística

Para os cálculos de diversidade, riqueza e similaridade florística utilizou-se somente os indivíduos identificados ao nível de espécie ou morfotipo incluindo os agrupamentos *Bellucia* spp. e Rubiaceae spp.

Para o cálculo da diversidade de espécies utilizou-se o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (Magurran, 1988), o índice foi calculado para cada área nas diferentes épocas e o total geral incluiu o somatório de espécies das duas épocas de coleta em cada trecho de floresta amostrado. Para o índice de diversidade de Shannon, foi calculada a equabilidade (J) de Pielou (1966), que considera que a máxima diversidade de espécies é encontrada quando todas as espécies são igualmente abundantes, o índice varia de 0 a 1, sendo a máxima uniformidade, quando todas as espécies tem igual abundância.

Para evitar que diferenças na quantidade de indivíduos influenciassem as estimativas de riqueza e diversidade de espécies utilizou-se o procedimento de rarefação (Gotelli & Colwell 2001), para estimar esse parâmetros utilizou-se as abundâncias de 400, 600 e 800 indivíduos, com 1.000 interações. Considerou-se a sobreposição da média nos intervalos de confiança como indicativo da ausência de diferenças na riqueza e diversidade das espécies entre as áreas. As estimativas de riqueza e diversidade das espécies ou morfotipos foram calculadas utilizando-se o programa EcoSim 7 (Gotelli & Entsminger 2001).

Para verificar diferenças na similaridade florística entre as áreas nas diferentes épocas utilizou-se o Procedimento de Permutação de Resposta Múltipla (MRPP) (McCune e Mefford 1999), por meio do programa PC-ORD 6.0. Utilizou-se uma matriz de presença e ausência e a distância de Sørensen (Bray-Curtis) foi aplicada como medida de dissimilaridade florística, que avalia se a diversidade do banco de sementes é mais similar entre si do que o esperado ao acaso.

Para verificar diferenças na riqueza das espécies com base na abundância das espécies entre as áreas amostradas e classes topográficas nas diferentes épocas de coleta, utilizou-se a análise de ordenação de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) utilizando a abundância dos indivíduos (número de indivíduos). Utilizou-se a distância de Bray-Curtis, os dois eixos gerados foram extraídos e deles testada a significância utilizando a dissimilaridade Euclidiana, por meio do teste de Mantel. Para testar a diferença entre as áreas (floresta madura e alterada) e classes topográficas, a ordenação foi reduzida a um único eixo e testada por análise de variância (ANOVA). Para confirmar a significância dos resultados utilizaram-se testes de permutação por meio das frequências observadas e esperadas. Os mesmos testes

foram repetidos analisando somente as espécies pertencentes à Melastomataceae e Urticaceae e em seguida, os testes foram refeitos utilizando somente as espécies pertencentes às outras famílias. Para realização das análises de NMDS utilizou-se o programa estatístico R (R Core Team, 2012) por meio dos pacotes Vegan (Oksanen, 2011) e Labdsv (Roberts, 2012).

5. RESULTADOS

5.1. Densidade de sementes

Durante o período de avaliação do experimento 3.410 e 2.622 plântulas emergiram na estação chuvosa e seca, respectivamente. Aos 90 dias de avaliação do experimento, 95% e 89% (chuvosa e seca, respectivamente) do total de plântulas emergiram (Fig. 3).

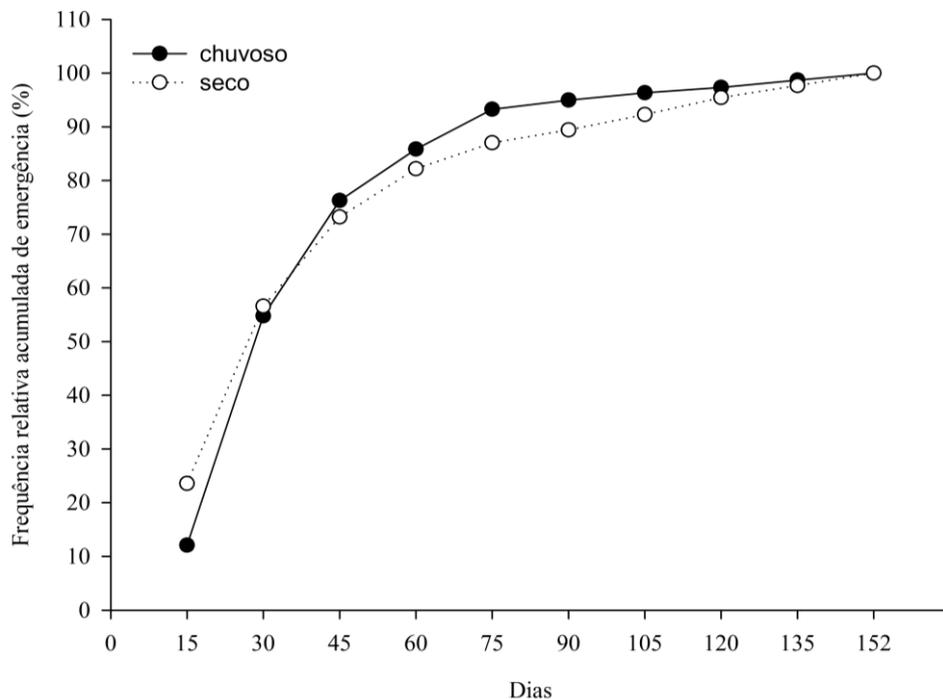


Figura 3. Frequência relativa acumulada por período de coleta de plântulas emergidas do banco de sementes da Estação Experimental de Silvicultura Tropical (EEST) do INPA.

A densidade média de sementes por metro quadrado na floresta madura foi de 549 ± 484 e 447 ± 382 (média \pm desvio padrão), para época chuvosa (Fig. 4) e seca (Fig. 5), respectivamente. A densidade para o trecho de floresta alterada foi de 808 ± 1.000 e 596 ± 418 , época chuvosa (Fig. 4) e seca (Fig. 5), respectivamente.

A análise de variância detectou diferenças entre os dois trechos de floresta amostrados nas diferentes épocas ($F = 16,43$; $p = 0,00$). A densidade de sementes também foi influenciada pela época de coleta ($F = 4,14$; $p = 0,04$). Não houve forte evidência de que a densidade de

sementes sofreu influência das classes topográficas (platô x vertente) nos trechos de florestas amostrados, independente da época do ano ($F = 0,61$; $p = 0,44$).

Apesar da similitude na densidade de sementes nas diferentes classes topográficas, a densidade média de sementes na vertente foi menor do que no platô na estação chuvosa, exceto para a vertente da floresta alterada, que apresentou 857 ± 1.309 sementes m^{-2} (Fig. 4a). Todavia, com a retirada da amostra 59 (266 plântulas emergidas), a densidade caiu para 662 ± 441 sementes m^{-2} , inferior ao platô 759 ± 554 sementes m^{-2} (Fig. 4b).

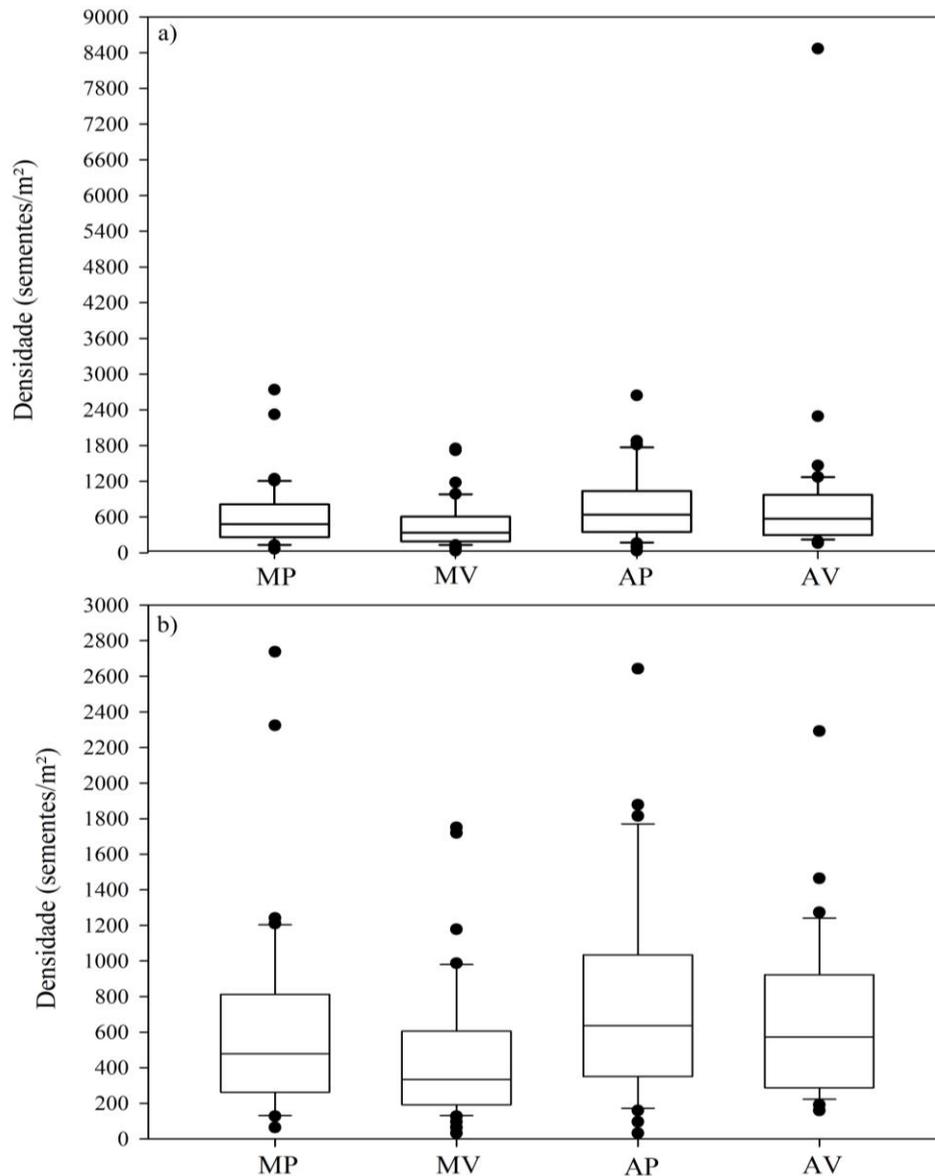


Figura 4. Densidade de sementes/ m^2 de plântulas emergidas do banco de sementes da EEST, INPA, nos dois trechos de floresta amostrados, classes topográficas e período de coleta chuvoso; a) com o outline (amostra 59); b) sem outline; M: floresta madura; A: alterada; P: platô; V: vertente.

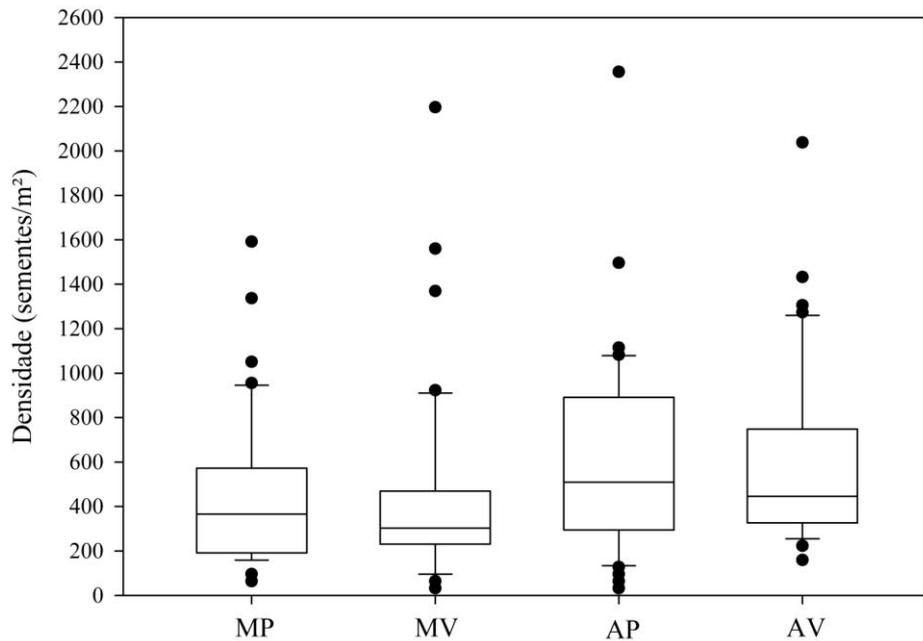


Figura 5. Densidade de sementes/m² de plântulas emergidas do banco de sementes da EEST, INPA, nos dois trechos de floresta amostrados, classes topográficas e período de coleta seco; M: floresta madura; A: alterada; P: platô; V: vertente.

Não existe uma relação linear entre densidade de sementes, declividade e abertura do dossel independente do trecho de floresta amostrado e época do ano (Fig. 6). A regressão linear múltipla da densidade de sementes por declividade na época chuvosa, explicou menos de 2% da relação (Fig. 6 a, c). A densidade de sementes por declividade na floresta madura apresentou uma relação negativa (Fig. 6 a). A abertura do dossel explicou menos de 1% para ambas as áreas e o eixo de inclinação para floresta madura foi maior do que para floresta alterada (Fig.6 b, d).

A regressão linear múltipla da densidade de sementes por topografia e abertura do dossel na época seca nas duas áreas amostradas explicou menos de 1% da densidade (Fig. 7). O nível de abertura do dossel para floresta madura explicou 4,28 % da densidade, na alterada menos de 1% (Fig 7. b). Os eixos de inclinação para as variáveis estudadas para floresta madura se apresentaram negativos enquanto que para floresta alterada foram positivos (Fig.7).

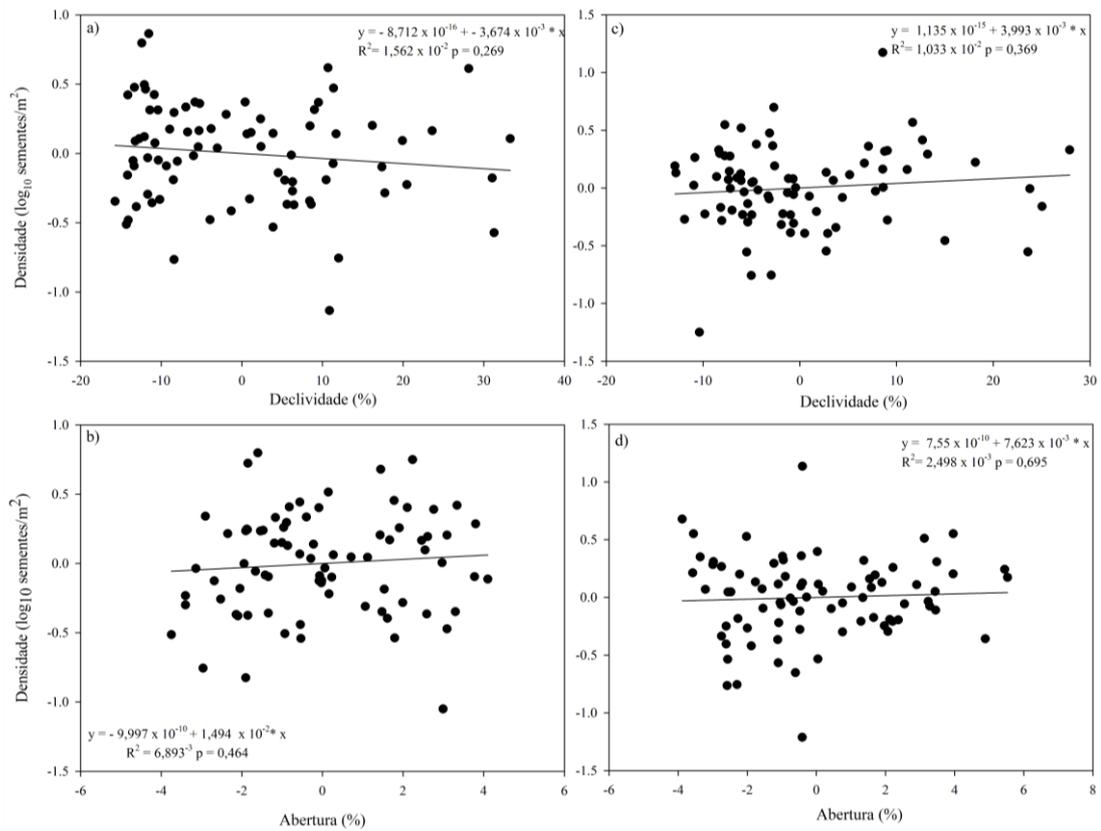


Figura 6. Regressão linear múltipla parcial de plântulas emergidas do banco de sementes da EEST, INPA na época chuvosa; a) e b) floresta madura; c) e d) alterada.

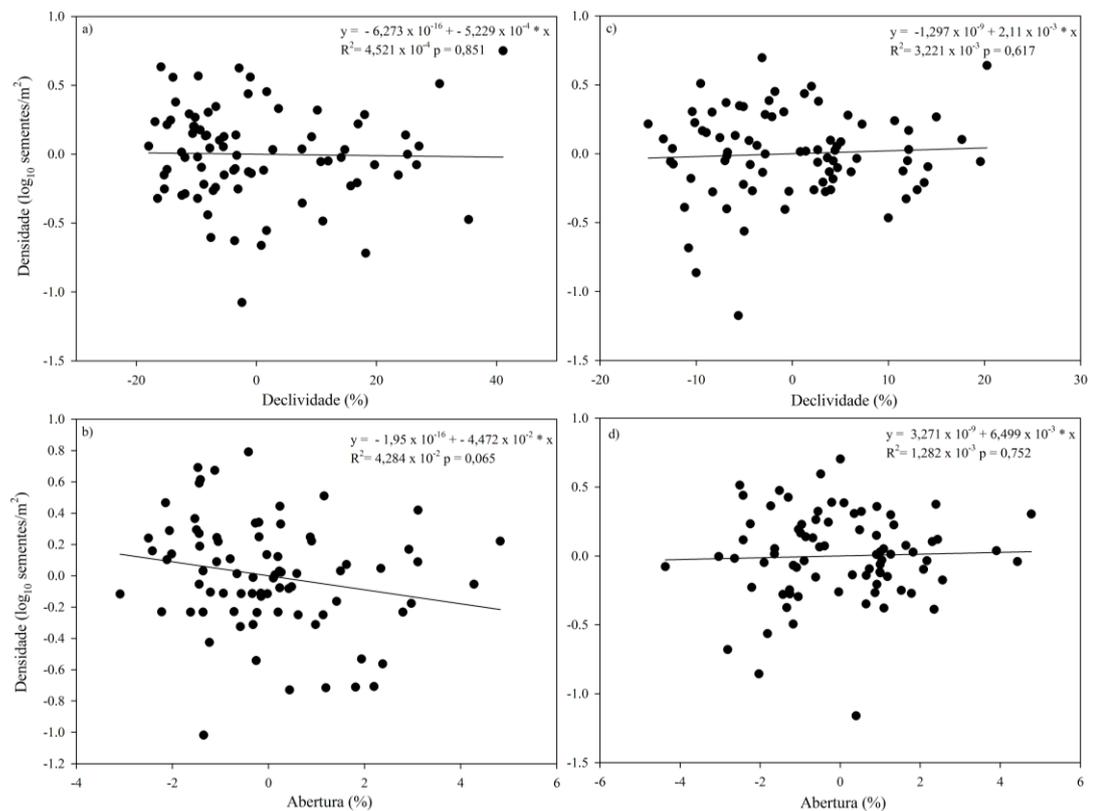


Figura 7. Regressão linear múltipla parcial de plântulas emergidas do banco de sementes da EEST, INPA na época seca; a) e b) floresta madura; c) e d) alterada.

5.2. Composição florística e parâmetros estruturais na época chuvosa

Do total de 3.410 plântulas emergidas na época chuvosa, 12% permaneceram como indeterminadas (sem informações sobre família) e 61% das plântulas foram identificadas ao nível de espécie, morfotipo ou grupamento de espécies, o restante foi identificado ao nível de família ou gênero.

Na estação chuvosa 159 plântulas foram caracterizadas como contaminantes que correspondeu a onze espécies e/ou morfotipos, somente *Turnera* cf. *ulmifolia* L. esteve presente na bandeja testemunha, *Kyllinga* cf. *pumila* Michx., *Paspalum* spp., *Ficus* sp. 2, *Spermacoce latifolia* Aubl., estiveram presentes nas bandejas testemunhas da estação seca.

Ao redor da casa de vegetação se encontra uma grande quantidade de espécies invasoras típicas de gramados e áreas abertas, todas as espécies caracterizadas como contaminantes se encontram em grande densidade ao redor da casa de vegetação tais como: *Cyperus diffusus* Vahl, *Dalechampia olympiana* Kuhl. & W.A. Rodrigues, *Desmodium* sp., optou-se pela retirada dessas espécies, pois estas poderiam não fazer parte do banco de sementes das áreas coletadas. Mesmo no piso da casa de vegetação observou-se a emergência de algumas dessas espécies caracterizadas como contaminantes como: *Oldenlandia lancifolia* (Schumach.) DC., *Cecropia concolor* Willd. e *Paspalum* spp. Dentro da casa de vegetação lagartos adentravam o local, o que contribuiu para a entrada de espécies invasoras.

Ficus sp.1 apresentou 106 plântulas emergidas originadas de 6 amostras que correspondeu a agregados de sementes que antes não se encontravam nessas amostras (observadas no quarto mês de avaliação), observou-se a emergência dessas plântulas no plástico que cobria a casa de vegetação próximo às bandejas contaminadas. *Kyllinga* cf. *pumila* (19 plântulas em 16 amostras), *Ficus* sp. 1 (106 plântulas em 6 amostras) *Paspalum* spp. (10 plântulas em 9 amostras) e *Oldenlandia lancifolia* (16 plântulas em 6 amostras) representaram 95% do total de plântulas caracterizadas como contaminantes.

Melastomataceae apresentou o maior número de espécies e morfotipos (29), seguido de Araceae com oito espécies, Cyperaceae e Urticaceae foram representadas por cinco espécies.

Melastomataceae, Urticaceae e Araceae representaram 70,05% do total de plântulas emergidas na floresta madura e 79,71% na alterada (Anexo A). Melastomataceae representou

57,94% e 64,11% do total de plântulas emergidas, madura e alterada, respectivamente. Diferenças nas dominâncias entre as famílias para as duas áreas amostradas foram observadas, pelo ranqueamento dos valores de importância modificada (IVB = DR + FR) (Anexo B).

Cyperaceae representou a quarta família mais dominante na área alterada, e ocupou a sétima posição na conservada. Goupiaceae representada por *Goupia glabra* Aubl. ocupou a quarta posição na floresta conservada representando 2,9% do total de indivíduos identificados, enquanto que na floresta alterada representou somente 0,2% do total de indivíduos. Hypericaceae, representada pelas espécies de *Vismia*, apresentou maior dominância na floresta conservada representando a quinta mais abundante, na alterada ocupou a sétima posição no ranqueamento. Moraceae foi representativa para as duas áreas com DA 10,74 e 14,72, floresta madura e alterada, respectivamente.

Miconia pyrifolia Naudin foi à espécie mais frequente na floresta conservada, com densidade média de 114 ± 99 sementes m^{-2} (média \pm desvio padrão), representando 21,02% dos indivíduos amostrados e FA 67,5%, na floresta alterada apresentou densidade média de 46 ± 31 sementes m^{-2} e representou 2,55% dos indivíduos e 27,5% das amostras, ocupando a nona posição no ranqueamento do IVB.

Bellucia spp. foram representativas para ambas as áreas, com densidades 140 ± 327 e 158 ± 187 sementes m^{-2} , presente em 43 amostras (FA 53,75%) e 51 amostras (FA 63,75%), floresta madura e alterada, respectivamente. *Miconia comptifolia* Wurdack ocupou a segunda posição do IVB para floresta alterada com densidade de 84 ± 86 sementes m^{-2} e 60,0% das amostras, na floresta madura somente um indivíduo foi amostrado.

Cecropia sciadophylla Mart. ocupou a terceira posição para área alterada e sexta para madura. *Cecropia distachya* Huber (DR 2,4%) e *C. purpurascens* C. C. Berg (DR 3,27%) apresentaram maiores densidades relativas para floresta madura e corresponderam somente a 1,43% e 1,19% para a área alterada. *Cecropia ulei* Snethl. se destacou na área alterada com densidade relativa de 3,74%, enquanto que na floresta madura representou somente 0,98% dos indivíduos. A densidade de *Cecropia* spp. para área alterada foi superior à amostrada na floresta madura (DA 43,37 DR 11,87% e FA 86,25% madura e DA 70,82% DR 14,16% e FA 135% alterada).

cf. *Henriettella caudata* Gleason caracterizou como a terceira mais abundante na floresta madura com 110 ± 96 sementes m^{-2} e FA 21,25%, na floresta alterada ocupou décima nona posição com 64 ± 78 sementes m^{-2} e FA 7,5%. *Miconia phanerostila* Pilg. correspondeu à quarta mais importante na floresta madura com DR 6,10% e FA 17,5%, na floresta alterada

ocupou a 20ª posição com DR 0,95%. No trecho de floresta alterada *Miconia* cf. *egensis* Cogn. ocupou a quarta posição com DR 4,93% e FA 35%, na madura ocupou a 16ª com DR 0,98%.

Miconia serrulata (DC.) Naudin, *M. argyrophylla* DC., *M. carassana* Cogn., *Maieta guianensis* Aubl., cf. *Miconia ciliata* (Rich.) DC., *Philodendron fragrantissimum* (Hook.) G. Don e *Philodendron wittianum* Engl. foram mais representativas no trecho de floresta alterada. *Goupia glabra* e Rubiaceae spp. apresentaram maior densidade na floresta madura. *Scleria secans* (L.) Urb. apresentou densidade relativamente elevada somente para a área alterada, enquanto *M. aplostachya* (Bonpl.) DC. somente para a área conservada.

5.3. Composição florística e parâmetros estruturais na época seca

Do total de 2.622 plântulas emergidas, 9% permaneceram como indeterminadas (sem informações sobre família) e 78% das plântulas foram identificadas ao nível de espécie, morfotipo ou grupamento de espécies, sendo o restante identificado somente ao nível de família ou gênero.

Na estação seca 168 plântulas foram caracterizadas como contaminantes que correspondeu a quatorze espécies ou morfotipos, *Kyllinga* cf. *pumila*, *Cyperus* sp. 1, *Spigelia anthelmia* L., *Miconia* sp., *Ficus* sp. 2, *Paspalum* spp., *Spermacoce latifolia*, estiveram presentes nas bandejas testemunha. O restante das espécies caracterizadas como contaminantes encontravam-se em grande densidade ao redor da casa de vegetação sendo estas: *Alternanthera* cf. *sessilis* (L.) R.Br. ex DC., Euphorbiaceae sp, *Desmodium* sp., *Scoparia dulcis* L., Poaceae 1, *Lantana cujabensis* Schauer e *Cecropia concolor* esta última foi observada emergindo no chão da casa de vegetação.

Quatro das espécies presentes nas bandejas testemunhas corresponderam a 86% (145 plântulas) do total de plântulas caracterizadas como contaminantes, sendo essas: *Kyllinga* cf. *pumila* (44 plântulas presentes em 38 amostras), *Miconia* sp. (33 plântulas presentes em 16 amostras), *Ficus* sp. 2 (50 plântulas presentes em 22 amostras), *Paspalum* spp. (18 plântulas presentes em 13 amostras).

Melastomataceae apresentou maior número de espécies (26), seguida de Araceae com nove espécies, Cyperaceae, Moraceae e Urticaceae apresentaram seis espécies.

Melastomataceae, Urticaceae, Araceae e Moraceae configuraram entre às famílias mais abundantes nas duas áreas, representando 73,37% e 81,05% do total de plântulas emergidas do banco de sementes, madura e alterada, respectivamente (Anexo A).

Melastomataceae representou 51,29% dos indivíduos na floresta madura e 55,04% na alterada.

Cyperaceae, apesar de apresentar uma densidade absoluta e relativa maior que Dilleniaceae, ocupou a sexta posição no ranqueamento dos valores de importância na floresta madura. Dilleniaceae esteve presente em 18 amostras enquanto as Cyperaceae em cinco amostras na floresta madura. Goupiaceae, representada por uma única espécie, foi mais representativa na floresta madura com DR 2,05% ocupando a sétima posição, enquanto na floresta alterada ocupou a 11ª posição com DR 0,87%.

Apesar de Hypericaceae ser mais representativa na floresta madura (DR 1,51%) do que na alterada (DR de 0,93%), o número absoluto de indivíduos emergidos do banco de sementes foram próximos (14 indivíduos na alterada e 17 na madura). Rubiaceae foi mais representativa na floresta madura com DR 3,92% ocupando a oitava posição, enquanto na floresta alterada foi representada por um único indivíduo.

Miconia pyrifolia foi a espécie mais abundante na floresta madura com densidade média de 109 ± 131 sementes m^{-2} representando 19,72% dos indivíduos amostrados e 67,5% das amostras, na floresta alterada ocupou a sexta posição com densidade 50 ± 39 sementes m^{-2} , representou 3,88% dos indivíduos amostrados e 36,25% das amostras. *Bellucia* spp. foram representativas para ambas as áreas com densidade 121 ± 156 e 88 ± 110 sementes m^{-2} , floresta madura e alterada, respectivamente, estiveram presentes em 34 amostras (FA 42,5%) e 43 amostras (FA 55,0%), respectivamente.

cf. *Henriettella caudata* configurou como terceira mais abundante na floresta madura com DR 10,87%, na floresta alterada ocupou a nona posição. *Miconia comptifolia* apresentou alta densidade na floresta alterada com 109 ± 155 sementes m^{-2} (DR 15,61% e FA 67,5%), na floresta madura somente um indivíduo esteve presente. *Mapania pynocephala* (Benth.) Benth. foi bem representativa na floresta madura ocupando a quinta posição do ranqueamento dos valores de IVB com DR 6,93%, porém esteve presente apenas em quatro amostras, enquanto que na floresta alterada em sete amostras com DR 2,87% e ocupou a 15ª posição. *Miconia* cf. *egensis* ocupou a quarta posição na floresta alterada com DR 6,33% e FA 36,25%. *Philodendron fragrantissimum* (Hook.) G. Don ocupou a quarta posição do ranqueamento de IVB na floresta madura (DA 17,9 e FA 27,5%) na alterada ocupou oitava (DA 14,72 e FA 23,75%).

Cecropia sciadophylla apresentou maior densidade na floresta alterada com DR 6,70% e FA 51,25% ocupando a terceira posição enquanto que na madura apresentou DR 3,3% e FA

22,5% ocupando a sexta posição. *Cecropia ulei* foi bem representativa na floresta alterada ocupando a quinta posição com DR 4,22% e FA 45%, na floresta madura apresentou DR 1,17% ocupando 14^a do IVB. *C. purpurascens* apesar de ocupar posições diferentes no ranqueamento dos valores de importância, apresentou valores de densidade de plântulas do banco de sementes similares 50 ± 29 e 47 ± 19 sementes m⁻² (média \pm desvio padrão), madura e alterada, respectivamente. A densidade de *Cecropia* spp. para área alterada foi superior à amostrada na floresta madura (DA 39,39 DR 10,55% e FA 83,75% madura e DA 75,2 DR 15,95% e FA 147,5% alterada).

Maieta guianensis, *Miconia arygrophylla*, *Miconia phanerostila* e cf. *Miconia ciliata* apresentaram densidades mais elevadas no trecho de floresta alterada, na madura estiveram presentes em baixa densidade. *Goupia glabra* e Rubiaceae spp. estiveram presentes em maior densidade na floresta madura. *Miconia* sp. 2 com densidade intermediária esteve presente somente na floresta madura (DR 1,81%) juntamente com *M. aplostachya* (DR 0,64%).

Vismia japurensis Reichardt esteve presente somente na floresta conservada (DR 0,64%) e *V. sandwathii* Ewan no trecho alterado (DR 0,42%). *Miconia tomentosa* (Rich.) D. Don, *M. carassana*, apesar de apresentar baixa densidade em comparação com outras espécies foram mais comuns na floresta alterada. As espécies *Scleria secans*, *Conceveiba guianensis* Aubl., *Croton matourensis* Aubl., *Miconia serrulata*, *Adelobotrys* cf. *marginata* Brade e *Leandra secunda* (D. Don) Cogn. apesar de baixa densidade ocorreram somente na floresta alterada.

5.4. Comparação florística entre as diferentes épocas e áreas

Analisando a densidade de plântulas emergidas do banco de sementes para as famílias mais abundantes a densidade das Melastomataceae foi influenciada pela época de coleta (U = 13.911,50; p = 0,01), e ambiente (U = 14.623,00; p = 0,00). Para Urticaceae a diferença entre as épocas não foi significativa (U = 5.513,00; p = 0,91), somente entre as áreas (U = 6.855,50; p = 0,00). Para Araceae, Piperaceae, Moraceae e Hypericaceae a densidade média de sementes não foi influenciada pela época de coleta, sendo que as *Vismias* spp. (Hypericaceae) (U = 409,50; p = 0,07) apresentaram baixa similitude entre as épocas devido ao aumento na densidade de sementes na floresta madura na estação chuvosa.

Avaliando a densidade geral de plântulas emergidas nos dois ambientes com a exclusão da família Melastomataceae, não houve diferença significativa entre as épocas de amostragem (U = 11.126,00; p = 0,40), somente para os dois trechos de floresta amostrados

Tabela 1. Continuação.

Família/Espécie ou morfotipo	Madura				Alterada			
	Pc	Vc	Ps	Vs	Pc	Vc	Ps	Vs
<i>P. megalophyllum</i> Schott						x		x
<i>P. melinonii</i> Regel	x	x	x		x	x	x	x
<i>Philodendron</i> sp. nova					x	x	x	x
<i>Philodendron wittianum</i> Engl.	x	x		x	x	x	x	x
Araceae sp.								x
Areaceae								
Bactris sp.				x				
Cyclanthaceae								
cf. <i>Asplundia vaupesiana</i> Harling	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ludovia lancifolia</i> Brongn.	x							
Cyperaceae								
<i>Calyptracarya bicolor</i> (H.Pfeiff.) T. Koyama								x
<i>Calyptracarya glomerulata</i> (Brongn.) Urb.		x		x		x		
<i>Pycneus lanceolatus</i> (Poir.) C.B. Clarke					x			
<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	x	x				x		x
cf. <i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl								x
<i>Mapania pycnocephala</i> (Benth.) Benth.	x	x		x	x	x	x	x
<i>Scleria secans</i> (L.) Urb.					x		x	x
Marantaceae								
Marantaceae sp.				x				
Smilacaceae								
<i>Smilax</i> sp.					x			
Zingiberaceae								
<i>Renealmia floribunda</i> K. Schum.						x		
Annonaceae								
<i>Annona neoinsignis</i> H. Rainer		x	x	x				x
<i>Annona</i> sp. 1				x				x
Annonaceae sp.			x	x				

Tabela 1. Continuação.

Família/Espécie ou morfotipo	Madura				Alterada			
	Pc	Vc	Ps	Vs	Pc	Vc	Ps	Vs
<i>Tetracera</i> sp.	x		x					
Euphorbiaceae								
<i>Conceveiba guianensis</i> Aubl.					x	x	x	
<i>Croton matourensis</i> Aubl.	x	x			x		x	
<i>Maprounea amazonica</i> Esser								x
cf. Euphorbiaceae 1								x
Fabaceae								
<i>Machaerium</i> sp.				x				
<i>Mimosa guilandinae</i> (DC.) Barneby	x	x		x	x			x
Mimosoideae 1					x			
<i>Tachigali melanocarpa</i> (Ducke) van der Werff	x							
Gesneriaceae								
Gesneriaceae sp.	x				x	x	x	x
Goupiaceae								
<i>Goupia glabra</i> Aubl.	x	x	x	x	x	x	x	x
Humiriaceae								
<i>Endopleura uchi</i> (Huber) Cuatrec.			x					
Hypericaceae								
<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	x	x	x	x	x		x	x
<i>Vismia</i> cf. <i>guianensis</i> (Aubl.) Choisy	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Vismia japurensis</i> Reichardt	x	x	x	x		x		
<i>Vismia sandwithii</i> Ewan					x		x	x
Melastomataceae								
<i>Aciotis purpurascens</i> (Aubl.) Triana					x	x	x	
<i>Adelobotrys</i> cf. <i>marginata</i> Brade								x
<i>Bellucia</i> spp.	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Clidemia bullosa</i> DC.	x							
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don						x		x

Tabela 1. Continuação.

Família/Espécie ou morfotipo	Madura				Alterada			
	Pc	Vc	Ps	Vs	Pc	Vc	Ps	Vs
<i>Clidemia rubra</i> (Aubl.) Mart.	x		x					
cf. <i>Clidemia</i> sp.					x			
<i>Henriettea</i> sp.	x	x	x					
cf. <i>Henriettella caudata</i> Gleason	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Leandra secunda</i> (D. Don) Cogn.					x	x	x	x
<i>Maieta guianensis</i> Aubl.	x	x		x	x	x	x	x
<i>Miconia affinis</i> DC.						x	x	
<i>Miconia aplostachya</i> (Bonpl.) DC.	x	x	x	x				
<i>M. argyrophylla</i> DC.	x		x	x	x	x	x	x
<i>Miconia carassana</i> Cogn.	x	x	x	x	x	x	x	x
cf. <i>Miconia ciliata</i> (Rich.) DC.	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Miconia comptifolia</i> Wurdack	x			x	x	x	x	x
<i>Miconia</i> cf. <i>egensis</i> Cogn	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Miconia nervosa</i> (Sm.) Triana	x	x	x			x	x	
<i>Miconia phanerostila</i> Pilg.	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Miconia pyrifolia</i> Naudin	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Miconia serrulata</i> (DC.) Naudin		x			x	x	x	x
<i>Miconia splendens</i> (Sw.) Griseb.	x							
<i>Miconia tomentosa</i> (Rich.) D. Don		x	x	x	x	x	x	x
<i>Miconia</i> sp. 1		x			x	x	x	x
<i>Miconia</i> sp. 2	x	x	x	x	x			
<i>Miconia</i> sp. 3			x	x	x			
<i>Miconia</i> sp. 4			x	x			x	x
<i>Tococa bullifera</i> DC.		x						
cf. <i>Tococa coronata</i> Benth.					x			
cf. <i>Tococa subciliata</i> (DC.) Triana	x			x				
Menispermaceae								
<i>Cissampelos andromorpha</i> DC.					x			

Tabela 1. Continuação

Família/Espécie ou morfotipo	Madura				Alterada			
	Pc	Vc	Ps	Vs	Pc	Vc	Ps	Vs
Moraceae								
<i>Ficus americana</i> Aubl.	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ficus</i> sp. 1					x		x	x
<i>Ficus</i> sp. 2	x	x						
<i>Ficus</i> sp. 3		x	x	x		x	x	
<i>Ficus</i> sp. 4			x	x			x	x
<i>Ficus</i> sp. 5								x
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby				x				
Ochnaceae								
<i>Cespedesia spathulata</i> (Ruiz & Pav.) G.Planch.	x		x					
<i>Lacunaria</i> sp.					x			
Passifloraceae								
<i>Passiflora auriculata</i> Kunth.	x	x						
<i>Passiflora coccinea</i> Aubl.	x						x	
Rubiaceae								
<i>Psychotria</i> sp. 1				x	x			
<i>Psychotria</i> sp. 2						x		
Rubiaceae spp.	x	x	x	x	x			x
Salicaceae								
<i>Casearia</i> sp. 1							x	x
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.				x			x	x
<i>Casearia</i> spp.	x		x					x
<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler	x	x	x	x	x	x	x	x
Sapotaceae								
<i>Pouteria</i> sp.			x					
Solanaceae								
<i>Solanum leucocarpon</i> Dunal				x				
<i>Solanum rugosum</i> Dunal			x			x		x

Tabela 1. Continuação

Família/Espécie ou morfotipo	Madura				Alterada			
	Pc	Vc	Ps	Vs	Pc	Vc	Ps	Vs
<i>Solanum</i> sp.				x				
Urticaceae								
<i>Cecropia distachya</i> Huber	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cecropia purpurascens</i> C. C. Berg	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cecropia ulei</i> Snethl.	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Coussapoa trinervia</i> Mildbr.	x	x						
<i>Coussapoa</i> sp. 1			x					
<i>Coussapoa</i> sp. 2			x					
Desconhecida								
Morfoespécie 1	x							
Morfoespécie 2		x						

5.5. Riqueza florística, diversidade de espécies e similaridade florística

Os números de espécies e de espécies exclusivas que ocorreram nos dois trechos de floresta amostrados nas duas épocas de coletas foram bem próximos (Tab. 2). O mesmo ocorreu para os índices de diversidade e equabilidade (Tab. 2). O alto valor de diversidade se deu principalmente pelo baixo número de plântulas emergidas identificadas ao nível de espécie. O alto valor de equabilidade indicou uma dominância de poucas espécies no banco de sementes. Na floresta madura *Bellucia* spp., *Miconia pryrifolia* e cf. *Henriettella caudata* representaram em média 46% do total de plântulas emergidas e identificadas ao nível de espécie (Anexo B), na floresta alterada *Bellucia* spp. e *Miconia comptifolia* e *Cecropia sciadophylla* representaram em média 35% do total de plântulas emergidas e identificadas ao nível de espécie (Anexo B).

A riqueza e a diversidade de espécies estimadas para um número comum de 400, 600 e 800 indivíduos, indicou que as duas áreas amostradas nas diferentes épocas são igualmente diversas e ricas (Tab 3).

Tabela 2. Amostragem e parâmetros florísticos do banco de sementes da Estação Experimental de Silvicultura Tropical (EEST, INPA) retiradas de um trecho de floresta madura e alterada; C: corresponde ao período de coleta chuvoso; S: período seco; To: total geral somatório das espécies da época chuvosa e seca.

	Madura			Alterada		
	C	S	To	C	S	To
Número de amostras	80	80	160	80	80	160
Número de plântulas emergidas (np)	1379	1123	2502	2031	1499	3530
Np identificadas ao nível de espécie (%)	876	902	1778	1208	1141	2349
Densidade absoluta (np/m ²)	549	447	996	808	596	1405
Riqueza espécies (S)	66	69	90	68	68	85
Espécies exclusivas (%)	23 (35)	28 (41)	35 (39)	25 (37)	27 (40)	30 (35)
Shannon H' (Ln) (nats.indivíduo ⁻¹)	2,89	3,00	3,03	3,09	3,29	3,27
Equabilidade de Pielou (J)	0,69	0,71	0,67	0,73	0,78	0,74

A análise de MRPP demonstrou diferenças significativas na diversidade florística entre os dois trechos de floresta amostrados nas duas épocas amostradas (MRPP, A=0,124; p = 0,000, chuvosa; MRPP, A=0,129; p = 0,000, seca). Na floresta alterada a análise de similaridade florística indicou diferenças entre os dois períodos de coleta (MRPP, A=0,008; p = 0,028), no entanto para floresta madura não houve diferenças na diversidade de espécies nos dois períodos de amostragem (MRPP, A=0,001; p = 0,351).

A análise de NMDS detectou diferenças na riqueza das espécies entre a floresta madura (controle) e alterada na estação chuvosa (Fig. 8) (F = 29,72; p = 0,00), o mesmo não foi observado para as diferentes classes topográficas (F = 0,31; p = 0,58 floresta madura; F = 0,02; p = 0,88 floresta alterada). Os eixos 1 e 2 representaram 86% da variação da distância original da abundância das espécies (r = 0,44; p = 0,00 eixo 1; r = 0,42; p = 0,00 eixo 2).

Os eixos 1 e 2 da ordenação para os indivíduos de Melastomataceae representaram 9% a mais da variação da distância da abundância das espécies (r = 0,43; p = 0,00 eixo 1; r = 0,52; p = 0,00 eixo 2) (Fig. 9), as áreas amostradas (floresta madura x alterada) apresentaram diferenças na abundância das espécies (F = 32,14; p = 0,00). Os pontos amostrados no trecho de floresta madura apresentaram um padrão de agregação maior do que no trecho alterado (Fig. 8 e 9). Com a retirada das espécies de Melastomataceae os dois eixos explicaram 21% a menos da variação da distância original na abundância das espécies (r = 0,32; p = 0,00 eixo 1;

$r = 0,35$; $p = 0,00$ eixo 2). A subdivisão das duas áreas amostradas foi mais sutil (Fig. 10), com diferenças entre as áreas amostradas ($F = 13,68$; $p = 0,00$).

Tabela 3. Riqueza e Diversidade (Shannon H') estimada de espécies para números comuns de indivíduos (400, 600, 800), com respectivos intervalos de confiança superiores (IC sup 95%) e inferiores (IC inf 95%), do banco de sementes da EEST, INPA retiradas de um trecho de floresta madura e alterada; C: corresponde ao período de coleta chuvoso; S: período seco; To: total geral somatório das espécies da época chuvosa e seca.

	Riqueza estimada						Diversidade estimada						
	Madura			Alterada			Madura			Alterada			
Ab	C	S	To	C	S	To	Ab	C	S	To	C	S	To
400	50	51	52	46	50	51	400	2,84	2,84	2,94	3,03	3,03	3,18
IC inf	44	46	45	41	45	44	IC inf	2,74	2,73	2,80	2,93	2,93	3,07
IC sup	56	57	68	52	56	57	IC sup	2,94	2,94	3,06	3,13	3,13	3,29
600	58	60	61	53	57	58	600	2,86	2,86	2,97	3,06	3,06	3,21
IC inf	53	55	54	47	52	52	IC inf	2,79	2,79	2,86	2,98	2,98	3,12
IC sup	62	64	68	59	62	64	IC sup	2,94	2,94	3,07	3,13	3,13	3,30
800	64	66	68	58	62	63	800	2,88	2,88	3,00	3,07	3,07	3,23
IC inf	61	63	62	53	58	57	IC inf	2,85	2,85	2,91	3,02	3,02	3,15
IC sup	66	69	75	63	66	68	IC sup	2,91	2,91	3,07	3,12	3,12	3,30

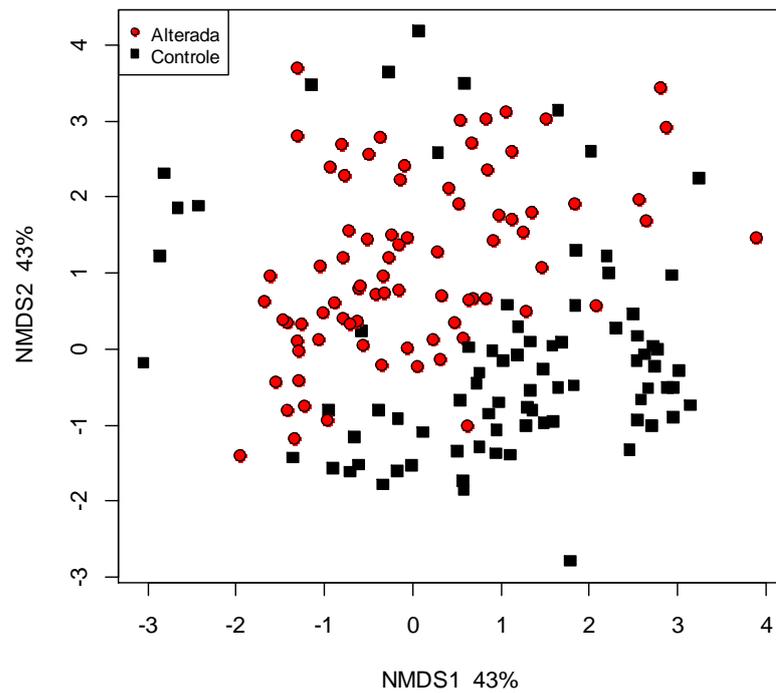


Figura 8. NMDS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*) baseado na riqueza total de plântulas emergidas do banco de sementes da EEST, INPA retiradas de um trecho de floresta madura (controle) e alterada, na época chuvosa.

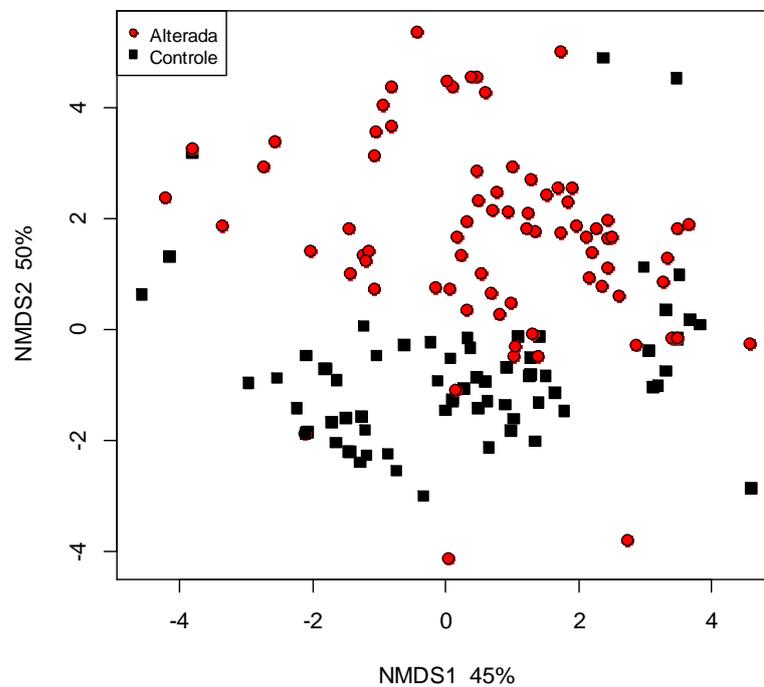


Figura 9. NMDS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*) baseado na riqueza de plântulas de espécies de Melastomataceae emergidas do banco de sementes da EEST, INPA retiradas de um trecho de floresta madura (controle) e alterada, na época chuvosa.

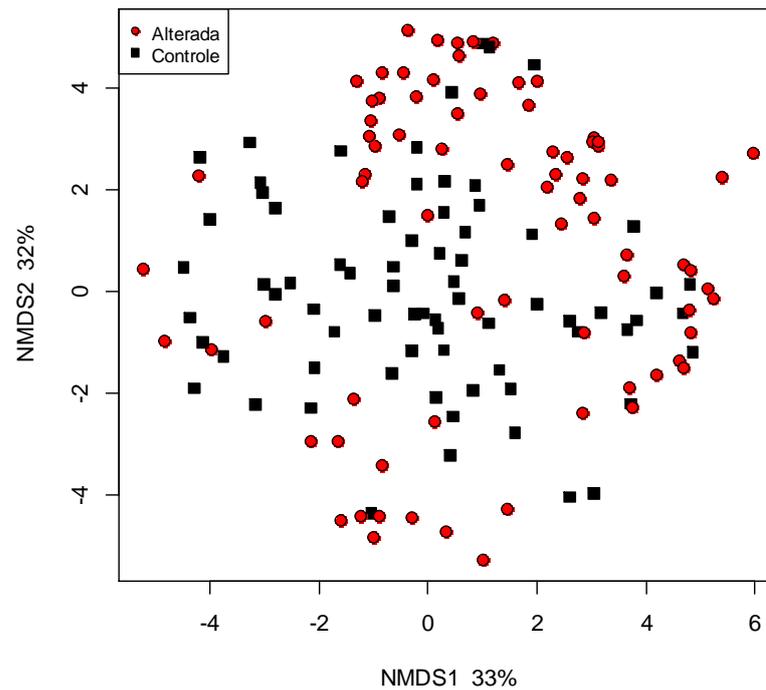


Figura 10. NMDS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*) baseado na riqueza de plântulas, com a retirada das espécies de Melastomataceae emergidas do banco de sementes da EEST, INPA retiradas de um trecho de floresta madura (controle) e alterada, na época chuvosa.

A análise de NMDS detectou diferenças na abundância das espécies entre a floresta madura (controle) e alterada ($F = 33,94$; $p = 0,00$) na estação seca. O mesmo não foi observado para as diferentes classes topográficas ($F = 0,03$; $p = 0,86$ floresta madura; $F = 0,94$; $p = 0,34$ alterada). Os eixos 1 e 2 representaram 88% da variação nas distâncias da abundância das espécies ($r = 0,39$; $p = 0,00$ eixo 1; $r = 0,49$; $p = 0,00$ eixo 2) (Fig. 11).

Os eixos 1 e 2 da ordenação para os indivíduos de Melastomataceae representaram 11% a mais da variação da distância original na abundância das espécies (Fig. 12) ($r = 0,48$; $p = 0,00$ eixo 1; $r = 0,51$; $p = 0,00$ eixo 2), com diferença nos trechos de floresta amostrados ($F = 37,00$; $p = 0,00$). Os pontos amostrados no trecho de floresta madura apresentaram um padrão de agregação maior do que o trecho alterado (Fig. 11 e 12). Com a retirada dos indivíduos de Melastomataceae, os dois eixos explicaram 14% a menos da variação da distância na abundância das espécies ($r = 0,36$; $p = 0,00$ eixo 1; $r = 0,38$; $p = 0,00$ eixo 2) (Fig. 13). A subdivisão dos pontos amostrados entre as duas áreas apresenta um padrão menos agregado entre as áreas, a diferença entre as áreas foi detectada somente pelo teste de permutação.

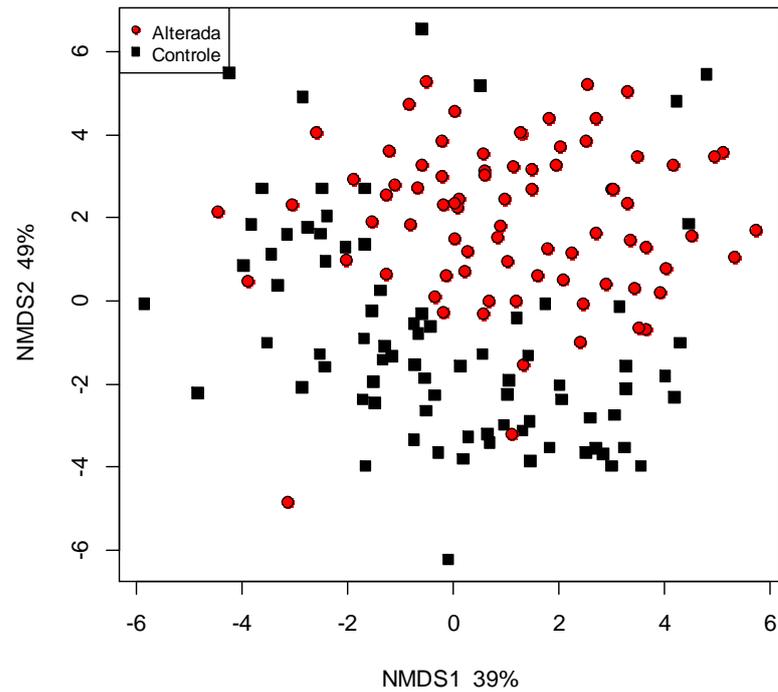


Figura 11. NMDS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*) baseado na riqueza total de plântulas emergidas do banco de sementes da EEST, INPA retiradas de um trecho de floresta madura (controle) e alterada, na época seca.

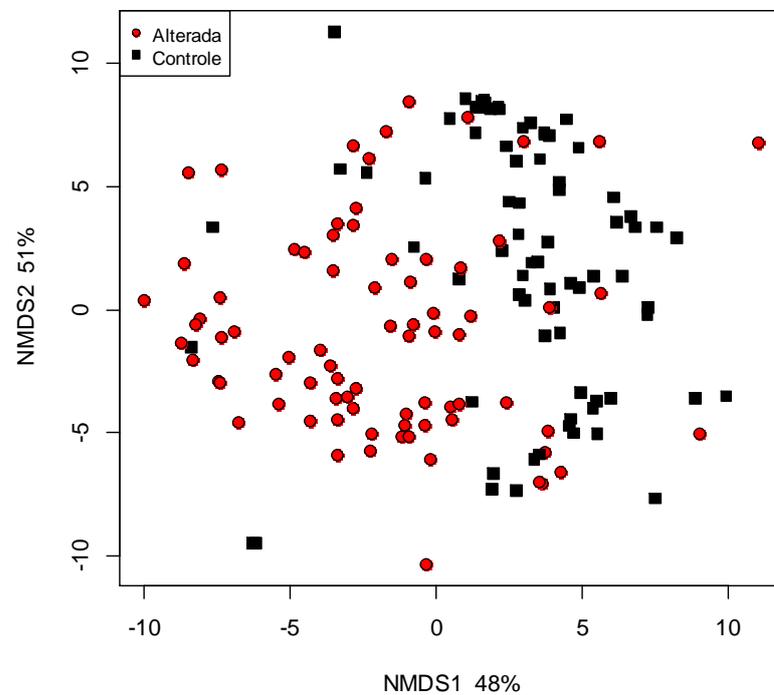


Figura 12. NMDS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*) baseado na riqueza de plântulas de espécies de Melastomataceae emergidas do banco de sementes da EEST, INPA retiradas de um trecho de floresta madura (controle) e alterada, na época seca.

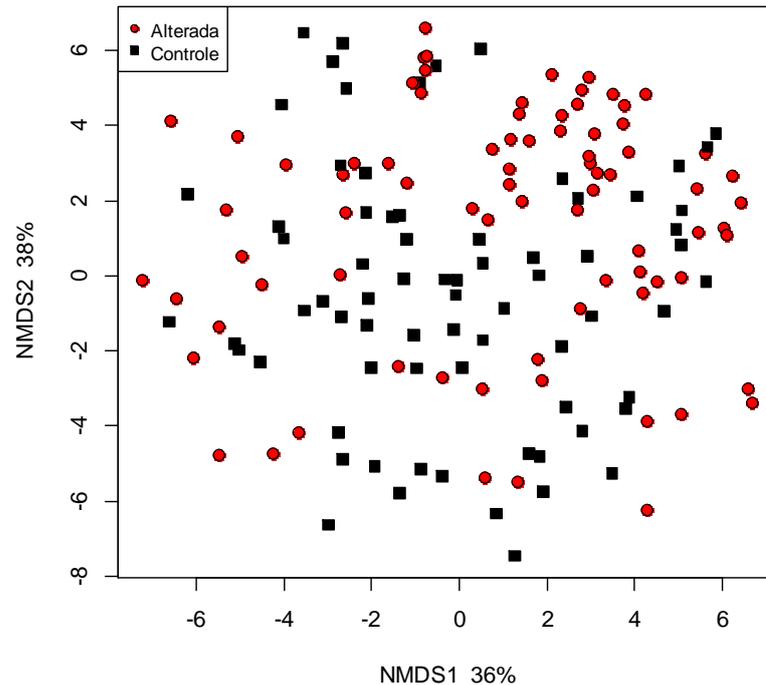


Figura 13. NMDS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*) baseado na riqueza de plântulas, com a retirada das espécies de Melastomataceae emergidas do banco de sementes da EEST, INPA retiradas de um trecho de floresta madura (controle) e alterada, na época seca.

5.6. Grupos funcionais

Plântulas de espécies pioneiras predominaram no banco de sementes nos dois trechos de floresta amostrados e épocas do ano (Fig). Plântulas de espécies pioneiras corresponderam a 81% dos indivíduos, na estação chuvosa, na seca ocorreu um decréscimo dos indivíduos pioneiros (67%). As plântulas caracterizadas como não pioneiras corresponderam a 19% e 33% do total de indivíduos, na época chuvosa e na seca, respectivamente. No trecho de floresta alterada, plântulas de espécies pioneiras corresponderam em média a 85% do total de indivíduos, as espécies classificadas como não pioneiras corresponderam a 15% dos indivíduos.

Nos dois trechos de florestas amostrados as espécies pioneiras corresponderam em média 67% das espécies e morfotipos identificados, as espécies classificadas como não pioneiras corresponderam em média a 33% do total de espécies. Na floresta madura 67% e 62%, corresponderam as espécies pioneiras, chuvosa e seca respectivamente, as não pioneiras corresponderam a 33% e 38%, chuvosa e seca respectivamente. Na floresta alterada 66% e 72% corresponderam as espécies pioneiras, chuvosa e seca respectivamente, as não pioneiras corresponderam a 34% e 28%, chuvosa e seca respectivamente.

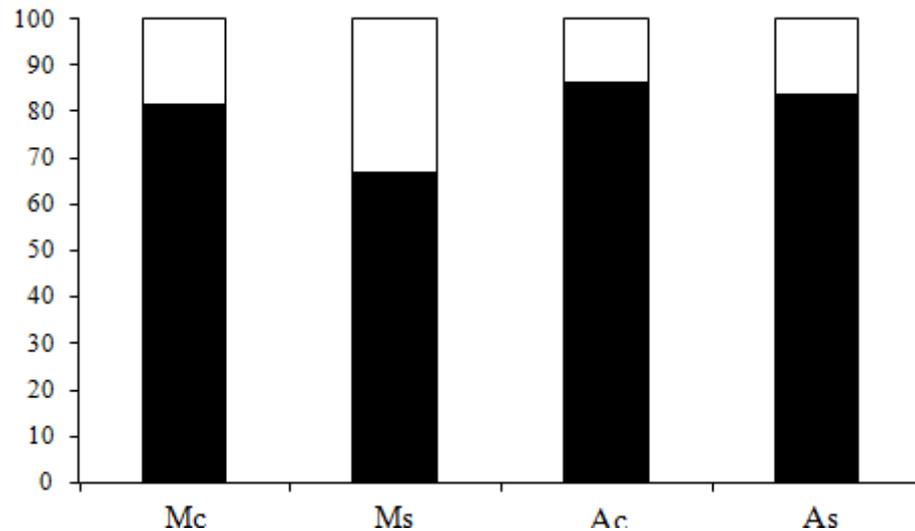


Figura 14. Proporção de indivíduos de espécies não pioneiras (barras sem preenchimento) e pioneiras (barras com preenchimento); do banco de sementes da Estação Experimental de Sivilcultura Tropical do INPA, nos trechos de floresta madura e alterado. Letras maiúsculas se referem ao local de coleta, M: madura e A: alterada; letras minúsculas às períodos de coleta, c: chuvosa e s: seca.

5.7. Hábitos de vida

A densidade média de sementes por metro diferiu entre os hábitos de vida nos dois trechos de florestas amostrados e épocas do ano (madura, $U = 93,59$; $p = 0,00$, chuvosa; $U = 77,52$; $p = 0,00$) (alterada, $U = 84,40$; $p = 0,00$, chuvosa; $U = 101,41$; $p = 0,00$, seca). A densidade média de sementes arbóreas foi superior a todas as outras formas de vida nos dois trechos de floresta amostrados e época do ano. No trecho de floresta madura na estação seca a densidade de ervas (355 ± 762 sementes/m²) foi superior à densidade média de plântulas arbóreas (263 ± 241 sementes/m²) ($U = 353$; $p = 0,04$), no total 67 plântulas de ervas emergiram, sendo que destas, 60 plântulas emergidas estiveram presentes em uma única amostra (1910 sementes/m²). Com a retirada dessa amostra a densidade de ervas foi de 45 ± 28 sementes/m², bem inferior a densidade de indivíduos arbóreos.

Na floresta madura na estação chuvosa a densidade média de plântulas emergidas de indivíduos hemiepífitos diferiu do hábito epífítico ($U = 40$; $p = 0,04$), e a densidade média de plântulas de hemiepífitas diferiu marginalmente significativo das lianas ($U = 385$; $p = 0,05$). Na estação seca na floresta madura a densidade média de hemiepífitas foi superior ao de arbustos ($U = 285$; $p = 0,00$). A densidade de hemiepífita foi superior a de epífita ($U = 24$; $p = 0,02$) e de lianas ($U = 553$; $p = 0,00$).

No trecho de floresta alterada na estação chuvosa, a densidade média de plântulas arbustivas foi superior a epifítica ($U = 234$; $p = 0,03$). A densidade média de plântulas hemiepifíticas foi superior a de epífita ($U = 106$; $p = 0,05$).

Comparando a densidade média de plântulas emergidas na época chuvosa, o hábito arbóreo não diferiu entre os dois trechos de floresta amostrados ($U = 3462$ $p = 0,10$), somente o hábito arbustivo ($U = 858$; $p = 0,01$) com maior densidade na floresta alterada. Na época seca a densidade de plântulas arbóreas ($U = 3744$; $p = 0,02$) e arbustivas ($U = 867$; $p = 0,01$) foi superior na floresta alterada.

Analisando a proporção de indivíduos dos hábitos de vida na floresta madura em ordem crescente foram: arbórea, hemiepifita, arbusto, erva, liana e epífita. Na estação seca as ervas foram mais representativas do que os arbustos. As espécies arbóreas corresponderam a 45% e 50% das espécies, na estação chuvosa e seca respectivamente. Os hábitos arbustivos, epifíticos, hemiepifítico e lianas contribuíram mais para diversidade do banco de sementes da floresta madura do que para proporção de indivíduos.

Analisando a proporção de indivíduos dos hábitos de vida na floresta alterada em ordem crescente foram: árvore, arbusto, hemiepifita, liana, erva e epífita. As espécies arbóreas corresponderam a 42% e 46% das espécies, na estação chuvosa e seca respectivamente. Os hábitos epifítico, hemiepifítico, erva e lianas contribuíram mais para diversidade do banco de sementes da floresta alterada do que para proporção de indivíduos.

Maior número de indivíduos arbóreos foram observados no platô da floresta madura na estação seca ($U = 545$; $p = 0,03$) em comparação com a vertente. Apesar de se observar variações na proporção de indivíduos nos hábitos de vida nas diferentes classes topográficas, essas não foram significativas.

O hábito epifítico ocorreu somente nas áreas de platô da floresta madura na época seca representado por uma única espécie (*Philodendrom melinonii* Regel). As ervas também só ocorreram nas áreas de vertente da floresta madura na época seca (Tab. 2), devido à grande densidade de *Mapania pycnocephala* (Benth.) Benth, só ocorreu nas áreas de vertente (quatro amostras) juntamente com Marantaceae sp. e *Calyptracarya glomerula* (Brongn.) Urb., que foram representadas por um único indivíduo. Maior proporção de espécies de lianas foi observada na vertente da floresta madura na estação seca.

Tabela 4. Densidade de sementes/m² (média ± desvio padrão) de plântulas subdividas por hábito de vida, oriundas do banco de semente da EEST, INPA nos trechos de floresta madura e alterado.

Hábito de vida	Madura		Alterada	
	Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca
Arbóreo	303 ± 339	263 ± 241	317 ± 230	318 ± 222
Arbustivo	47 ± 25	44 ± 22	170 ± 359	113 ± 155
Epífita	32 ± 0	32 ± 0	36 ± 12	58 ± 58
Erva	66 ± 52	355 ± 762	88 ± 136	118 ± 207
Hemiepífita	61 ± 38	102 ± 99	83 ± 91	77 ± 69
Liana	41 ± 15	37 ± 12	125 ± 209	74 ± 123
Não identificado	83 ± 84	196 ± 308	64 ± 0	32 ± 0

Tabela 5. Proporção de indivíduos e espécies por hábito de vida de plântulas emergidas do banco de semente da Estação Experimental de Sivilcultura Tropical do INPA, nos trechos de floresta madura e alterado. P: platô; V: vertente; T: total; i: proporção de indivíduos; s: proporção de espécies.

Hábito	Madura												Alterada											
	chuvosa						seca						chuvosa						seca					
	Pi	P s	Vi	Vs	Ti	Ts	Pi	P s	Vi	Vs	Ti	Ts	Pi	P s	Vi	Vs	Ti	Ts	Pi	P s	Vi	Vs	Ti	Ts
Arbóreo	81,85	45,28	77,12	44,90	79,85	45,45	76,07	56,86	61,49	53,85	68,76	50,00	68,10	44,44	55,56	42,86	61,81	42,03	60,63	49,06	72,90	48,21	66,67	45,59
Arbustivo	3,97	16,98	5,66	20,41	4,68	19,70	3,42	17,65	4,89	19,23	4,16	21,43	9,73	20,37	28,57	22,45	19,17	20,29	16,94	16,98	10,46	16,07	13,76	16,18
Epífita	0,57	3,77	0,51	2,04	0,54	3,03	0,85	1,96	-	-	0,43	1,43	0,80	5,56	0,48	4,08	0,64	4,35	1,99	3,77	1,37	3,57	1,69	2,94
Erva	2,08	3,77	3,60	6,12	2,72	4,55	-	-	14,26	5,77	7,14	4,29	0,32	3,70	3,65	8,16	1,99	7,25	0,66	3,77	5,66	5,36	3,12	5,88
Hemiepífita	6,43	16,98	7,46	16,33	6,86	15,15	16,24	17,65	8,94	13,46	12,58	15,71	10,21	14,81	11,27	20,41	10,74	17,39	13,95	18,87	7,89	19,64	10,97	20,59
Liana	2,84	11,32	2,06	8,16	2,51	10,61	2,35	3,92	2,34	5,77	2,35	5,71	10,21	9,26	0,48	2,04	5,33	7,25	5,81	7,55	1,54	5,36	3,71	7,35
nd	2,27	1,89	3,60	2,04	2,83	1,52	1,07	1,96	8,09	1,92	4,58	1,43	0,64	1,85	-	-	0,32	1,45	-	-	0,17	1,79	0,08	1,47

6. DISCUSSÃO

Os valores médios de densidade de sementes na floresta madura nas duas épocas de coletas (496 sementes m^{-2}) estão um pouco acima da densidade média de 384 sementes $^{-2}$ (variando entre 25 a 3.350 sementes m^{-2}) estabelecida por Garwood (1989). Estes valores incluem várias fitofisionomias de florestas tropicais, localizadas na região neotropical, África, Ásia e Austrália. Porém os valores de variação para floresta madura estão dentro do intervalo de variação (época chuvosa, 32 a 2.737 sementes m^{-2} e na época seca, 32 a 2.196 sementes m^{-2}). A densidade média para floresta madura está acima do relatado na literatura para florestas maduras na Amazônia ([140 e 237 sem. m^{-2} , (Medeiros, 2004); 94 a 101 sem. m^{-2} (Peçanha-Júnior, 2006); 137 sem. m^{-2} (Vieira e Proctor, 2007)]. A densidade da floresta madura na época seca (446 sem. m^{-2}) foi próximo ao valor encontrado por Quanz (2006) (423 sem. m^{-2}), no estado do Pará, Brasil. Valores de densidade próximos aos obtidos no presente estudo foram relatados por **Fornara e Dalling (2005)** no Panamá, com densidades entre 270 a 564 sementes m^{-2} , no início da estação chuvosa e 138 a 380 sementes m^{-2} , no fim da chuvosa.

As diferenças na densidade de sementes podem ser explicadas por diferenças na metodologia de amostragem, avaliação e época de coleta. Maior densidade de sementes foi observada no meio da estação para floresta tropical sazonal no Panamá (**Dalling et al., 1997**). Todavia o intervalo de contagem de emergência das plântulas pode subestimar a densidade de sementes no solo. Dalling *et al.* (1994) estimaram que a taxa de mortalidade nas primeiras cinco semanas de avaliação do experimento foi de 3 a 5% por semana. Daniel e Jankauskis (1989) também relataram que as medias de densidades obtidas nos diferentes tratamentos poderiam estar subestimadas devido à mortalidade das plântulas antes da contagem.

A profundidade de espalhamento das amostras de solo nas bandejas pode afetar as estimativas da densidade de sementes, sendo que profundidades acima de cinco milímetros diminuem o número de plântulas emergidas em solos tropicais (Dalling *et al.*, 1994). O potencial de emergência das plântulas de espécies pioneiras nas diferentes profundidades do solo está relacionado com o tamanho de sementes e se restringe à camada superficial do solo (Pearson *et al.*, 2002). A capacidade de penetração de luz no solo está restrita às suas camadas superficiais, mesmo a camada de serrapilheira no solo apresenta um efeito negativo sobre o nível de irradiância que atinge o solo (Pearson *et al.*, 2003). Para espécies pioneiras com sementes pequenas localizadas nas camadas mais subsuperficiais e inferiores do solo, seria necessário o revolvimento do solo (Putz, 1983).

O tipo de sombreamento utilizado na cobertura do viveiro durante a condução do

experimento pode afetar o percentual de emergência (Daniel e Jankauskis, 1989). Espécies que requerem tratamentos específicos para quebra de dormência mesmo após longos períodos de permanência no solo (Garwood, 1989; Dalling *et al.*, 1997; Baskin e Baskin, 1998) também podem estar sendo subestimadas, apesar de representarem uma pequena fração das sementes presentes no solo (Garwood, 1989; Dalling *et al.*, 1994).

A densidade de sementes em florestas secundárias depende do tipo, severidade e intensidade da perturbação ocorrida, da matriz florestal no entorno e da recorrência de distúrbios naturais ou antrópicos (Wijdeven e Kuzee, 2000; Perera, 2005a; Miranda *et al.*, 2009). Garwood (1989) estabeleceu que para florestas secundárias (incluindo áreas alteradas por agricultura e pastagem) a densidade média é de 1.650 sementes m^{-2} (variando entre 48 a 18.900 sementes m^{-2}). No início da sucessão florestal a densidade de sementes diminui devido às taxas de recrutamento, mortalidade e baixa entrada de diásporos, sendo que posteriormente a densidade é elevada devido à entrada de sementes no solo por meio da produção de frutos das espécies pioneiras no local, em seguida a densidade começa a declinar (aproximadamente a partir dos oito anos de idade) (Young *et al.*, 1987). Complementarmente Saulei e Swaine (1988), trabalhando com florestas sucessionais na floresta tropical em Papua Nova Guiné, também relatam que a densidade do banco de sementes é muito elevada nos primeiros dois anos, posteriormente a densidade declina irregularmente, mas não atinge a densidade original após dez anos.

A densidade de sementes para floresta alterada por tempestade convectiva no presente estudo apresentou-se bem inferior a outros levantamentos com idades similares (entre seis e sete anos) na Amazônia. Em uma área relativamente próxima ao local de estudo (vegetação secundária queimada e convertida em pastagem) com aproximadamente sete anos Monaco *et al.* (2003) obtiveram densidade de 8.085 sementes m^{-2} . Florestas sucessionais com 6 e 17 anos de idade, obtiveram os valores de 2.848 e 1.427 sementes m^{-2} . A alta densidade encontrada na floresta sucessional com 6 anos de idade pode ser devido ao tipo de perturbação, sendo que os valores médios de densidade da floresta alterada do presente estudo foram semelhantes ao observados para floresta sucessional de 30 anos (Araujo *et al.*, 2001)

Altos valores de densidade foram observados em fragmentos florestais nativos com indícios de distúrbios em diferentes florestas tropicais ([1.576 sem. m^{-2} (Wijdeven e Kuzee, 2000); 1.558 sem. m^{-2} (Alvarez-Aquino *et al.*, 2005); 1.144 e 1.250 sem. m^{-2} (Lindner, 2009); 1.740 a 4.893 sem. m^{-2} (Miranda *et al.*, 2009)]. Os valores médios de densidade estiveram próximos aos valores encontrados por Vieira e Proctor (2007) para florestas sucessionais de

10 anos. Baixos valores de densidade média de sementes em florestas sucessionais de 3 a 8 anos com diferentes históricos de perturbação foram encontrados por Daniel e Jankauskis (1989) e Leal *et al.* (2006).

Altos valores de densidade para florestas sucessionais com 5, 18 e 27 anos (11.028, 4.644 e 5.100 sementes m^{-2} , respectivamente) foram encontrados para floresta Atlântica Montana, sendo que para floresta madura a densidade foi de 872 sementes m^{-2} (Baider *et al.*, 1999; 2001), que correspondeu à densidade máxima observada para a floresta alterada do presente estudo. Valores próximos foram obtidos por Martins e Engel (2007) em floresta tropical semidecidual em fragmentos da Mata Atlântica com diferentes históricos e idades de perturbação (589 e 800 sementes m^{-2}).

Diferenças na densidade de sementes entre as duas áreas amostradas foram significativas, no entanto comparando com outros trabalhos com florestas secundárias e fragmentos florestais, foram inferiores. Esta diferença pode ser devido à ocorrência de distúrbios nos fragmentos florestais e pela matriz florestal no entorno que contribui para a entrada de espécies invasoras (Alvarez-Aquino *et al.*, 2005; Perera, 2005 a; Miranda *et al.*, 2009). A área onde se realizou a coleta do banco de sementes se localiza em uma floresta contínua, sem áreas de pastagens muito próximas. A coleta do banco de sementes englobou áreas com vários níveis de severidade do distúrbio e este apesar de afetar grandes áreas gera diferentes taxas de mortalidade na área afetada podendo reduzir de 20 a 100% da cobertura arbórea (Guimarães, 2007; Marra, 2010).

Estudos que avaliam a dinâmica do banco de sementes em florestas tropicais alteradas por tempestades de ventos (tempestades convectivas, furacão ou tornado) são escassos ou inexistentes. As pesquisas se concentram nos parâmetros estruturais das florestas alteradas por esses distúrbios tais como: composição de espécies do estrato arbóreo, distribuição diamétrica, área basal (Zimmerman *et al.*, 1995; Pascarella *et al.*, 2004; Chambers *et al.*, 2009; Marra, 2010; Scalley *et al.*, 2010), quantificação dos tipos de danos gerados, tipo de mortalidade arbórea (Brokaw e Walker, 1991; Tanner *et al.* 1991; Boose *et al.*, 2004; Guimarães, 2010), avaliação do recrutamento e dinâmica de plantas jovens (Lawton e Putz, 1988; Uriarte *et al.*, 2005; Shiels *et al.*, 2010).

Burley *et al.* (2008), avaliando a influência do furacão em área de fragmento florestal urbano de floresta boreal, não encontraram diferenças na densidade de sementes, riqueza ou composição de espécies do banco de sementes entre floresta intacta e alterada. Esse resultado pode ser devido à inexistência de solos nus originados pelo desenraizamento de árvores nos

sublocais de coleta do banco de sementes.

A densidade de sementes no solo apresenta grande variação horizontal dentre as áreas de amostragem, isto pode ser observado pelos altos valores de desvio padrão, coeficiente de variação e valores máximos e mínimos de densidade de sementes nas camadas superficiais do solo. Essa variação horizontal é influenciada por inúmeros fatores como: predação, ataque de patógenos, taxas de recrutamento e mortalidade das sementes, perda da viabilidade das sementes por fatores abióticos, proximidade dos indivíduos adultos reprodutivos e daquelas que já estiveram presentes no local e pelos padrões de dispersão dos diásporos. Dalling *et al.* (1997) concluíram que parte da variação na densidade de sementes no solo para algumas espécies, pode ser explicada pela proximidade do indivíduo adulto, e encontraram que o tamanho da semente representa uma grande proporção da variação na densidade de sementes no solo.

O modo de dispersão para 41 espécies arbóreas tropicais no Panamá não explicou a distância de dispersão e sim o padrão de agregação das sementes (espécies zoocóricas apresentam maior aglomeração na deposição dos diásporos). A massa da semente, a altura da árvore e síndrome de dispersão explicaram 28% da distância de dispersão; somente a massa da semente explicou 45% da variação (Muller-Landau *et al.*, 2008). De forma geral, a dispersão agregada parece predominar; e esses aglomerados são submetidos a processos desaglomerativos ao longo do tempo. Plue *et al.* (2010) analisaram o padrão de distribuição de 17 espécies no banco de sementes, das quais oito espécies apresentaram distribuição aleatória no solo e nove espécies apresentaram algum grau de agregação no solo mesmo a curtas distâncias (variando de 10 a 35 cm).

A dispersão de sementes apresenta um papel importante no fluxo de diásporos entre florestas em diferentes estágios sucessionais, apesar da dispersão a longa distância estar relacionada a eventos raros (Lobova *et al.*, 2003; Russo e Augspurger, 2004; Nathan, 2006; Muscarella e Fleming, 2007). A densidade de sementes e a presença de espécies pioneiras na floresta madura podem ser explicadas pela dispersão de espécies pioneiras de áreas sucessionais mais jovens e pelas taxas de rotatividades de formação de clareiras. Para florestas tropicais, entre 0,7 e 1,2% da área florestal é convertida em clareiras a cada ano (Denslow, 1987) e as áreas de clareiras podem representar entre 3 e 25% do total da área florestal (Brokaw, 1985a). A taxa de mortalidade arbórea ($DAP \geq 10$ cm) em floresta de terra firme em Manaus foi de $1,39\% \text{ ano}^{-1}$ (Toledo, 2009). Na área do presente estudo, durante o período de coleta das amostras na floresta, a taxa de mortalidade foi de $1,15\% \text{ ano}^{-1}$ (6,7

árvores por hectare), maior taxa de mortalidade foi observada nas parcelas alocadas no sentido leste-oeste, 1,49% ano⁻¹ (8,4 árvores por hectare), esta área apresenta uma declividade mais acentuada (Fontes, comunicação pessoal). Mesmo aberturas pequenas no dossel podem auxiliar na manutenção de indivíduos de espécies pioneiras na floresta madura, isso pode ser comprovado pela baixa densidade dessas espécies nos inventários arbóreos (Garwood, 1989; Carneiro, 2004; Hopfensperger, 2007), todavia auxiliam na manutenção dessas espécies no banco de sementes.

Relações mais diretas e precisas da influência da abertura do dossel na densidade dos diásporos no solo podem ser mais difíceis de detectar devido à grande variabilidade espacial das sementes no solo, mesmo em áreas florestais com diferenças no nível de abertura do dossel, ou mesmo porque a estrutura do dossel em florestas tropicais com níveis intermediários a baixos de perturbação, podem apresentar uma estrutura mais homogênea do dossel (Sattler *et al.*, 2007; Lindner, 2009). O nível de abertura do dossel pode ser simplesmente um indicativo dos valores elevados de densidade em solos florestais. Lindner (2009) analisando a densidade de sementes em floresta tropical sob a influência da abertura do dossel, para áreas de floresta contínua (porém com diferentes históricos de perturbação) não detectou qualquer relação da densidade de sementes com a abertura do dossel. Nos trechos de fragmentos florestais, a densidade de sementes pequenas (menores de 0,5 mm) foi influenciada pela abertura do dossel (Lindner, 2009). Apesar de diferenças no nível de abertura do dossel entre as áreas florestais amostradas (floresta madura e com diferentes históricos de perturbação) a densidade de sementes não foi afetada pelas diferenças na intensidade de luz entre os locais (Daïnou *et al.*, 2011).

A variação na densidade de sementes e composição florística em diferentes classes topográficas para florestas tropicais, principalmente na Amazônia, é muito pouco estudada. Em áreas de vegetação secundária dominadas por espécies de *Vismia* spp. que foram derrubadas e destinadas a atividades agropecuárias pertencentes ao Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), que se localizam próximas à EEST, a densidade foi maior nas áreas de baixio (10.791,6 sementes m⁻²) e platô (7.352,1 sementes m⁻²), do que em áreas de vertente (3.894,5 sementes m⁻²). Devido à alta variação dentro de cada classe topográfica, a análise estatística não detectou forte evidência na diferenciação da densidade de sementes nas classes topográficas e também não houve variação na composição florística entre as áreas, em decorrência do baixo número de espécies inventariadas no presente estudo (Silva *et al.*, 2010; Bentos, comunicação pessoal). Baixo número de espécies

também foi observado por Monaco *et al.* (2003) em áreas pertencentes ao PDBFF e além das espécies de *Vismia* spp. afetarem a regeneração florestal, também podem estar influenciando a composição florística do banco de sementes. Em floresta tropical mista de dipterocarpaceas, a densidade de sementes nos vales (6.994 sementes m⁻²) foi bem superior do que nas classes topográficas mais altas (densidade de 1.671 sementes m⁻²) e as diferenças na topografia entre as duas classes analisadas é geralmente menor que 100 metros (Singhakumara *et al.*, 2000).

Na bacia amazônica a textura do solo está relacionada com diferenças na topografia, sendo que os solos argilosos geralmente ocorrem nas áreas mais altas e são gradualmente substituídos por solos mais arenosos nas áreas mais baixas (Chauvel, *et al.*, 1987; Ferraz *et al.*, 1998). Apesar de não se detectar diferenças significativas nas densidades de sementes nas classes topográficas, mesmo com maior mortalidade nas áreas íngremes (Marra, 2010) observou-se menor densidade nas áreas íngremes do terreno (com a retirada de um *outline* na vertente da floresta alterada na estação chuvosa). Hopkins e Graham (1983) analisando a densidade de sementes em diferentes tipos de solos de floresta tropical na Austrália, concluíram que a densidade de sementes é maior nos locais com solos arenosos do que em locais com solo de textura mais fina, atribuindo essas diferenças à facilidade de incorporação das sementes em texturas mais grossas, isso porque os solos que continham mais nutrientes apresentaram menor densidade de sementes do que os solos com baixo conteúdo de nutrientes.

Fatores relacionados à granulometria do solo na retenção das sementes podem exercer alguma influência na densidade de sementes. O escoamento superficial no solo pode auxiliar na diminuição da densidade de sementes nas áreas mais íngremes, ou mesmo a menor produtividade de biomassa (Toledo, 2009; Marra, 2010) nessas áreas pode ter reflexo na produção de sementes. Esses fatores necessitam ser mais bem explorados, pois pode ocorrer grande variação na textura dos solos mesmo em florestas relativamente próximas, como observado para a área de floresta alterada onde a padronização do solo não é tão evidente como o observado para floresta madura.

A maior densidade de sementes observada na época chuvosa corresponde ao pico de produção de sementes de espécies pioneiras e clímax (Alencar *et al.*, 1979; Alencar, 1998; Bentos, 2006). Fornara e Dalling (2005) relataram que apesar da variação sazonal na densidade de sementes ser maior em locais de baixa elevação (de 50 a 800 m), a estação chuvosa apresentou um efeito expressivo no aumento da densidade de sementes no solo em todas as tipologias de floresta tropical (alta e baixa sazonalidade), no início da estação

chuvosa (364 a 1.006 sementes m⁻²) a densidade de sementes foi maior do que no fim da estação chuvosa (138 a 778 sementes m⁻²). A densidade de sementes também foi maior na estação chuvosa do que na seca (1.860 e 1.440 sementes m⁻², respectivamente) em floresta tropical semidecidual no Panamá (Dalling e Denslow, 1998).

Dalling *et al.* (1997) estudando o banco de sementes em floresta tropical sazonal no Panamá, relatou que dentro da estação chuvosa ocorrem variações na densidade de sementes, com maior densidade no meio da estação chuvosa. A variação sazonal na densidade é restrita às camadas mais superficiais do solo (acima dos 3 cm) e esta sazonalidade ocorre independente do efeito local. Perera (2005b) em floresta tropical semidecidual observou forte variação sazonal nas épocas analisadas (início da chuvosa e seca e fim da estação chuvosa), maior densidade de sementes foi observada no início da estação chuvosa. No entanto, Pereira-Diniz e Ranal (2006), não encontraram diferenças na densidade de sementes entre o início e fim da estação seca em floresta de galeria do Cerrado, que apresenta sazonalidade acentuada na distribuição das chuvas e padrões de frutificação das espécies.

Comparando a composição das espécies presente no banco de sementes dos dois trechos amostrados, o que mais se destaca dos demais inventários de banco de sementes é o grande número de espécies pertencentes às famílias Melastomataceae e a ausência de *Trema micrantha* (L.) Blume que configura como um componente importante no banco de sementes de muitas florestas tropicais (Dalling *et al.*, 1997; Daling e Denslow, 1998; Swijdeven e Kuzee, 2000; Fornara e Dalling *et al.*, 2005; Alvarez-Aquino *et al.*, 2005; Martins e Engel, 2007; Miranda *et al.*, 2009).

Baixo número de espécies de melastomatáceas com densidades altas a intermediárias foram obtidas em outros bancos de sementes de florestas tropicais (Dalling *et al.*, 1997; Dalling e Denslow, 1998; Monaco *et al.*, 2003; Medeiros, 2004; Pereira-Diniz e Ranal 2006; Quanz, 2006; Vieira e Proctor, 2007; Miranda *et al.*, 2008). Na Amazônia oriental no Pará, a família Melastomataceae foi representada por cinco espécies e estas foram mais densas nas florestas de 6 anos e posteriormente na floresta sucessional com 17 anos, menor densidade e número de espécies ocorreu nas florestas com 30 anos, *Miconia serialis* DC. representando 40% do total de indivíduos nas áreas amostradas (Araujo *et al.*, 2001). Número semelhante de espécies foi encontrado no Pará e *M. ceramicarpa* (DC.) Cogn. e *M. ciliata* (Rich.) DC. configuraram entre as espécies mais abundantes (Peçanha-Júnior, 2006).

Baider *et al.* (2001) encontraram um total de 12 espécies de melastomatáceas na Mata Atlântica que representaram 41,3% das espécies e 84,5% dos indivíduos lenhosos. Na floresta

sucessional mais jovem (cinco anos) não ocorreu a presença de nenhum indivíduo pertencente a essa família. Analisando a representatividade de Melastomataceae somente para floresta madura, 52,6% das espécies arbustivas-arbóreas corresponderam a esta família e representaram 88,2% dos indivíduos arbóreos (Baider *et al.*, 1999). Em áreas de clareiras na Mata Atlântica, essa família contribui com grande número de espécies e indivíduos com predominância das espécies arbustivas pertencentes às *Miconia* e *Leandra* (Tabarelli e Mantovani, 1999). A distribuição e densidade de 14 espécies de plantas jovens de melastomatáceas na Costa Rica foram maiores nas áreas de clareiras (368 indivíduos) do que nas florestas adjacentes (21 indivíduos e 11 spp.). O número de plantas jovens aumentou significativamente com a idade da abertura (clareiras menores 300 m², entre 6 e 30 meses de idade) (Ellison *et al.*, 1993).

Tempestades de vento (*downbursts*, furacão, ciclone) geram o desenraizamento de árvores que resulta na exposição do solo mineral (Putz, 1883; Schaeztl *et al.*, 1989), e a alta mortalidade causa grande deposição de matéria orgânica no solo (Scalley *et al.*, 2010; Shiels *et al.*, 2010). Na área do estudo, mesmo após cinco anos da ocorrência do distúrbio 93,33 indivíduos ha⁻¹ foram registrados como mortos por desenraizamento (Marra, 2010). As mudanças nas intensidades da luz, deposição da matéria orgânica afetam a estrutura e dinâmica da regeneração das áreas afetadas. A matéria orgânica gerada após a ocorrência do distúrbio afeta as taxas de recrutamento das espécies pioneiras (somente nas fases iniciais após a deposição) (Shiels *et al.*, 2010). Putz (1983) encontrou maior densidade de espécies pioneiras em solos originados pelo desenraizamento.

A família Melastomataceae na bacia amazônica é composta principalmente por espécies arbóreas de pequeno porte e arbustivas e ocorre em grande abundância e diversidade no sub-bosque florestal (Tuomisto *et al.*, 2003 a, b; Duque *et al.*, 2005). Os padrões de abundância e diversidade das espécies de melastomatáceas respondem a gradientes edáficos e topográficos e acúmulo de matéria orgânica em florestas de terra firme (Tuomisto e Ruokolainen, 1994; Tuomisto *et al.*, 2002). Ellison (1993), analisando os padrões de distribuição de plantas jovens de melastomatáceas em clareiras, encontrou que essas são comuns nas áreas desenraizadas (tanto nas covas como touceiras); apesar desses ambientes apresentaram menor disponibilidade de luz, e em experimentos de campo, a emergência e a sobrevivência foram maiores nos ambientes de alta luminosidade. A questão ainda permanece em aberto: o tipo de distúrbio pode favorecer a maior abundância ou até a diversidade de Melastomataceae ou pode ser reflexo da alta diversidade desse grupo ou pela presença de um

número alto de espécies que respondem aos incrementos de luminosidade?

As espécies de *Cecropia* spp. identificadas no presente estudo são típicas de clareiras naturais; *C. sciadophylla* é comum por toda a bacia amazônica e juntamente com *C. distachya* podem chegar até 30 metros de altura; *C. ulei* pode alcançar até 5 m de altura e esta pode florescer com 1 a 2 m de altura (Berg, 1998). A frutificação dessa espécie pode ser um dos fatores que explica sua alta densidade na área alterada, possivelmente os indivíduos estabelecidos já se encontram em fase reprodutiva e promovem o aumento de suas densidades no banco de sementes.

Apesar da diferença nas densidades de espécies de *Vismia* spp. nas duas áreas analisadas não ser tão discrepante, estas foram mais abundantes na floresta madura (19 sementes m⁻²) do que na floresta alterada (11 sementes m⁻²) confirmando que em clareiras naturais as espécies de *Cecropia* spp. apresentam maior importância nos processos sucessionais aumentando a riqueza das espécies que regeneram sobre o seu dossel (Williamson *et al.*, 1998; Mesquita *et al.*, 2001). Dentre os grupos que configuram espécies pertencentes a famílias pioneiras como *Ficus* (Moraceae) e *Piper* (Piperaceae), estas apresentaram poucas variações nas densidades entre as áreas amostradas, e a família Solanaceae contribuiu pouco para densidade e diversidade do banco de sementes das áreas analisadas.

Schefflera morototoni (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin, *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don, *Trattinnickia glaziovii* Swart, *Goupia glabra* e *Laetia procera* que correspondem às espécies pioneiras de longa vida (Denslow 1980; 1987; Swaine e Whitmore, 1988; Whitmore 1989; Williamson *et al.*, 1998) e que estão presentes no dossel da floresta maduras estiveram presente em maior densidade no banco de sementes da floresta madura. *Scleria secans*, espécie que pode caracterizar distúrbios de alto impacto, esteve presente somente na floresta alterada, formando grandes agrupamentos de altas densidades em alguns pontos na área amostrada. Essa espécie também esteve presente nas florestas sucessionais de 5 a 20 anos em áreas utilizadas na agricultura migratória analisadas por Vieira e Proctor (2007).

Bentos (2006), analisando os padrões de frutificação para espécies pioneiras, concluiu que a característica mais diferenciada dentre este grupo de plantas é a proporção de frutos e sementes produzidos pelas espécies e não o padrão de frutificação. *Miconia burchellii* Triana, que mesmo tendo um padrão anual de frutificação, produziu milhões de sementes (com estimativa média aproximada de 47⁶, durante três anos). As espécies *Bellucia dichotoma* Cogn. e *B. glossularioides* (L.) Triana apresentaram estimativas de 4,7⁶ e 1,2⁶ sementes

produzidas e para *Cecropia sciadophylla* e *C. purpurascens* com 4,5⁶ e 1,1⁶ sementes produzidas por cada indivíduo, respectivamente. Estas informações podem fornecer informações importantes das duas famílias e espécies que contribuem de forma significativa para densidade de sementes no solo.

As espécies mais abundantes estiveram presentes em ambos os trechos de floresta e épocas de coleta. Apesar do número relativamente alto de espécies exclusivas que ocorreram em cada área e que se alteraram nas duas épocas de coletas estas correspondem a espécies clímax que em geral são representadas por um único indivíduo. O número de espécies clímax é bem superior ao número de espécies pioneiras (Leal-Filho, 2000), sendo as últimas associadas aos seus padrões de produção de sementes, viabilidade e dispersão. Esse conjunto de espécies pioneiras, no geral estariam presentes em florestas de diferentes estágios sucessionais e os padrões de abundância dessas espécies no banco de sementes podem refletir melhor essas mudanças.

O citado acima pode ser confirmado pela ausência de diferenças na composição de espécies presentes em florestas com diferentes estágios sucessionais, mas com diferenças nas abundâncias das espécies em banco de sementes de florestas tropicais (Dalling e Denslow, 1998; Wijdeven e Kuzee, 2000; Miranda *et al.* 2009). Contudo, em outros trabalhos, diferenças na riqueza e abundância das espécies foram encontradas nos diferentes estágios sucessionais (Araujo *et al.*, 2001; Tabarelli e Mantovani, 2001; Alvarez-Aquino *et al.*, 2005; Pereira 2005 a, b; Martins e Engel, 2007). Extrapolações e comparações sobre a diversidade de espécies presentes no banco de sementes requerem maiores cuidados, devido à dificuldade de identificação e o histórico de alteração da floresta e mesmo a matriz florestal no entorno pode contribuir para o aumento no número de espécies pela introdução de espécies exóticas e ruderais.

Maior proporção de indivíduos pioneiros ocorreu nas duas áreas amostradas, o mesmo ocorreu com o número de espécies. A dominância de indivíduos e espécies pioneiras no banco de sementes ocorre amplamente nos solos de florestas tropicais, pois constitui a principal estratégia de vida desse grupo (Garwood 1989).

As ervas predominam nos estágios iniciais. Nas clareiras jovens, a proporção de ervas é acima de 90%, e em clareiras entre 5 e 10 anos cerca de 40 a 50%, enquanto nas florestas mais antigas representam menos de 20%. Arbustos e árvores, recuperaram sua densidade inicial há cerca de três anos e são inicialmente esgotados, enquanto, as lianas se mantêm constante. A densidade de sementes é recuperada nos estágios iniciais da sucessão,

embora a representação das formas de vida, um pouco mais tarde (Saulei e Swaine, 1988; Young *et al.*, 1987). A proporção das formas de vida é um indicativo do estágio sucessional da floresta e pode indicar algum tipo de alteração (Baider *et al.*, 2001; Alvarez-Aquino *et al.*, 2005; Perera, 2005 a; Martins e Engel, 2007; Miranda *et al.*, 2009).

O banco de sementes de florestas maduras é composto principalmente por indivíduos arbóreos, média de 49% dos indivíduos (variando entre 18 a 91%) (Garwood 1989). Capoeiras mais velhas (entre 30 a 75 anos) apresentam maior proporção de arbóreas e arbustos do que capoeiras jovens (Garwood 1989). A maior densidade de indivíduos arbustivos na floresta alterada é um indicativo do distúrbio.

Os valores da proporção de indivíduos e espécies das formas de vida foram próximos aos encontrado por Quanz (2006), no Pará, no entanto a diversidade de ervas foi maior e de arbóreas menor, em comparação com a floresta madura. Neste estudo, foram observadas proporções relativamente semelhantes de espécies e indivíduos arbóreos, enquanto maior proporção de espécies arbustivas e ervas foi encontrada por Peçanha-Junior (2006) e Medeiros (2004). Devido às diferentes formas de apresentar os dados dos hábitos de vida, a comparação mais precisa com os outros trabalhos é dificultada, sendo que mesmo as classificações das espécies podem variar entre os autores.

Apesar da baixa contribuição do banco de sementes em termos de densidade e diversidade de espécies clímax, ele pode ser considerado altamente diverso nas formas de vida, contribuindo de forma significativa na reestruturação da floresta, com espécies pertencentes aos estratos mais superiores do dossel e também inferiores, bem como para o sub-bosque florestal e esse padrão também foi observado por (Young *et al.*, 1987). Na floresta madura as formas de vida arbustivas, epífitas, hemiepífitas e lianas contribuíram mais para a diversidade do banco de sementes do que para número de indivíduos, para floresta alterada a forma arbustiva contribuiu de forma semelhante. Os hábitos epifíticos, hemiepifíticos, ervas e lianas contribuíram mais para diversidade do banco de sementes da floresta alterada do que para proporção de indivíduos.

As diferenças nas proporções dos hábitos de vida nas diferentes classes topográficas dentre as áreas analisadas nas diferentes épocas de coleta, podem ser devidas ao efeito local de dispersão de sementes das espécies em frutificação, apesar das hemiepífitas e ervas serem relativamente abundantes, estas apresentam padrões mais agregados de distribuição no banco de sementes do solo. Do total das espécies estudadas por Moura e Webber (2007) (22 spp.)

42% apresentaram somente um indivíduo em frutificação e oito espécies (15%) apresentaram mais de dez indivíduos reprodutivos no sub-bosque.

7. CONCLUSÃO

O banco de sementes presente no solo da floresta madura irá contribuir de forma significativa com a regeneração de futuras aberturas no dossel, contribuindo para riqueza e diversidade de espécies pioneiras e formas de vidas na reestruturação da floresta.

Mesmo seis anos e oito meses após a ocorrência do distúrbio, indícios significativos de sua alteração na estrutura florestal refletiram no banco de sementes, pelo aumento da densidade de sementes, diferenças na diversidade e riqueza das espécies e densidade de plântulas arbustivas e arbóreas. A alta mortalidade causada pelo *downburst* não afetou o papel, potencial e importância do banco de sementes na sucessão florestal, mas este pode favorecer o estabelecimento de algumas espécies.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alencar, J.C.; Almeida, R.A.; Fernandes, N.P. 1979. Fenologia de espécies florestais em floresta tropical úmida de terra firme na Amazônia Central. *Acta Amazonica*, 9: 163-198.
- Alencar, J. C. 1998. Fenologia de espécies arbóreas tropicais na Amazônia Central, p.25-40. In: Gascon, C.; Moutinho, P. (Ed.). *Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas.
- Alvarez-Aquino, C.; Williams-Linera, G.; Newton, A. C. 2005. Disturbance effects on the seed bank of Mexican cloud forest fragments. *Biotropica*, 37: 337-342.
- Araujo, M.M.; Oliveira, F.A.; Vieira, I.C.G.; Barros, P.L.C.; 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 Forestalis*, 59: 115:130.
- Baider, C.; Tabarelli, M.; Mantovani, W. 1999. O banco de sementes de um trecho e uma floresta atlântica Montana (São Paulo, Brasil). *Revista Brasileira Biologia*, 59: 319-328.
- Baider, C.; Tabarelli, M.; Mantovani, W. 2001. The soil seed bank during Atlantic forest regeneration in southeast Brazil. *Revista Brasileira Biologia.*, 61: 35-44
- Barker, H.G. 1989. Some aspects of the natural history of seed banks, p. 9-21. In: Leck, M.A.; Parker, T.; Simpson, R. L. (Eds). *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, San Diego. USA.
- Baskin, C.C. & Baskin, J.M. 1998. Germination Ecology of seeds in the Persistent seed Bank, p. 133-179. In: *Seed Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination*. Academic Press, San Diego, Califórnia.
- Bellingham, P.J. 1991. Landforms influence patterns of hurricane damage: evidence from Jamaican montane forests. *Biotropica*, 23: 427-439
- Bentos, T.V. 2006. *Estratégias reprodutivas de espécies pioneiras na Amazônia Central: Fenologia e sucesso no estabelecimento de plantas*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 76 pp.
- Berg. C.C. 1978. Espécies de *Cecropia* da Amazônia Brasileira. *Acta Amazonica*, 8: 149-182.
- Berg. C.C.; Avila, M.V.; KOOY, F. 1984. *Ficus* species of Brazilian Amazonia and the Guianas. *Acta Amazonica*, 14: 159-194.
- Berry, P.E.; Yatskievych, K.; Holst, B.K. 2001. Flora of the Venezuelan Guayana: Liliaceae-

- Myrsinaceae. v.6. Missouri Botanical Garden, St. Louis, Missouri. 803 pp.
- Boose, E.; Serrano, M.I.; Foster, D.R. 2004 Landscape and regional impacts of hurricanes in Puerto Rico. *Ecological Monographs*, 74: 335-352.
- Brokaw, N.V.L. 1982. The definition of treefall gap and its effects on measures of forest dynamics. *Biotropica*, 11: 158-160.
- Brokaw, N.V.L. 1985a. Treefalls, regrowth, and, community structure in tropical forests, 53-69. In: Pickett, S.T.A.; White, P. S. (Eds.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Inc., San Diego, California.
- Brokaw, N.V.L. 1985b. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology*, 66: 682-687.
- Brokaw, N.V.L.; Scheiner, S.M. 1989. Species composition in gaps and structure of a tropical forest. *Ecology*, 70: 538-541.
- Brokaw, N.V.L.; Walker, L.R. 1991. Summary of the effects of Caribbean hurricanes on vegetation. *Biotropica*, 23: 442-447.
- Brown, D. 1992. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seed ling emergence methods. *Canadian Journal of Botany*, 70: 1603-1612.
- Brown, N. 1996. Gradient of seedling growth from the centre of a tropical rain forest canopy gap. *Forest Ecology and Management*, 82: 239-244.
- Burley, S.; Sarahl. R.; Lundholm, J.T. 2008 Post-hurricane vegetation recovery in an urban forest. *Landscape and Urban Planning*, 85: 111-122.
- Camargo, J.L.C.; Ferraz, I.D.K.; Mesquita, M.R.; Santos, B.A.; Brum, H.D. 2008. *Guia de propágulos plântulas da Amazônia*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 167 pp.
- Carneiro, V.M.C. 2004. *Composição florística e análise estrutural da floresta primária de terra firme na bacia do Rio Cuieiras, Manaus-AM*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 77 pp.
- Castillo, L.S.; Stevenson, P.R. 2010. Relative importance of seed-bank and post-disturbance seed dispersal on early gap regeneration in a Colombian Amazon Forest. *Biotropica*, 42: 488-492.
- Chambers, J.Q.; Robertson, A.L.; Carneiro, V.M.C.; Lima, A.J.N.; Smith, M.L.; Plourde, L. C.; Higuchi, N. 2009. Hyperspectral remote detection of niche partitioning among canopy trees driven by blowdown gap disturbances in the central amazon. *Oecologia*, 160: 107-117.

- Chauvel, A.; Lucas, Y.; Boulet, R. 1987. On the Genesis of the soil mantle the region of Manaus, Central Amazonia, Brasil. *Experientia*, 43: 234-241.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Daïnoua, K.; Bauduina, A.; Bourlanda, N.; Gilleta, J.F.; Fétékéa, F.; Douceta, J.L. 2011. Soil seed bank characteristics in Cameroonian rainforests and implications for post-logging forest recovery. *Ecological Engineering*, 37: 1499-1506.
- Dalling, J.W.; Swaine, M.D.; Garwood N.C. 1994. Effect of soil depth on seedling emergence in tropical soil seed-bank investigations. *Functional Ecology*, 9: 119-121.
- Dalling, J.W.; Swaine, M.D.; Garwood, N.C. 1997. Soil Seed Bank Community Dynamics in Seasonally Moist Lowland Tropical Forest, Panama. *Journal of Tropical Ecology*, 13: 659-680.
- Dalling, J.W.; Denslow, J.S. 1998. Soil seed bank composition along a forest chronosequence in seasonally moist tropical forest, Panama. *Journal of Vegetation Science*, 9: 669-678.
- Dalling, J.W.; Swaine, M.D.; Garwood, N.C. 1998. Dispersal patterns and seed bank dynamics of pioneer trees in moist tropical forest. *Ecology*, 79: 564-578.
- Dalling, J.W.; Winter, K.; Nason, J.D.; Hubbell, S. P.; Murawski, D. A.; Hamrick, J.L. 2001. The Unusual Life History of *Alseis blackiana*: A Shade-Persistent Pioneer Tree?. *Ecology*, 82: 933-945.
- Daniel, O.; Jankauskis, J. 1989. Avaliação de metodologia para o estudo do estoque de sementes do solo, em floresta de terra firme na Amazônia brasileira. *Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais*, 41/42: 18-26.
- Denslow, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rain forest trees. *Biotropica*, 12: 47-51
- Denslow, J.S. 1985. Disturbance-mediated coexistence of species, p. 307-323. In: Pickett, S.T.A.; White, P.S. (Eds.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press , Inc., San Diego, California.
- Denslow, J. S. 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 18: 431-451.
- Dupuy, J.M.; Chazdon, R.L. 1998. Long-term effects of forest regrowth and selective logging on the seedbank of tropical forests in northeastern Costa Rica. *Biotropica*, 30: 223-237.
- Duque, A.J.; Duivenvoorden, J.F.; Cavelier, J.; Sánchez, M.; Polanía, C.; León, A. 2005. Ferns and Melastomataceae as indicators of vascular plant composition in rain forests of Colombian Amazonia. *Plant Ecology*, 178: 1-13.

- Ellison, A.M.; Denslow, J.S.; Loiselle, B.A. Brenés, D.M. 1993. Seed and Seedling Ecology of Neotropical Melastomataceae. *Ecology*, 74: 1733-1749.
- Espírito-Santo, F.D.B.; Keller, M.; Braswell, B.; Nelson, B.W.; Frohking, S.; Vicente, G. 2010. Storm intensity and old growth forest disturbances in the Amazon region. *Geophysical Research Letters*, 37: 1-6.
- Ferraz, J., Ohta, S. & Salles, P. C. 1998. Distribuição dos solos ao longo de dois transectos em floresta primária ao norte de Manaus (AM), p. 109-143. In: Higuchi, N., Campos, M.A.A., Sampaio, P.T.B.; Santos, J.D. (Eds.) *Pesquisas Florestais para Conservação da Floresta e Reabilitação de Áreas Degradadas da Amazônia*. INPA, Manaus.
- Fornara, D.A.; Dalling, J.W. 2005. Seed bank dynamics in five Panamanian forests. *Journal of Tropical Ecology*, 21: 223–226.
- Garstang, M.; White, S.; Shugart, H.H.; Halverson, J. 1998. Convective clouds downdrafts as the cause of large blowdowns in the Amazon Rainforest. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 67:199-212.
- Garwood, N.C. 1989. Tropical soil seed banks: a review, p. 149-209. In: Leck, M.A.; Parker, T.; Simpson, R.L. (Eds). *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Garwood, N. C.1996.Functional morphology of tropical tree seedlings, p. 41-58. In: Swaine, M.D. (Ed). *The ecology of tropical forest tree seedlings*. v. 17. UNESCO, New York.
- Garwood, N.C. 2009. *Seedlings of Barro Colorado Island and the Neotropics*. Cornell University Press, Ithaca, New York. 645 pp.
- Gentry, A.H. 1996. *A Field Guide to the families and genera of Woody plants of Northwest South America (Colombia, Ecuador, Peru) with supplementary notes on herbaceous taxa*. Universidade de Chicago, Illinois. 895 pp.
- Gotelli, N. & Colwell, R.K.2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Gotelli, N.J. & Entsminger, G.L.2001. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesy-Bear.
- Gross, K.L.A. 1990. Comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. *Journal of Ecology*, 78: 1079-1093.
- Guevara-Sada, S.; Gómez-Pompa, A. 1979. Determinacion del contenido de semillas em muestras de suelo superficial de uma selva tropical de Veracruz, Mexico, p. 203-232. In: Gómez-Pompa, *et al.* (Eds). *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas*

- em Veracruz, México. Compania Editorial Continental, México.*
- Guimarães, G. P. 2007. *Distúrbios decorrentes de blowdon em área de Floresta na Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e Universidade Federal do Amazonas, Manaus. 37 pp.
- Harper J.L. 1977. *The Population Biology of Plants*. Academic Press, London. London, New York. 892 pp.
- Hartshorn, G. S. 1980. Neotropical forests dynamics. *Biotropica*. 12: 23-30.
- Higuchi, N.; Chambers, J.; Santos, J.; Ribeiro, R.J.; Pinto, A.C.M.; Silva, R.P.; Rocha, R.M.; Tribuzy, E.S. 2004. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia Central. *Floresta*, 34: 295-304.
- Higuchi, N.; Santos, J.; Vieira, G.; Ribeiro, R. J.; Sakurai, S.; Ishizuka, M.; Sakai, T.; Tanaka, N.; Saito, S. 1998. Análise estrutural da floresta primária da bacia do rio Cuieras, ZF-2, Manaus, AM, Brasil, p. 51-82. In: Higuchi, N.; Campos, M.A.A.; Sampaio, P.T.B.; Santos, J.D. (Eds.). *Pesquisas Florestais para a Conservação da Floresta e Reabilitação de Áreas Degradadas da Amazônia*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas.
- Hjelmfelt, M.F. 2007. Microbursts and macrobursts: windstorms and blowdowns, p. 59-101. In: Johnson, E. A. & Miyanishi, K. (Eds.). *Plant disturbance ecology: the process and the response*. Elsevier, Burlington, MA.
- Hong, T.D.; Ellis, R.H. 1996. A protocol to determine seed storage behaviour. *In* Technical Bulletin. IPGRI, Rome, n. 1, 62 pp.
- Hopfensperger, K.N. 2007. A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos*, 116: 1438-1448.
- Hopkins, M.S.; Graham, A.W. 1983. The species composition of soil seed banks beneath lowland tropical rainforests in north Queensland, Australia. *Biotropica*, 15: 90-99.
- Hubbell, S.P.; Foster, R.B. 1986. Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest, 77-96. *In*: Crawley, M.J. (Eds). *Plant Ecology*. Blackwell Scientific, Oxford, Inglaterra.
- Hubbell, S.P.; Foster, R.B.; O'brien, S.T.; Harms, K.E.; Condit, B.W.; Wright, S.J.; Lao, S.L. 1999. Light-gap disturbances recruitment limitation and diversity in a Neotropical forest. *Science*, 283: 554-557.
- Lawton, R.O.; Putz, F.E. 1988. Natural disturbance and gap-phase regeneration in a wind-exposed tropical cloud forest. *Ecology*, 69: 764-777.
- Leal, E.C.; Vieira, I.C.G.; Kato, M.S.A. 2006. Banco de sementes em sistemas de produção

- de agricultura com queima e sem queima no município de Marapanim, Pará. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais*, 1: 19-29.
- Leal-Filho, N. 2000. Dinâmica inicial da regeneração natural de florestas exploradas na Amazônia brasileira. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, SP.
- Lemmon, P. E. 1957. A new instrument for measuring forest overstory density. *Journal of Forestry*, 55: 667-668.
- Lieberman, M.; Lieberman, D. 1989. Forests are not just swiss cheese: Canopy stereogeometry of non-gaps in tropical forests. *Ecology*, 70: 550-552.
- Lindner, A. 2009. A rapid assessment approach on soil seed banks of Atlantic forest sites with different disturbance history in Rio de Janeiro, Brazil. *Ecological Engineering*, 35: 829-835.
- Lobova, T.A.; Mori, S.A.; Blanchard, F.; Peckham, F.; Charles-Dominique, P. 2003. *Cecropia* as a food resource for bats in French Guiana and the significance of fruit structure in seed dispersal and longevity. *American Journal of Botany*, 90: 388-403.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press. 179 pp.
- Malcolm, C.P.; Brown, N.D.; Barker, M.G.; Zipperlen, S.W. 1996. Photosynthetic responses to light in tropical rain forest tree seedlings, 41-57. In: Swaine, M.D. (Ed). *The ecology of tropical forest tree seedlings*. v.17. UNESCO, New York.
- Marra, D.M. 2010. *Sucessão florestal em área atingida por tempestade convectiva na região de Manaus, Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 104 pp.
- Martins, A.M.; Engel, V.L. 2007. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. *Ecological Engineering*, 31:165–174.
- McCune, B.; Mefford, M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, Version 4.19. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Medeiros, R.A.. 2004. *Dinâmica de sucessão secundária em floresta de transição na Amazônia meridional*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, Mato Grosso. 104 pp.
- Mesquita, R.C.M., Icke, S.K., Ganade, G.; Williamson, G. B. 2001. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. *Journal of Ecology* 89:528-537.
- Michelangeli, F.A. 2005. *Tococa* (Melastomataceae). *Flora Neotropica Monographs*. v. 98.

pp. 1-114.

- Miranda, I.S.; Mitja, D.; SILVA, T.S. 2009. Mutual influence of forests and pastures on the seedbanks in the Eastern Amazon. *Weed Research*, 49: 499-505.
- 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: 41-52.
- Moura; T.N.; Webber, A.C. 2007. Padrões de frutificação em plantas do sub-bosque na Amazônia Central: implicações ecológicas. *Revista Brasileira de Biociências*, 5: 306-308.
- Mueller-Dombois, D.; Ellenberg, H. 1974. Aims and Methods of Vegetation Ecology. John Wiley & Sons, New York.
- Muller-Landau, H.C.; Wright, S.J.; Calderón, O.; Hubbell, S.P. 2008. Interspecific variation in primary seed dispersal in a tropical forest. *Journal of Ecology*, 96: 653-667.
- Muscarella, R.; Fleming, T.H. 2007. The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biological Reviews*, 82: 573-590.
- Nathan, R. 2006. Long-distance dispersal of plants. *Science*, 313: 786-788.
- Negrón-Juárez, R.I.; Chambers, J. Q.; Guimarães, G.; Zeng, H.; Raupp, C.F.M.; Marra, D.M.; Ribeiro, G.H.P.M.; Saatchi, S.S.; Nelson, B.W.; Higuchi, N. 2010. Widespread Amazon forest tree mortality from a single cross-basin squall line event. *Geophysical Research Letters*, 37: 1-5.
- Nelson, B.W.; Kapos, V.; Adams, J.B.; Oliveira, W.J.; Braun, O.P.G.; Amaral, I.L. 1994. Forest disturbance by large blowdowns in the Brazilian Amazon. *Ecology*, 75: 853-858.
- Oksanen, J. 2011. Vegan: ecological diversity. 1-17. (<http://cran.rproject.org/web/packages/vegan/vignettes/diversity-vegan.pdf>). Acesso: 04/04/2012.
- Pascarella, J.B.; Aide, T. M.; Zimmerman. J.K. 2004. Short-term response of secondary forests to hurricane disturbance in Puerto Rico, USA. *Forest Ecology and Management*, 199: 379-393
- Pearson, T.R.H.; Burslem, D.F.R.P.; Mullins, C.E.; Dalling, J.W. 2002. Germination ecology of neotropical pioneers: interacting effects of environmental conditions and seed size. *Ecology*, 83: 2798-2807.
- Pearson, T.R.H., Burslem, D.F.R.P., Mullins, C.E.; Dalling, J.W. 2003. Functional significance of photoblastic germination in neotropical pioneer trees: a seed's eye view. *Functional Ecology*, 17: 394:402.

- Peçanha-Júnior, F.B. 2006. *Avaliação do banco de sementes da floresta de Caxiuanã, município de Melgaço, Pará, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural da Amazônia e Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, Pará. 54 pp.
- Peel, M.C.; Finlayson B.L.; McMahon, T.A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11: 1633-1644.
- Pereira-Diniz, S.G.; Ranal, M.A. 2006. Germinable soil seed bank of a gallery forest in Brazilian Cerrado. *Plant Ecology*, 183: 337-348.
- Perera, G.A.D. 2005a. Spatial heterogeneity of the soil seed bank in the tropical semi-deciduous forest at Wasgomuwa National Park, Sri Lanka. *Tropical Ecology*, 46: 79-89.
- Perera, G.A.D. 2005 b. Diversity and dynamics of the soil seed bank in tropical semi-deciduous forests of Sri Lanka. *Tropical Ecology*, 46: 65-78.
- Pielou, E.C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collection. *Journal Theoret. Biol.*, 13: 131-144.
- Plue, J.; Goyens, G.; Meirvenne, M.V.; Verheyen, K.; Hermy, M. 2010. Small-scale seed-bank patterns in a forest soil. *Seed Science Research*, 20: 13–22.
- Putz, F.E. 1983. Treefall pits and mounds, buried seeds, and the importance of soil disturbance to pioneer trees on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology*, 64: 1069-1074.
- Putz, F.E.; Brokaw, N.V. L. 1989. Sprouting of broken trees on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology*, 70: 508-512.
- Quanz, B. 2006. *Banco de sementes do solo de uma floresta de terra firme na Fazenda Rio Capim, Paragominas - PA, aos 13 meses após exploração de impacto reduzido*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural da Amazônia, Pará, Belém. 68 pp.
- Quintana-Ascencio, P.F.M.; González-Espinosa; Mirez-Marcial, N.; Domínguez-Vasquez, G.; Martínez-Ico, M. 1996. Soil seed banks and regeneration of tropical rain forest from milpa fields at the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Biotropica*, 28:192-209.
- R Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL. <http://www.R-project.org>.
- Rebertus, A.J.; Kitzberger, T.; Veblen, T.T.; Roovers, L.M. 1997. Blowdown history and landscape patterns in the Andes of Tierra del Fuego, Argentina. *Ecology*, 78: 678-692.

- Ribeiro, J.E.L.S.; Hopkins, M.J.G.; Vicentini, A.; Sothers, C. A., Costa, M.A.S.; BRITO, J.M.; Souza, M. A. D.; Martins, L.H.P.; Lohmann, L.G.; Assunção, P.A.C.L.; Pereira, E.C.; Silva, C.F.; Mesquita, M.R.; Procópio, L.C. 1999. *Flora da Reserva Ducke: Guia de Identificação das Plantas Vasculares de uma Floresta de Terra-firme na Amazônia Central*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. 798 pp.
- Roberts, D.W. 2012. Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. 1-56. (<http://ecology.msu.montana.edu/labdsv/R>). Acesso: 09/04/2012.
- Roberts, H.A. 1981. Seed Banks in soils. *Advances in Applied Biology*, 6: 1-55.
- Romme, W.H.; Everham, E.H.; Frelich, L.E.; Moritz, M.A.; Sparks, R.E. 1998. Are Large, Infrequent Disturbances Qualitatively Different from Small, Frequent Disturbances? *Ecosystems*, 1: 524-534.
- Russo, S.E.; Augspurger, C.K. 2004. Aggregated seed dispersal by spider monkeys limits recruitment to clumped patterns in *Virola calophylla*. *Ecology Letters*, 7: 1058-1067.
- Saito, S.; Takeshi, S.; Sakurai, S.; Ishizuka, M.; Tanaka, N.; Nakamura, S.; Santos, J.; Ribeiro, R. J.; Higuchi, N. 2003. Floristic and life-form composition of woody plants in the ZF2 area, an Amazonian terra-firme forest. In: N., Higuchi et al. (Eds.). *Projeto Jacaranda – Fase II: Pesquisas Florestais na Amazônia Central*, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas.
- Sattler, D.; Lindner, A.; Morawetz, W. 2007. A função da sazonalidade no levantamento estrutural de uma floresta montana tropical em Rio de Janeiro, Brasil, p. 105–116. In: Cronemberger, C.; Viveiros de Castro, E.B. (Eds.). *Ciência e Conservação na Serra dos Orgãos*. IBAMA, Brasília.
- Saulesi, M.; Swaine, M.D. 1988. Rain forest seed dynamics during succession at Gogol, Papua New Guinea. *Journal of Ecology*, 76: 1133-1152.
- Scalley, T.H.; Scatena, F.N.; Lugo, A.E.; Moya, S.; Ruiz, C.R.E. 2010. Changes in structure, composition, and nutrients during 15 years of hurricane-induced succession in a subtropical wet forest in Puerto Rico. *Biotropica*, 42: 455-463.
- Schaetzl, J.; Burns, S.F.; Johnson, D.L.; Small, T.W. 1989. Tree uprooting: a review of impacts on forest ecology. *Vegetatio*, 79: 165-176.
- Shinomura, T. 1997. Phytochrome regulation of seed germination. *Journal of Plant Research*, 110: 151-161.
- Shiels, A. B.; Zimmerman, J.K.; García-Montie, D.C.; Jonckheere, I.; Holm, J.; Horton, D.; Brokaw, N. 2010. Plant responses to simulated hurricane impacts in a subtropical wet

- forest, Puerto Rico. *Journal of Ecology*, 98: 659-673.
- Silva, A.R.; Nascimento, H.E.M.; Bentos, T. V. 2010. Análise do banco de sementes ao longo de um gradiente topográfico dentro de uma área de floresta secundária na Amazônia Central. v. 1. In: 19ª Jornada de Iniciação Científica, Manaus, INPA.
- Simpson, D.A. 2006. Flora da reserva ducke, Amazonas, Brasil: Cyperaceae. *Rodriguésia*, 57: 171-188.
- Simpson, R.L.; Leck, M.A.; Parker, V.T. 1989. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: Leck, M.A.; Parker, V.T.; Simpson, R.L. (Eds.) *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, London. p.3-8.
- Singhakumara, B.M.P.; Uduporuwa, R.S.J. P.; Ashton, P.M.S. 2000. Soil seed banks in relation to light and topographic position of a Hill Dipterocarp forest in Sri Lanka. *Biotropica*, 32: 190-196.
- Snedaker, S.C.; Brown, M.S. 1982. The definition of treefall gaps and its effect on measures of forest dynamics. *Biotropica*. 14: 158-160.
- Sombroek, W. 2001. Spatial and temporal patterns of Amazon rainfall. *Ambio*, 30: 388-396.
- Souza, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15: 353-391.
- Swaine, M.D.; Whitmore, T.C. 1988. On definition of ecology species groups in tropical rain forest. *Vegetatio*, 75: 81-86.
- Symington, C.F. 1933. The study of secondary growth on rain forest sites in Malaya. *Malaysian Forester*, 2: 107-117.
- Tabarelli, M.; Mantovani, W. 1999. Clareiras Naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta Atlântica Montana. *Revista Brasileira de Biol.* 59: 251-261.
- Takaki, M. 2000. New proposal of classification of seeds based on forms of phytochrome instead of photoblastism. *Revista Brasileira Fisiologia Vegetal*, 13: 104-108.
- Tanner, E.V.J.; Kapos, V.; Healey, J.R. 1991. Hurricane Effects on Forest Ecosystems in the Caribbean. *Biotropica*, 23: 513-521.
- Thompson, K. 1992. The functional ecology of soil seed banks. In: M. Fenner, M. (Ed). *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. CAB International, Wallingford, UK. p. 231–258.
- Thompson, K. 2000. The Functional Ecology of Soil Seed Banks, p. 215-325. In: Fenner, M. (Ed.). *Seeds The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. 2nd British Library, London, UK.

- Toledo, J.J. 2009. *Influência do solo e topografia sobre mortalidade de árvores e decomposição de madeira em uma floresta de terra-firme na Amazônia Central*. Tese de Doutorado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia, Manaus, Amazonas. 84pp.
- Tuomisto, H.; Ruokolainen, K. 1994. Distribution of Pteridophyta and Melastomataceae along an edaphic gradient in an Amazonian rain forest. *Journal of Vegetation Science*, 5: 25-34.
- Tuomisto, H.; Ruokolainen, K.; Poulsen, A.D.; Moran, R.C.; Quintana, C.; Cañas, G.; Celi, J. 2002. Distribution and diversity of Pteridophytes and Melastomataceae along edaphic gradients in Yasuni National Park, Ecuadorian Amazonia. *Biotropica*, 34: 516-533.
- Tuomisto, H.; Ruokolainen, K.; Aguilar, M.; Sarmiento, A. 2003 a. Floristic patterns along a 43-km long transect in an Amazonian rain forest. *Journal of Ecology*, 91: 743-756.
- Tuomisto, H.; Ruokolainen, K.; Yli-Halla, M. 2003 b. Dispersal, Environment, and Floristic Variation of Western Amazonian Forests. *Science*, 299: 241-244.
- Turner, J.H. 1933. The viability of seeds. *Bull. Misc. Inf., R. Bot. Gard*, pp 257-268.
- Uhl, C.; Clark, K. 1983. Seed Ecology of Selected Amazon Basin Successional Species. *Botanical Gazette*, 144: 419-425.
- Uriarte, M.; Canham, C.D; Thompson, J.; Zimmerman, J.K.; Brokaw, N. 2005. Seedling recruitment in a hurricane-driven tropical forest: light limitation, density-dependence and the spatial distribution of parent trees. *Journal of Ecology*, 93: 291-304.
- Valio, I.F.M.; Joly C.A. 1979. Light sensitivity of the seeds on the distribution of *Cecropia glaziovii* Snethlage (Moraceae). *Zeitschrift Pflanzenphysiologie*, 91: 371-76.
- Válio, I.F.M.; Scarpa, F.M. 2001. Germination of seeds of tropical pioneer species under controlled and natural Conditions. *Revista Brasileira Botânica*, 24: 79-84.
- Vázquez-Yanes, C.; Orozco-Segovia, A. 1982. Germination of a tropical rain Forest shrub, *Piper hispidum* Sw. (Piperaceae) under different light qualities. *Phyton*, 42: 143-149.
- Vázquez-Yanes, C.; Smith, H. 1982. Phytochrome control of seed germination in the tropical rain forest pioneer trees *Cecropia obtusifolia* and *Piper auritum*, and its ecological significance. *New Phytologist*, 92: 477-485.
- Vásquez-Yanes, C.; Orozco-Segovia, A. 1990. Ecological significance of light controlled seed germination in two contrasting tropical habitats. *Oecologia*, 83: 171-175.
- Vieira, I. C.G.; Proctor, J. 2007. Mechanisms of Plant Regeneration during Succession after Shifting Cultivation in Eastern Amazonia. *Plant Ecology*, 192: 303-315.
- Walker, L.R. 1991. Tree damage and recovery from hurricane Hugo in Luquillo Experimental

- Forest, Puerto Rico. *Biotropica*, 23: 379-385.
- Whitmore, T.C.1989. Canopy gaps and major groups of forest trees. *Ecology*, 70: 536-538.
- Whitmore, T.C. 1990. *An Introduction to tropical rain forests*. Oxford University, New York, USA. 282 pp.
- Whitmore. T. C.1996. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestions for further enquiry, p.3-39. In: Swaine, M.D. (Ed). *The ecology of tropical forest tree seedlings*. v.17. UNESCO, New York.
- Wijdeven; S.M. J.; Kuzee, M.E. 2000. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. *Restoration Ecology*, 8: 414–424.
- Williamson, G.B.; Mesquita, R.C.G.; Ickes, K.; Ganade, G; 1998. Estratégias de colonização de árvores pioneiras nos neotrópicos. p. 131-144. In: Gascon, C.; Moutinho, P. (Ed.). *Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas.
- Young, K.R.; Ewel, J.J.; Brown, B. J. 1987. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. *Vegetatio*, 71: 157-173.
- Zimmerman, J.K.; Aide, T. M.; Rosario, M.; Serrano, M.; Herrera. L. 1995. Effects of land management and a recent hurricane on forest structure and composition in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. *Ecology and Management*, 77: 65-76.

9. ANEXO.

ANEXO A - Parâmetros estruturais das famílias presentes no banco de sementes da Estação Experimental de Silvicultura Tropical (EEST, INPA), em trecho de floresta madura e alterada.

Família	Madura												Alterada											
	chuvosa						seca						chuvosa						seca					
	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	r	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	r	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	r	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	r
Annonaceae	1,19	0,22	3,75	0,92	1,13	14	2,39	0,53	6,25	1,60	2,14	12	0,40	0,05	1,25	0,30	0,35	17	1,59	0,27	3,75	0,83	1,10	13
Apocynaceae	0,40	0,07	1,25	0,31	0,38	21	0,80	0,18	1,25	0,32	0,50	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Araceae	21,09	3,84	33,75	8,26	12,10	3	35,81	8,01	38,75	9,94	17,95	3	55,31	6,84	66,25	15,73	22,57	3	54,91	9,21	61,25	13,61	22,82	4
Araliaceae	-	-	-	-	-	-	0,40	0,09	1,25	0,32	0,41	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Arecaceae	-	-	-	-	-	-	0,40	0,09	1,25	0,32	0,41	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asteraceae	0,80	0,15	2,50	0,61	0,76	18	-	-	-	-	-	27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bignoniaceae	-	-	-	-	-	-	0,40	0,09	1,25	0,32	0,41	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Burseraceae	1,19	0,22	2,50	0,61	0,83	16	1,19	0,27	3,75	0,96	1,23	14	-	-	-	-	-	-	0,80	0,13	2,50	0,56	0,69	16
Chrysobalanaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28	-	-	-	-	-	-	0,40	0,07	1,25	0,28	0,34	17
Cyclanthaceae	2,39	0,44	3,75	0,92	1,35	13	2,79	0,62	2,50	0,64	1,26	13	1,59	0,20	3,75	0,89	1,09	12	1,19	0,20	2,50	0,56	0,76	14
Cyperaceae	10,35	1,89	16,25	3,98	5,86	7	26,26	5,88	6,25	1,60	7,48	6	29,05	3,59	16,25	3,86	7,45	4	16,31	2,74	15,00	3,33	6,07	6
Desconhecida	0,80	0,15	2,50	0,61	0,76	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dilleniaceae	5,57	1,02	16,25	3,98	4,99	8	7,96	1,78	22,50	5,77	7,55	5	6,37	0,79	13,75	3,26	4,05	6	6,76	1,13	16,25	3,61	4,75	7
Euphorbiaceae	1,19	0,22	2,50	0,61	0,83	17	-	-	-	-	-	-	0,80	0,10	2,50	0,59	0,69	14	3,98	0,67	7,50	1,67	2,33	12
Fabaceae	1,59	0,29	5,00	1,22	1,51	12	0,80	0,18	2,50	0,64	0,82	16	0,80	0,10	2,50	0,59	0,69	15	0,40	0,07	1,25	0,28	0,34	18
Gesneriaceae	0,80	0,15	2,50	0,61	0,76	20	-	-	-	-	-	-	0,80	0,10	2,50	0,59	0,69	16	1,19	0,20	2,50	0,56	0,76	15

Anexo A. Continuação.

Família	Madura											Alterada												
	chuvosa						seca					chuvosa						seca						
	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	r	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	r	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	r	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	r
Goupiaceae	15,92	2,90	25,00	6,12	9,02	4	9,15	2,05	20,00	5,13	7,18	7	1,59	0,20	5,00	1,19	1,38	11	5,17	0,87	8,75	1,94	2,81	11
Humiriaceae	-	-	-	-	-	-	0,40	0,09	1,25	0,32	0,41	21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hypericaceae	12,33	2,25	18,75	4,59	6,84	5	6,76	1,51	17,50	4,49	6,00	9	5,17	0,64	12,50	2,97	3,61	7	5,57	0,93	16,25	3,61	4,55	8
Lauraceae	0,40	0,07	1,25	0,31	0,38	22	0,40	0,09	1,25	0,32	0,41	22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Marantaceae	-	-	-	-	-	-	0,40	0,09	1,25	0,32	0,41	23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Melastomataceae	318,91	57,94	96,25	23,55	81,49	1	229,18	51,29	95,00	24,36	75,65	1	518,05	64,11	96,25	22,85	86,96	1	328,26	55,04	97,50	21,67	76,70	1
Menispermaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40	0,05	1,25	0,30	0,35	18	-	-	-	-	-	-
Moraceae	10,74	1,96	17,50	4,28	6,24	6	21,88	4,90	21,25	5,45	10,35	4	14,72	1,82	20,00	4,75	6,57	5	25,07	4,20	37,50	8,33	12,54	5
Ochnaceae	0,40	0,07	1,25	0,31	0,38	23	0,40	0,09	1,25	0,32	0,41	24	4,77	0,59	1,25	0,30	0,89	13	-	-	-	-	-	-
Passifloraceae	1,19	0,22	3,75	0,92	1,13	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40	0,07	1,25	0,28	0,34	19
Piperaceae	2,39	0,44	6,25	1,53	1,96	11	2,79	0,62	8,75	2,24	2,87	10	3,98	0,49	12,50	2,97	3,46	8	3,98	0,67	1-	2,22	2,89	10
Rubiaceae	10,35	1,89	12,50	3,06	4,94	9	17,51	3,92	10,00	2,56	6,48	8	2,39	0,30	5,00	1,19	1,48	10	0,40	0,07	1,25	0,28	0,34	20
Salicaceae	3,58	0,65	10,00	2,45	3,10	10	3,18	0,71	7,50	1,92	2,64	11	2,79	0,34	8,75	2,08	2,42	9	5,17	0,87	11,25	2,50	3,37	9
Sapotaceae	-	-	-	-	-	-	0,40	0,09	1,25	0,32	0,41	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Siparunaceae	-	-	-	-	-	-	0,40	0,09	1,25	0,32	0,41	26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Smilacaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40	0,05	1,25	0,30	0,35	19	-	-	-	-	-	-
Solanaceae	-	-	-	-	-	-	1,19	0,27	3,75	0,96	1,23	15	0,40	0,05	1,25	0,30	0,35	20	0,40	0,07	1,25	0,28	0,34	21

Anexo A. Continuação.

Família	Madura											Alterada												
	chuvosa						seca					chuvosa						seca						
	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	r	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	r	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	r	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	r
Urticaceae	45,36	8,27	57,50	14,07	22,33	2	40,98	9,17	57,50	14,74	23,92	2	70,82	8,76	70,00	16,62	25,38	2	75,20	12,61	77,50	17,22	29,83	2
Zingiberaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40	0,05	1,25	0,30	0,35	21	-	-	-	-	-	-
Indeterminado	80,77	14,72	66,25	16,21	30,93	-	32,63	7,30	53,75	13,78	21,08	-	87,14	10,78	76,25	18,10	28,88	-	59,29	9,94	73,75	16,39	26,33	-

DA: densidade absoluta e DR: relativa; FA: frequência absoluta e FR relativa; IVB: índice de valor de importância modificado (DR + FR); r: posição no ranqueamento dos índices de IVB.

Anexo B. Continuação.

Família/Espécie	H	GF	Madura										Alterada										
			chuvosa					seca					chuvosa					seca					
			Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	
Cyclanthaceae																							
cf. <i>Asplundia vaupesiana</i> Harling	He	NP	1,99	0,54	2,50	0,49	1,03	2,79	0,75	2,50	0,49	1,24	1,59	0,32	3,75	0,59	0,91	1,19	0,25	2,50	0,35	0,60	
<i>Ludovia lancifolia</i> Brongn.	He	NP	0,40	0,11	1,25	0,24	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Cyperaceae																							
<i>Calyptrocarya bicolor</i> (H.Pfeiff.) T. Koyama	Ev	NP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40	0,08	1,25	0,17	0,26	
<i>Calyptrocarya glomerulata</i> (Brongn.) Urb.	Ev	NP	1,59	0,44	1,25	0,24	0,68	0,40	0,11	1,25	0,25	0,35	0,40	0,08	1,25	0,20	0,28	-	-	-	-	-	
<i>Pycneus lanceolatus</i> (Poir.) C.B.Clarke	Ev	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40	0,08	1,25	0,20	0,28	-	-	-	-	-	
<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	Ev	P	2,39	0,65	6,25	1,22	1,87	-	-	-	-	-	0,40	0,08	1,25	0,20	0,28	0,40	0,08	1,25	0,17	0,26	
cf. <i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	Ev	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40	0,08	1,25	0,17	0,26	
<i>Mapania pycnocephala</i> (Benth.) Benth.	Ev	NP	5,97	1,63	7,50	1,46	3,09	25,86	6,93	5,00	0,99	7,92	8,36	1,67	7,50	1,17	2,84	13,53	2,87	8,75	1,22	4,08	
<i>Scleria secans</i> (L.) Urb.	L	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19,10	3,82	5,00	0,78	4,60	1,59	0,34	2,50	0,35	0,68	
Marantaceae																							

Anexo B. Continuação.

Família/Espécie	Madura												Alterada									
	chuvosa						seca						chuvosa					seca				
	H	GF	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB
Euphorbiaceae																						
<i>Conceveiba guianensis</i> Aubl.	A	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40	0,08	1,25	0,20	0,28	1,59	0,34	2,50	0,35	0,68
<i>Croton matourensis</i> Aubl.	A	P	1,19	0,33	2,50	0,49	0,81	-	-	-	-	-	0,40	0,08	1,25	0,20	0,28	1,59	0,34	2,50	0,35	0,68
<i>Maprounea amazonica</i> Esser	A	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40	0,08	1,25	0,17	0,26
cf. Euphorbiaceae 1	A	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40	0,08	1,25	0,17	0,26
Fabaceae																						
<i>Machaerium</i> sp.	L	NP	-	-	-	-	-	0,40	0,11	1,25	0,25	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mimosa guilandinae</i> (DC.) Barneby	L	P	1,19	0,33	3,75	0,73	1,06	0,40	0,11	1,25	0,25	0,35	0,40	0,08	1,25	0,20	0,28	0,40	0,08	1,25	0,17	0,26
<i>Tachigali melanocarpa</i> (Ducke) van der Werff	A	P	0,40	0,11	1,25	0,24	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mimosoideae 1	A	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40	0,08	1,25	0,20	0,28	-	-	-	-	-
Gesneriaceae																						
Gesneriaceae sp.	E	NP	0,80	0,22	2,50	0,49	0,70	-	-	-	-	-	0,80	0,16	2,50	0,39	0,55	1,19	0,25	2,50	0,35	0,60
Goupiaceae																						

Anexo B. Continuação.

Família/Espécie	H	GF	Madura										Alterada									
			chuvosa					seca					chuvosa					seca				
			Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB
<i>Goupia glabra</i> Aubl.	A	P	15,92	4,36	25,00	4,87	9,22	9,15	2,45	20,00	3,95	6,40	1,59	0,32	5,00	0,78	1,10	5,17	1,10	8,75	1,22	2,31
Humiriaceae																						
<i>Endopleura uchi</i> (Huber) Cuatrec.	A	NP	-	-	-	-	-	0,40	0,11	1,25	0,25	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hypericaceae																						
<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	A	P	2,79	0,76	6,25	1,22	1,98	1,99	0,53	6,25	1,23	1,77	0,80	0,16	2,50	0,39	0,55	1,19	0,25	3,75	0,52	0,77
<i>Vismia cf. guianensis</i> (Aubl.) Choisy	A	P	4,38	1,20	1-	1,95	3,14	2,39	0,64	7,50	1,48	2,12	2,79	0,56	6,25	0,98	1,54	2,39	0,51	7,50	1,04	1,55
<i>Vismia japurensis</i> Reichardt	A	P	3,98	1,09	6,25	1,22	2,31	2,39	0,64	6,25	1,23	1,87	0,40	0,08	1,25	0,20	0,28	-	-	-	-	-
<i>Vismia sandwithii</i> Ewan	A	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40	0,08	1,25	0,20	0,28	1,99	0,42	6,25	0,87	1,29
<i>Vismia</i> spp.	A	P	1,19	0,33	2,50	0,49	0,81	-	-	-	-	-	0,80	0,16	2,50	0,39	0,55	-	-	-	-	-
Melastomataceae																						
<i>Aciotis purpurascens</i> (Aubl.) Triana	Ab	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,39	0,48	2,50	0,39	0,87	1,19	0,25	2,50	0,35	0,60
<i>Adelobotrys cf. marginata</i> Brade	L	NP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8,36	1,77	5,00	0,69	2,47
<i>Bellucia</i> spp.	A	P	75,20	20,59	53,75	10,46	31,05	51,33	13,75	42,50	8,40	22,15	100,67	20,13	63,75	9,98	30,11	48,14	10,21	55,00	7,64	17,85

Anexo B. Continuação

Família/Espécie	H	GF	Madura										Alterada										
			chuvosa					seca					chuvosa					seca					
			Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	
<i>Clidemia bullosa</i> DC.	Ab	P	0,40	0,11	1,25	0,24	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	Ab	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40	0,08	1,25	0,20	0,28	0,40	0,08	1,25	0,17	0,26	-
<i>Clidemia rubra</i> (Aubl.) Mart.	Ab	P	0,40	0,11	1,25	0,24	0,35	0,40	0,11	1,25	0,25	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
cf. <i>Clidemia</i> sp.	Ab	NP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40	0,08	1,25	0,20	0,28	-	-	-	-	-	-
cf. <i>Henriettella caudata</i> Gleason	A	NP	23,48	6,43	21,25	4,14	10,56	40,58	10,87	35,00	6,91	17,79	4,77	0,95	7,50	1,17	2,13	12,33	2,62	23,75	3,30	5,91	-
<i>Henriettea</i> sp.	Ab	P	1,59	0,44	5,00	0,97	1,41	0,40	0,11	1,25	0,25	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leandra secunda</i> (D. Don) Cogn.	Ab	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,59	0,32	5,00	0,78	1,10	14,72	3,12	11,25	1,56	4,68	-
<i>Maieta guianensis</i> Aubl.	Ab	P	1,99	0,54	6,25	1,22	1,76	2,39	0,64	6,25	1,23	1,87	20,29	4,06	18,75	2,94	6,99	19,50	4,14	17,50	2,43	6,57	-
<i>Miconia affinis</i> DC.	A	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,59	0,32	3,75	0,59	0,91	0,40	0,08	1,25	0,17	0,26	-
<i>Miconia aplostachya</i> (Bonpl.) DC.	Ab	P	5,17	1,42	11,25	2,19	3,61	2,39	0,64	3,75	0,74	1,38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Miconia argyrophylla</i> DC.	A	P	1,19	0,33	2,50	0,49	0,81	1,99	0,53	2,50	0,49	1,03	14,72	2,94	17,50	2,74	5,68	16,71	3,54	16,25	2,26	5,80	-
<i>Miconia carassana</i> Cogn.	Ab	P	1,59	0,44	5,00	0,97	1,41	1,59	0,43	5,00	0,99	1,41	19,89	3,98	15,00	2,35	6,33	4,38	0,93	10,00	1,39	2,32	-
<i>Miconia comptifolia</i> Wurdack	A	P	0,40	0,11	1,25	0,24	0,35	0,40	0,11	1,25	0,25	0,35	50,53	10,10	60,00	9,39	19,50	73,61	15,61	67,50	9,38	24,99	-

Anexo B. Continuação

Família/Espécie	Madura												Alterada									
	chuvosa						seca						chuvosa					seca				
	H	GF	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB
Ochnaceae																						
<i>Cespedesia spathulata</i> (Ruiz & Pav.) G.Planch.	A	NP	0,40	0,11	1,25	0,24	0,35	0,40	0,11	1,25	0,25	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lacunaria</i> sp.	A	NP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,77	0,95	1,25	0,20	1,15	-	-	-	-	-
Passifloraceae																						
<i>Passiflora auriculata</i> Kunth.	L	P	0,80	0,22	2,50	0,49	0,70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Passiflora coccinea</i> Aubl.	L	P	0,40	0,11	1,25	0,24	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40	0,08	1,25	0,17	0,26
Rubiaceae																						
<i>Psychotria</i> sp. 1	A	NP	-	-	-	-	-	0,40	0,11	1,25	0,25	0,35	0,40	0,08	1,25	0,20	0,28	-	-	-	-	-
<i>Psychotria</i> sp. 2	A	NP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,40	0,08	1,25	0,20	0,28	-	-	-	-	-
Rubiaceae spp.	nd	NP	10,35	2,83	12,50	2,43	5,27	17,11	4,58	8,75	1,73	6,31	1,59	0,32	2,50	0,39	0,71	0,40	0,08	1,25	0,17	0,26
Salicaceae																						
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	A	P	-	-	-	-	-	0,80	0,21	2,50	0,49	0,71	-	-	-	-	-	1,19	0,25	3,75	0,52	0,77
<i>Casearia</i> sp. 1	A	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,99	0,42	2,50	0,35	0,77

Anexo B. Continuação

Família/Espécie	H	GF	Madura										Alterada									
			chuvosa					seca					chuvosa					seca				
			Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB
<i>Casearia</i> spp.	A	P	0,40	0,11	1,25	0,24	0,35	0,40	0,11	1,25	0,25	0,35	-	-	-	-	-	0,40	0,08	1,25	0,17	0,26
<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler	A	P	3,18	0,87	8,75	1,70	2,57	1,99	0,53	5,00	0,99	1,52	2,79	0,56	8,75	1,37	1,93	1,59	0,34	5,00	0,69	1,03
Sapotaceae																						
<i>Pouteria</i> sp.	A	NP	-	-	-	-	-	0,40	0,11	1,25	0,25	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Solanaceae																						
<i>Solanum leucocarpon</i> Dunal	Ab	P	-	-	-	-	-	0,40	0,11	1,25	0,25	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Solanum rugosum</i> Dunal	Ab	P	-	-	-	-	-	0,40	0,11	1,25	0,25	0,35	0,40	0,08	1,25	0,20	0,28	0,40	0,08	1,25	0,17	0,26
<i>Solanum</i> sp.			-	-	-	-	-	0,40	0,11	1,25	0,25	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Urticaceae																						
<i>Cecropia distachya</i> Huber	A	P	8,75	2,40	20,00	3,89	6,29	8,36	2,24	17,50	3,46	5,70	7,16	1,43	18,75	2,94	4,37	8,36	1,77	20,00	2,78	4,55
<i>Cecropia purpurascens</i> C. C. Berg	A	P	11,94	3,27	18,75	3,65	6,92	11,14	2,99	22,50	4,44	7,43	5,97	1,19	17,50	2,74	3,93	11,14	2,36	23,75	3,30	5,66
<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	A	P	12,73	3,49	21,25	4,14	7,62	12,33	3,30	22,50	4,44	7,75	30,24	6,05	48,75	7,63	13,68	33,02	7,00	51,25	7,12	14,12
<i>Cecropia ulei</i> Snethl.	A	P	3,58	0,98	10,00	1,95	2,93	4,38	1,17	11,25	2,22	3,39	18,70	3,74	26,25	4,11	7,85	19,89	4,22	45,00	6,25	10,47

Anexo B. Continuação

Família/Espécie	Madura												Alterada									
	chuvosa						seca						chuvosa					seca				
	H	GF	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB	Da	Dr	Fa	Fr	IVB
Cecropia spp.	A	P	6,37	1,74	16,25	3,16	4,91	3,18	0,85	10,00	1,98	2,83	8,75	1,75	23,75	3,72	5,47	2,79	0,59	7,50	1,04	1,63
<i>Coussapoa trinervia</i> Mildbr.	He	NP	1,99	0,54	3,75	0,73	1,27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coussapoa</i> sp. 1	He	NP	-	-	-	-	-	0,40	0,11	1,25	0,25	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coussapoa</i> sp. 2	He	NP	-	-	-	-	-	1,19	0,32	1,25	0,25	0,57	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Desconhecida																						
Morfoespécie 1	A	NP	0,40	0,11	1,25	0,24	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Morfoespécie 2	A	NP	0,40	0,11	1,25	0,24	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

H: hábito de vida, A: arbóreo, Ab: arbustivo, He: hemiepífita, E: epífita, Ev: erva, L: liana; GF: grupos funcionais, P: pioneira e NP: não-pioneira; nd: não determinado; DA: densidade absoluta e DR: relativa; FA: frequência absoluta e FR relativa; IVB: índice de valor de importância modificado (DR + FR).

ANEXO C - Dados dos pontos de coleta do banco de plântulas emergidas do banco de sementes da Estação Silvicultura Tropical (EEST – INPA), em trecho de floresta madura.

Plató								Vertente							
chuvosa				seca				chuvosa				seca			
A	R	D	Ab	A	R	D	Ab	A	R	D	Ab	A	R	D	Ab
81	1	1	6,50	81	1	0	6,76	91	1	24	6,76	87	1	31	3,64
82	2	2	4,94	82	2	0	4,94	92	2	25	9,62	88	2	59	3,12
83	3	3	4,68	83	3	0	8,06	93	3	19	3,64	89	3	41	4,16
84	4	1	4,68	84	4	2	9,36	94	4	12	5,72	90	4	30	4,94
85	5	2	5,98	85	5	5	4,68	95	5	31	4,42	91	5	11	3,90
86	6	2	5,72	93	6	8	4,68	96	6	44	3,38	92	6	11	4,68
87	7	2	4,68	94	7	6	5,20	97	7	25	3,90	96	7	25	4,94
88	8	2	3,64	95	8	5	3,64	102	8	34	4,94	97	8	29	3,12
89	9	5	6,50	98	9	6	3,90	103	9	45	5,72	99	9	21	7,54
90	10	10	9,62	112	10	7	3,90	104	10	20	4,94	100	10	24	4,68
98	11	2	5,20	113	11	7	5,20	117	11	44	9,36	101	11	37	2,60
99	12	1	5,98	114	12	5	2,86	118	12	49	9,10	102	12	50	2,34
100	13	5	4,68	115	13	3	3,64	119	13	25	10,66	103	13	45	3,12
101	14	10	5,46	117	14	5	3,38	124	14	17	7,02	104	14	15	3,38
105	15	9	9,10	121	15	0	3,12	125	15	19	3,38	105	15	11	4,94
106	16	5	4,68	122	16	1	5,98	126	16	19	3,38	106	16	30	5,46
107	17	0	9,10	123	17	0	4,42	127	17	15	6,50	107	17	26	4,16
108	18	7	5,72	124	18	2	2,86	130	18	37	4,68	108	18	17	4,94
109	19	2	5,98	125	19	2	6,24	131	19	34	5,98	109	19	19	4,42
110	20	0	5,98	126	20	1	3,90	132	20	26	7,02	110	20	14	2,34
111	21	2	9,88	127	21	2	5,98	133	21	19	4,68	111	21	11	2,34
112	22	2	8,32	128	22	2	3,64	134	22	25	5,20	116	22	12	3,38
113	23	4	7,28	129	23	1	3,64	135	23	30	5,46	118	23	15	4,16
114	24	1	6,24	130	24	0	3,64	137	24	17	9,36	119	24	14	3,64
115	25	3	9,10	131	25	2	3,64	138	25	20	9,88	120	25	17	4,42
116	26	10	8,32	132	26	6	2,86	139	26	32	7,02	136	26	16	4,94

Anexo C. Continuação

Plató				Vertente											
chuvosa				seca											
120	27	5	9,88	133	27	5	3,64	140	27	26	8,32	137	27	14	4,42
121	28	1	6,76	134	28	5	5,98	141	28	12	7,80	138	28	18	1,56
122	29	1	8,06	135	29	8	2,86	142	29	22	4,68	139	29	26	7,54
123	30	6	6,76	149	30	7	6,76	143	30	16	7,80	140	30	24	3,90
128	31	2	5,20	150	31	2	6,50	144	31	14	8,32	141	31	25	3,38
129	32	5	3,90	151	32	2	7,02	145	32	16	5,20	142	32	35	4,42
136	33	8	4,68	154	33	7	8,06	146	33	20	9,88	143	33	40	3,90
154	34	5	8,06	155	34	2	7,28	147	34	27	8,32	144	34	42	4,42
155	35	4	6,50	156	35	3	9,88	148	35	19	6,76	145	35	13	5,98
156	36	1	8,32	157	36	5	7,80	149	36	24	8,84	146	36	29	4,94
157	37	5	5,72	158	37	5	6,50	150	37	27	10,66	147	37	33	4,68
158	38	10	5,72	159	38	5	4,68	151	38	27	9,88	148	38	16	4,68
159	39	8	5,46	160	39	6	4,94	152	39	22	10,92	152	39	36	6,50
160	40	9	6,24	162	40	5	5,20	153	40	16	8,84	153	40	47	6,24

A: número da amostra; R: repetição; D: declividade (%); Ab: abertura do dossel (%).

ANEXO D - Dados dos pontos de coleta do banco de plântulas emergidas do banco de sementes da Estação Silvicultura Tropical (EEST – INPA), em trecho de floresta alterada.

Plató								Vertente							
chuvosa				seca				chuvosa				seca			
A	R	D	Ab	A	R	D	Ab	A	R	D	Ab	A	R	D	Ab
7	1	7	9,62	1	1	9	7,28	1	1	11	4,94	7	1	23	7,02
8	2	9	6,50	2	2	7	6,76	2	2	36	7,28	8	2	14	3,64
9	3	7	7,02	3	3	7	7,28	3	3	25	6,76	12	3	16	4,68
10	4	9	5,98	4	4	4	10,92	4	4	12	7,28	13	4	25	4,42
11	5	8	6,76	5	5	7	7,28	5	5	12	8,32	14	5	30	7,02
12	6	7	10,40	6	6	12	6,50	6	6	11	8,84	15	6	27	6,50
14	7	4	6,50	9	7	6	6,50	13	7	11	9,62	16	7	25	6,50
15	8	6	5,72	10	8	10	5,72	25	8	14	10,14	17	8	19	6,50
16	9	1	9,62	11	9	3	5,98	26	9	11	4,94	18	9	16	7,80
17	10	8	9,88	19	10	5	5,46	27	10	21	10,92	20	10	19	3,64
19	11	6	10,92	24	11	8	4,42	28	11	11	13,00	21	11	19	4,68
20	12	1	4,94	25	12	0	5,98	29	12	22	11,18	22	12	26	4,94
21	13	5	13,00	26	13	3	8,06	35	13	17	8,06	23	13	29	4,16
22	14	6	7,54	29	14	9	6,24	36	14	12	8,58	27	14	35	4,68
23	15	8	9,10	32	15	6	3,90	37	15	40	5,72	28	15	25	6,50
24	16	0	9,10	37	16	5	2,08	38	16	25	11,70	30	16	18	4,16
30	17	7	4,94	38	17	3	5,20	45	17	16	7,80	31	17	17	4,42
31	18	9	4,16	39	18	5	3,64	46	18	15	5,72	33	18	28	4,42
32	19	5	7,02	40	19	9	3,64	47	19	15	6,50	34	19	33	5,98
33	20	4	7,02	41	20	10	4,42	48	20	21	7,02	35	20	27	4,42
34	21	7	7,54	42	21	9	7,54	49	21	11	6,50	36	21	15	7,02
39	22	1	4,42	47	22	0	4,42	51	22	17	4,42	43	22	18	2,86
40	23	6	5,46	48	23	6	11,18	52	23	19	6,76	44	23	19	4,42
41	24	4	3,90	54	24	9	7,54	53	24	21	4,94	45	24	22	4,68
42	25	10	10,66	55	25	1	5,72	54	25	14	6,50	46	25	19	5,46

Anexo D. Continuação

Platô				Vertente											
chuvosa		seca		chuvosa		seca									
43	26	9	3,64	56	26	4	7,02	58	26	25	4,16	49	26	11	5,98
44	27	5	5,20	57	27	6	8,84	59	27	21	7,28	50	27	30	4,42
50	28	4	5,46	58	28	3	7,02	60	28	27	5,20	51	28	20	5,20
55	29	6	11,44	59	29	10	6,24	61	29	31	9,36	52	29	25	6,24
56	30	3	9,10	60	30	8	3,90	63	30	15	6,50	53	30	17	7,02
57	31	0	9,62	71	31	2	4,94	64	31	24	9,62	61	31	16	7,02
62	32	5	8,84	72	32	3	6,24	65	32	21	7,28	62	32	18	8,06
67	33	8	7,54	73	33	10	10,14	66	33	38	9,88	63	33	16	8,06
72	34	2	7,02	74	34	8	5,46	68	34	37	11,18	64	34	17	6,24
73	35	7	5,20	75	35	5	8,84	69	35	21	4,94	65	35	17	4,68
74	36	7	7,02	76	36	5	7,54	70	36	16	6,50	66	36	15	8,58
75	37	9	4,94	77	37	1	7,80	71	37	11	5,98	67	37	12	7,02
79	38	5	10,92	78	38	5	4,42	76	38	12	8,32	68	38	15	7,02
80	39	7	8,84	79	39	8	4,68	77	39	19	4,68	69	39	15	7,80
161	40	5	6,24	80	40	10	8,58	78	40	14	12,48	70	40	15	8,32

A: número da amostra; R: repetição; D: declividade (%); Ab: abertura do dossel (%).

ANEXO E - ATA DA AULA DE QUALIFICAÇÃO

 INPA <small>INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISA DA AMAZÔNIA</small>	DIVISÃO DOS CURSOS DE PÓS-GRADUAÇÃO	 BRASIL <small>PAÍS RICO É PAÍS SEM POBREZA</small>
--	---	--

AULA DE QUALIFICAÇÃO

PARECER

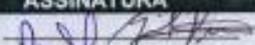
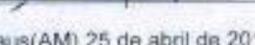
Aluno(a): **NATALI GOMES BORDON**
 Curso: BOTÂNICA
 Nível: Mestrado
 Orientador(a): NIRO HIGUCHI (INPA)
 Co-orientador(a): NIWTON LEAL FILHO

Título:

" EFEITO DE DOWNBURST SOBRE O BANCO DE SEMENTES DE FLORESTAS TROPICAIS NA AMAZÔNIA CENTRAL "

BANCA JULGADORA

<p>TITULARES:</p> <p>GIL VEIRA (INPA) PAULO DE TARSO BARBOSA SAMPAIO (INPA) VERIDIANA VIZONI SCUDELLER (UFAM)</p>	<p>SUPLENTES:</p> <p>NARRUBIA OLIVEIRA DE ALMEIDA (UFAM) MANOEL DE JESUS VIEIRA LIMA JÚNIOR (UFAM)</p>
--	--

EXAMINADORES	PARECER	ASSINATURA
GIL VEIRA	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	
PAULO DE TARSO B. SAMPAIO	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	
VERIDIANA VIZONI SCUDELLER	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	

Manaus(AM), 25 de abril de 2011.

OBS: *A aluna poderia ter apresentado melhor o tempo para exploração de suas ideias.*

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DO INPA
 PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA
 Av. André Araújo, 2936 - Bairro: Aleixo - Caixa Postal: 478 - CEP: 69.060-001, Manaus/AM
 Fone: (+55) 92 3643-3119 Fax: (+55) 92 3643-3119
 site: <http://pg.inpa.gov.br> e-mail: cursobot@inpa.gov.br

ANEXO F - ATA DA DEFESA ORAL



INPA
INSTITUTO NACIONAL DE
PESQUISAS DA AMAZÔNIA





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

Aos dezoito dias do mês de julho do ano de 2012, às 14h00min, no mini auditório da casa da ciência do INPA - Campus I reuniu-se a Comissão Examinadora da Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: **Dra. Isolde Dorothea Kossmann Ferraz**, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, **Dra. Maria Tereza Grombone Guaratini**, do Instituto de Botânica de São Paulo, e **Dra. Veridiana Vizoni Scudeller**, da Universidade Federal do Amazonas, tendo como suplentes, Dra. Izildinha de Souza Miranda, da Universidade Federal Rural da Amazônia e a Dra. Maria de Lourdes da C.S. Moraes, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a arguição pública da **DISSERTAÇÃO DE MESTRADO** do(a) aluno(a) **NATALI GOMES BORDON**, intitulada **“EFEITO DE DOWNBURST SOBRE O BANCO DE SEMENTES DE FLORESTA TROPICAL NA AMAZÔNIA CENTRAL”** sob a orientação Dr. Niro Higuchi.

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

APROVADO *por unanimidade* () **REPROVADO**

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

Dr(a). Isolde Dorothea Kossmann Ferraz (INPA) _____ *[Signature]*

Dr(a). Maria Tereza Grombone Guaratini (IBOT.SP) _____ *[Signature]*

Dr(a). Veridiana Vizoni Scudeller (UFAM) _____ *[Signature]*



Coordenação do Programa de Pós Graduação em BOTÂNICA/INPA