



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

CINTHIA MONTIBELLER SANTOS

**OS EFEITOS DE INCÊNDIOS RECORRENTES SOBRE O
BANCO DE SEMENTES DA FLORESTA DE TRANSIÇÃO
AMAZÔNIA- CERRADO**

Londrina
2014

CINTHIA MONTIBELLER SANTOS

**OS EFEITOS DE INCÊNDIOS RECORRENTES SOBRE O
BANCO DE SEMENTES DA FLORESTA DE TRANSIÇÃO
AMAZÔNIA-CERRADO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, área de concentração em Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados, da Universidade Estadual de Londrina (UEL) para obtenção do Título de mestre.

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Domingues Torezan.

Londrina
2014

**Catálogo elaborado pela Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central da
Universidade Estadual de Londrina.**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

S237e Santos, Cinthia Montibeller.

Os efeitos de incêndios recorrentes sobre o banco de sementes da floresta de transição Amazônia-Cerrado / Cinthia Montibeller Santos. – Londrina, 2014. v, 60 f. : il.

Orientador: José Marcelo Domingues Torezan.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2014.

Inclui bibliografia.

1. Fogo e ecologia – Teses. 2. Bancos de sementes – Teses. 3. Incêndios florestais – Teses. 4. Savanas – Teses. 5. Amazônia – Teses. I. Torezan, José Marcelo Domingues. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 634.0.2

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
BIOLÓGICAS

DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Discente: **Cynthia Montibeller Santos**

Título: "Efeitos de incêndios no banco de sementes da floresta de transição
Amazônia-Cerrado".

Data da Defesa: 13 de maio de 2014 – 08:30 hs, na sala de aula da Pós-Graduação
em Ciências Biológicas do Centro de Ciências Biológicas, desta Universidade.

Banca Examinadora

Parecer

Presidente:

Dr. José Marcelo Domingues Torezan

APROVADA

Titulares:

Dr. Antonio Carlos Galvão de Melo

Aprovada

Dr. José Antonio Pimenta

APROVADA

Parecer Final

APROVADA

Dr. José Marcelo Domingues Torezan

Dr. Antonio Carlos Galvão de Melo

Dr. José Antonio Pimenta

“Não sabendo que era impossível, foi lá e fez.”

(Jean Cocteau)

AGRADECIMENTOS

À Deus por ter me proporcionado ocasiões em que eu pude demonstrar ser forte quando pedi força em oração.

À Universidade Estadual de Londrina através do Programa de Mestrado em Ciências Biológicas e à Capes pela possibilidade de realização do curso.

Ao Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM) pela oportunidade de participar de um projeto tão grandioso e tão importante quanto o projeto “Savanização” e pelo suporte técnico durante a realização deste trabalho.

Ao meu orientador, Professor Doutor José Marcelo Domingues Torezan, por confiar em mim e me acolher em seu laboratório, por estar sempre disponível em todos os momentos em que precisei, pelos ensinamentos, por contribuir com o meu enriquecimento pessoal e profissional e, principalmente, por me mostrar que sou capaz!

À todos os funcionários do Laboratório de Biodiversidade e Restauração (LABRE) pelo apoio técnico e pela companhia durante os trabalhos de campo, em especial à Alba Lúcia Cavalheiro e ao Senhor Odair do Carmo Pavão pela amizade e por estarem sempre disponíveis e ao Senhor Edson Mendes Francisco por ajudar nas identificações e, em parceria com o Senhor Norival Soares Cabo, ajudarem no transporte das amostras do banco de sementes até Londrina-PR.

Ao Professor José Antonio Pimenta, que mesmo sem perceber me fez crescer a cada crítica e por aceitar compor minha banca de qualificação e de defesa. Agradeço também ao Professor Halley Caixeta de Oliveira pela disponibilidade e por aceitar fazer parte da minha banca de qualificação.

Ao Professor Efraim Rodrigues pela disponibilidade e interesse em compor a banca de defesa da minha dissertação.

Aos meus Pais, que nunca pouparam esforços pra me verem chegar onde estou agora e que são fonte de inspiração para que eu possa evoluir ainda mais. São parte de mim, amo mais que minha própria vida.

Aos amigos Andressa Carla e Lucas Junqueira e minha prima Daniela, irmãos que a vida me deu, que mesmo distantes estiveram sempre presentes, preocupados com o andamento do mestrado, me fazendo companhia nas noites em claro (pela internet ou telefone) e dando apoio sempre que precisei.

Aos meus colegas de Laboratório, as doutorandas Carol, Jézili, Lya e Renata, aos mestrandos Alexandre e Jéssica e a todos os estagiários por tornarem a rotina de pesquisas mais alegre com suas companhias, por enriquecerem meu trabalho com sugestões e correções sempre pertinentes e principalmente pela amizade!

Em especial quero agradecer à doutoranda Roberta T. S. Cury, amiga querida de tantos momentos felizes, companheira da viagem mais incrível e mais importante da minha vida, que foi fundamental em todas as etapas deste trabalho, desde o delineamento experimental até a redação.

Aos meus braços direitos Gessi e Jéssica, estagiárias que foram importantíssimas na execução deste trabalho, pelas tardes de trabalho duro por horas no calor da casa de vegetação, pela companhia, rizadas, apoio e por ouvirem meus desabafos.

À minha turma de mestrado, onde fiz amigos incríveis que vou levar comigo por onde eu for. Em especial aos amigos Mariana, Maria Cecília, Bruna e Lucas Milanez.

À minha amiga querida da turma de mestrado Thaís Mazzafera Haddad, que se tornou minha irmã, pelo companheirismo e cumplicidade, por retribuir o amor que sinto. Sentirei saudades dos momentos da república, onde só fomos felizes.

À todos da Repπ, Thaís Mazzafera Haddad, Víctor Pacheco e Bianca Mettifogo que de fato fomos uma família, aconselhando, nos divertindo e passando momentos incríveis juntos, vou sentir muita falta da convivência com vocês amigos.

Ao meu namorado Victor Pedrassoni, que foi meu porto seguro, me apoiou e sempre acreditou no meu potencial mesmo quando eu não acreditava, meu companheiro de todas as horas, nos momentos tristes e felizes, e por me amar tanto quanto o amo.

À todos os outros amigos maravilhosos que a vida de mestranda em Londrina me proporcionou.

SUMÁRIO

RESUMO	iv
ABSTRACT	v
INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1 <i>O Banco de Sementes</i>	1
1.2 <i>A Floresta de Transição Amazônia-Cerrado e o Fogo</i>	6
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	14

Os Efeitos de Incêndios Recorrentes Sobre o Banco de Sementes da Floresta de Transição Amazônia-Cerrado

1.	INTRODUÇÃO	20
2.	MATERIAL E MÉTODOS	23
	2.1 <i>Área de Estudo</i>	23
	2.2 <i>Delineamento Experimental</i>	25
	2.3 <i>Coleta de Dados</i>	27
	2.4 <i>Análises de Dados</i>	30
3.	RESULTADOS	32
4.	DISCUSSÃO	39
5.	CONCLUSÃO	47
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	48
7.	APÊNDICES	52
8.	ANEXOS	55

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização da área experimental na fazenda Tanguro, no município de Querência, estado do Mato Grosso, Brasil. A região circulada em vermelho no mapa representa a propriedade particular onde o experimento foi realizado. Fonte: IPAM.....24
- Figura 2.** Visão geral da fronteira abrupta entre a Floresta preservada de transição Amazônia-Cerrado e um campo de cultivo de soja, na fazenda Tanguro, estado do Mato Grosso, Brasil. **Foto:** IPAM.....26
- Figura 3.** Croqui do delineamento experimental e visão geral de cada área amostral, dois anos após os experimentos com fogo, em floresta de transição Amazônia-Cerrado, no estado do Mato Grosso, Brasil. Croqui adaptado de Balch et al. (2011). Fotos cedidas pelo IPAM..... 27
- Figura 4.** Coletor utilizado para a amostragem do banco de sementes do solo, a 0 a 5 cm (A) e 5 a 10 cm de profundidade (B).....28
- Figura 5.** Experimento com banco de sementes sendo desenvolvido em casa de vegetação, no Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas (LABRE) da Universidade Estadual de Londrina (UEL), no estado do Paraná, Brasil.....30
- Figura 6.** Proporção do número de sementes germinadas a partir do banco de sementes coletado na profundidade de 0 a 5 cm (A) e de 5 a 10 cm (B), classificado por forma de vida (Plantas Lenhosas, Ervas e Gramíneas), em floresta de transição Amazônia-Cerrado, que sofreu incêndios em diferentes frequências, no estado do Mato Grosso, Brasil. B0: Controle, área nunca incendiada; B3: Área incendiada três vezes, com intervalo de três anos entre os incêndios; B5: Área queimada anualmente.....34
- Figura 7.** Curva de rarefação da riqueza de espécies de plantas lenhosas no banco de sementes de floresta de transição Amazônia-Cerrado submetida a diferentes frequências de incêndio. B0: controle; B3: área incendiada três vezes, com intervalos de três anos entre cada incêndio; B5: área incendiada anualmente. A) Amostras coletadas na profundidade de 0 a 5 cm. B) Amostras coletadas na profundidade de 0 a 5 cm. As barras indicam desvio padrão com $\alpha=0,05$35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Abundância de plântulas emergidas das amostras do banco de sementes, coletadas em duas profundidades (de 0 a 5cm e de 5cm a 10cm), em floresta de transição Amazônia-Cerrado submetida a incêndios recorrentes, no estado do Mato Grosso, Brasil. B0: sem tratamento com incêndio; B3: incendiado três vezes, com intervalo de três anos entre os incêndios; B5: incendiado anualmente.....32

Tabela 2. Abundância média de sementes de plantas lenhosas germinadas nas amostras do banco de sementes, nas duas profundidades coletadas (0 a 5 cm e 5 a 10 cm) ao longo de um gradiente de distâncias da borda, em floresta de transição Amazônia-Cerrado submetida a incêndios recorrentes, no estado do Mato Grosso, Brasil. Controle: sem tratamento com incêndio; B3: incendiado três vezes, com intervalo de três anos entre os incêndios; B5: incendiado anualmente.....36

Tabela 3. Abundância média de sementes de gramíneas germinadas nas amostras do banco de sementes, nas duas profundidades coletadas (0 a 5 cm e 5 a 10 cm) ao longo de um gradiente de distâncias da borda, em floresta de transição Amazônia-Cerrado, submetida a incêndios recorrentes, no estado do Mato Grosso, Brasil. Controle: sem tratamento com incêndio; B3: incendiado três vezes, com intervalo de três anos entre os incêndios; B5: incendiado anualmente.....37

MONTIBELLER-SANTOS, Cinthia. **Os Efeitos de Incêndios Recorrentes Sobre o Banco de Sementes da Floresta de Transição Amazônia-Cerrado**. 2014. 60p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados) Universidade Estadual de Londrina, Londrina – PR.

RESUMO

O banco de sementes é um reservatório de sementes viáveis no solo da floresta, proveniente da chuva de sementes, importante para a regeneração de plantas em ambientes que sofreram perturbações naturais ou antrópicas. Porém o potencial de recuperação da floresta por meio do banco de sementes pode ser alterado pela presença do fogo que atua simplificando a composição de espécies. O limite da floresta Amazônica com o Cerrado ou floresta de transição está inserido em áreas consideradas zonas de expansão agrícola e, portanto, está sujeito a recorrentes queimadas antropogênicas. A fim de esclarecer como incêndios recorrentes alteram o banco de sementes na floresta de transição Amazônia-Cerrado, analisou-se o banco de sementes dois anos após a supressão de diferentes frequências de incêndios (anual e trianual, com intervalo de três anos entre os incêndios), ao longo de um gradiente de distâncias da borda (0, 30, 100, 500 e 750m) e em duas profundidades (0 a 5 cm e 5 a 10 cm). Constatou-se que o banco de sementes desse trecho da floresta de transição Amazônia-Cerrado é composto em sua maioria por sementes de espécies de plantas lenhosas, pioneiras e de dispersão zoocórica. Quando submetido a sucessivos incêndios, o banco de sementes estudado apresentou diminuição do número de sementes de plantas lenhosas e aumento no número de sementes de gramíneas, como consequência, o grupo de plantas lenhosas foi substituído pelo grupo de gramíneas. Tal substituição ocorreu até 100m floresta adentro, sendo maior quanto mais próximo da borda. Incêndios recorrentes, independentemente da frequência na qual ocorreram, causaram a diminuição do número de sementes de plantas lenhosas no banco de sementes coletado até a profundidade de 5 cm. Já na profundidade de 5 a 10 cm, a redução do número de sementes de plantas lenhosas ocorreu apenas no tratamento com incêndios trianuais. Os intervalos de três anos entre os eventos de fogo provavelmente permitiram o acúmulo de biomassa vegetal no solo, tornando os incêndios ainda mais intensos. Com relação às gramíneas, houve aumento no número de sementes nas áreas incendiadas, nas duas profundidades, independentemente da frequência na qual ocorreram os incêndios. Incêndios sucessivos ao promoverem a substituição de sementes de espécies arbóreas por sementes de gramíneas no banco de sementes podem comprometer o futuro da sucessão ecológica da floresta de transição Amazônia-Cerrado.

Palavras-chave: Savanização, Ecótono, Invasão por Gramíneas, plantas lenhosas.

MONTIBELLER-SANTOS, Cinthia. **The Effects of Recurrent Fires on the Soil Seed Bank of Transitional Forest Amazônia-Cerrado**. 2014. 60p. Dissertation (Master in Biological Science – Biodiversity and Conservation of Fragmented Habitats) State University of Londrina, Londrina – PR.

ABSTRACT

The seed bank is a reservoir of viable seeds in the forest soil, fed by the seed rain, important for the regeneration of environments that have suffered natural or anthropogenic disturbances. But the potential of recovery of the forest through seed bank can be altered by the presence of fire, which operates by simplifying the composition of species. The Amazonia-Cerrado Transitional Forests are inserted in areas of agricultural expansion and therefore are subject to recurrent anthropogenic fires. In order to clarify how recurrent fires alter the seed bank in these forests, we analyzed the seed bank two years after the last fire event in two burning treatments (annual and triennial , with an interval of three years between fires), along a gradient of distances from the forest edge (0, 30 , 100, 500 and 750m) and two soil depths (0 to 5 cm and 5 to 10 cm). It was found that the seed bank of the Transitional Forest consists mostly of seeds of woody pioneer and zoochoric species . When subjected to successive fires, the seed bank showed a decrease in the number of woody species seeds and increase in grass seeds. As a result, the group of woody plants was replaced by the grass group. Such substitution occurred up to 100m into the forest, being more pronounced closer to the edge. Recurrent fires, regardless of the frequency in which they occurred, caused a decrease in the number of seeds of woody plants in the seed bank collected to a depth of 5 cm. In depth of 5 to10 cm, the reduction of woody plant seed number occurred only in the lower fire frequency. The three-year fire interval probably allowed more accumulation of plant biomass on the soil, making the fire even more intense. Regarding the grasses, there was an increase in the number of seeds in burned areas at both depths, regardless of the frequency at which the fire occurred. Successive fires can impair the native seed bank and its contribution to ecological succession in Amazon-Cerrado transition forest.

Key-words: Savannization, Ecotone, grass invasion, woody plants.

INTRODUÇÃO GERAL

1.1 O Banco de Sementes

O banco de sementes é um reservatório de sementes viáveis no solo da floresta, presentes em superfície ou em profundidade, que podem germinar sob condições adequadas de luminosidade, umidade e temperatura, dependendo ou não de outros estímulos do ambiente (ROBERTS, 1981). Tais sementes são capazes de substituir plantas adultas anuais ou perenes, que morreram, entre outros motivos, por doença, distúrbios, ou consumo por animais, incluindo o homem (BAKER, 1989).

A velocidade na qual o banco de sementes retorna ao tamanho e a composição pré-distúrbio é influenciada pelo grau de isolamento, severidade do distúrbio e pela estratégia de colonização das espécies (GARWOOD, 1989). A disponibilidade de sementes é o principal fator limitante na recuperação de áreas abertas perturbadas (HOLL, 1999), onde não somente a dispersão de sementes de espécies florestais é mínima, como as poucas sementes que chegam a essas áreas são submetidas a altas taxas de predação (DONOSO et al., 2003).

O potencial de substituir plantas adultas é essencial, pois se as sementes ficam enterradas de forma permanente muito profundamente não conseguem compor um banco de sementes eficaz (BAKER, 1989). Com relação à distribuição de sementes no perfil do solo, em geral, a taxa de germinação cai com o aumento da profundidade de enterramento das sementes, sendo que a maior parte delas é encontrada nos primeiros 5 cm (GARWOOD, 1989). Porém as sementes que estão enterradas profundamente

podem contribuir para a regeneração dependendo da profundidade a partir da qual podem germinar e da taxa com que essas sementes são trazidas a superfície (GARWOOD, 1989).

As sementes que entram na composição do banco de sementes são provenientes da chuva de sementes, por intermédio da dispersão de espécies locais e por aquelas transportadas de áreas circunvizinhas ou distantes (HARPER, 1977). Dessa forma, o banco de sementes do solo é resultado do balanço entre entrada de novas sementes, através da chuva de sementes, e perdas por germinação, perda da viabilidade e predação (CARMONA, 1992).

Garwood (1989) descreve cinco estratégias básicas de banco de sementes: 1) Transitório – composto por sementes de vida curta, sem dormência, que são dispersas por curtos períodos durante o ano. 2) Persistente – esperado para espécies de ervas daninhas e pioneiras, composto por sementes de vida longa, que apresentam dormência facultativa e podem ser dispersas por curtos ou longos períodos. 3) Pseudo-permanente – também esperado para espécies de ervas daninhas e pioneiras, composto por espécies de vida curta, que não apresentam dormência, que são dispersas continuamente durante o ano. 4) Transitório sazonal – composto por sementes sazonalmente dormentes com longevidade intermediária que são dispersas por curto ou longo período. 5) Transitório tardio – esperado principalmente por espécies secundárias tardias ou iniciais, composto por sementes com germinação não associada a condições sazonais adversas.

Uma vez amostrado, o banco de sementes pode ser avaliado por meio duas técnicas, o método direto por contagem de sementes e o método indireto por contagem de plântulas emergidas das amostras. O método direto

frequentemente utiliza flotação, peneiramento, lavagem, ou outras formas de separação e determina o número total de sementes no solo, mas não dá nenhuma informação de viabilidade, que deverá ser estabelecida posteriormente por meio de testes de germinação ou tetrasólio. A dificuldade em identificar as espécies com sementes semelhantes (particularmente congêneres) e a perda de espécies com sementes pequenas durante a separação, resultam na subestimação da composição de espécies pelo método direto. Além disso, o grande número de sementes inviáveis que é considerado pelo método direto pode levar a uma sobreavaliação da densidade de sementes, sendo necessário, portanto, um teste de viabilidade (GROSS, 1990). Para estudos em nível de comunidade, o método direto se torna inviável devido ao grande número de sementes para serem triadas, identificadas e posteriormente avaliadas quanto a sua viabilidade, o que demanda mais tempo, esforço e dinheiro para a realização dos testes (GROSS, 1990).

Em contraste, as técnicas de emergência de plântulas fornecem uma estimativa de sementes viáveis no solo com base na germinação das sementes mantidas em condições favoráveis para a germinação. Os requisitos para a germinação, tais como padrões de germinação muito sensíveis à luz, disponibilidade de oxigênio, textura do solo, entre outros fatores, raramente são completamente atendidos. Assim a técnica de emergência de plântulas pode subestimar a abundância de sementes viáveis enterradas (SIMPSON et al., 1989). Apesar desta limitação, para estudos em nível de comunidade, especialmente quando o número potencial de espécies é elevado, o método indireto dilui parte do erro de subestimação por manter as amostras em casa

de vegetação por vários meses e por contar com o revolvimento das amostras de solo (GROSS, 1990).

O estudo dos efeitos das perturbações naturais ou antrópicas no banco de sementes se torna importante devido o papel que esse reservatório de sementes desempenha na conservação, pois participa de processos ecológicos como a manutenção da biodiversidade, o estabelecimento de populações, o estabelecimento de grupos ecológicos e a restauração da riqueza de espécies durante a regeneração natural da floresta (HARPER, 1977).

Entretanto, o potencial de recuperação da floresta por meio do banco de sementes pode ser alterado pela ocorrência de incêndios, variando com a intensidade e frequência com que ocorrem (WHELAN, 1995; BAIDER et al., 1999; KENNARD, et al., 2002). Queimadas podem modificar a dinâmica da paisagem, provocar elevada mortalidade de árvores e interferir na fenologia, influenciando a densidade e a riqueza do banco de sementes do solo (COCHRANE & SCHULZE, 1999; HERINGER & JACQUES, 2001). Como consequência a ocorrência de incêndios pode resultar em efeitos negativos como a simplificação da composição de espécies nativas (LOUZADA et al., 2003) e a invasão por plantas exóticas (D'ÂNTONIO & VITOUSEK, 1992). Melo et al. (2007) relataram redução na densidade de sementes de espécies arbóreas, especialmente pioneiras, e o aumento da densidade relativa de sementes de gramíneas após um incêndio em um dos maiores fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual do estado de São Paulo. Williams et al. (2005), estudando os efeitos do fogo em uma savana tropical da Austrália, verificaram que o banco de sementes passou a ser dominado por gramíneas e herbáceas, enquanto sementes de árvores e arbustos foram escassas.

Apesar do seu importante papel na regeneração do ambiente após distúrbios, o banco de sementes também pode ser a porta de entrada de espécies invasoras. Algumas características relacionadas com o potencial de invasão das plantas são a produção de sementes de pequeno tamanho em grande quantidade, maturação precoce, formação de banco de sementes com grande longevidade no solo, longos períodos de floração e frutificação, crescimento rápido, pioneirismo e adaptação a áreas degradadas e eficiência na dispersão de sementes e no sucesso reprodutivo (ZILLER, 2004).

O processo de invasão biológica pode geralmente ser dividido em três estágios dinâmicos: i) chegada dos propágulos na área a ser invadida, provenientes de uma fonte externa ii) estabelecimento dos indivíduos e iii) reprodução e propagação de sementes viáveis, considerando que o ambiente pode oferecer barreiras ou filtros que dificultem ou impeçam a transição de uma fase para outra (TSOAR et al., 2011). É de extrema importância a disseminação de sementes após o estágio de estabelecimento, que marca a transição da espécie exótica de naturalizada para invasora à medida que a dispersão bem sucedida se distancia do ponto inicial de introdução (TSOAR et al., 2011).

A invasão por espécies exóticas preocupa devido seu potencial para modificar sistemas naturais, sendo atualmente considerada a segunda maior ameaça mundial à biodiversidade, perdendo apenas para a destruição de habitats pela exploração humana direta (ZILLER, 2004). O agravante dos processos de invasão, comparados à maioria dos problemas ambientais, é que ao invés de serem absorvidos com o tempo e terem seus impactos amenizados, agravam-se à medida que as plantas exóticas invasoras ocupam

o espaço das nativas. As principais consequências da invasão por espécies exóticas são a perda da biodiversidade e a modificação dos ciclos e características naturais dos ecossistemas atingidos e a alteração fisionômica da paisagem natural (ZILLER, 2004).

A invasão biológica também culmina em prejuízo econômico direto (para a agricultura, silvicultura, pecuária, pesca, transporte rodoviário e aquático, armazenamento, instalações públicas e na saúde humana) e indireto (perda de funções dos ecossistemas florestais, agrícolas, pastagens e de áreas úmidas) (XU et al., 2006), documentado em várias partes do mundo.

Pimentel et al. (2005) estimam que os Estados Unidos, que possuem cerca de 50.000 espécies exóticas invasoras relatadas, arcam com perdas que somam aproximadamente 120 bilhões de dólares por ano, além de ter 42% de suas espécies incluído em listas de espécies ameaçadas ou em perigo como consequência da invasão biológica. Xu et al. (2006) constataram que a China, com 283 espécies exóticas invasoras documentadas, teve uma perda na ordem de 14,45 bilhões de dólares no período entre 2001 e 2003.

1.2 A Floresta de Transição Amazônia-Cerrado e o Fogo

Em todo mundo, atividades como a agricultura, a pecuária e a extração de madeira transformam a paisagem dos ecossistemas naturais e as principais implicações dessas transformações são a perda de habitat e, conseqüentemente, a fragmentação florestal (BRANDO et al., 2013). A fragmentação florestal consiste na substituição de grandes áreas de floresta nativa por outro ecossistema, deixando manchas de floresta isoladas, com conseqüências deletérias para a maioria da biota nativa (FAHRIG, 2003). Além

de reduzir a área total de cobertura florestal, que pode resultar na extinção de algumas espécies, a fragmentação expõe os organismos que permanecem no fragmento às condições de um ecossistema circundante diferente do original e, conseqüentemente, aos efeitos de borda (MURCIA, 1995).

Murcia (1995) define efeito de borda como resultado da interação entre dois ecossistemas adjacentes, quando os dois são separados por uma transição abrupta (borda), que passam então a experimentar fluxos de energia, nutrientes e espécies através de sua fronteira mútua. Como consequência, a composição de espécies, estrutura e processos ecológicos de um ecossistema próximo da linha de contato com outro pode mudar em resposta ao gradiente de alterações bióticas e abióticas nas faixas marginais dos fragmentos florestais sendo, portanto, proporcionais à distância que estas mudanças penetram no habitat.

As características microclimáticas encontradas na borda, tais como maior incidência de luz solar, temperaturas mais elevadas e menor umidade (MURCIA,1995), contribuem com a mortalidade de árvores resultando no acúmulo de biomassa no solo e na abertura do dossel (TABARELLI et al., 2008; LAURANCE, 2004). LAURANCE et al. (2002) verificaram que na Amazônia Central a maioria dos efeitos de borda penetram até 100m para o interior da floresta, com elevada mortalidade de árvores podendo se estender até cerca de 300m floresta a dentro e alterações no regime de ventos até aproximadamente 400m da borda.

Outra consequência alarmante do desmatamento é o aumento da incidência de incêndios e a diminuição a capacidade da floresta em armazenar e ciclar carbono (BRANDO et al., 2013). Em novas áreas de fronteira com

quantidade relativamente baixa de clareiras, extensas florestas intactas tornam grandes incêndios florestais quase impossíveis, porém com o avanço do desmatamento e a fragmentação, a floresta torna-se cada vez mais inflamável (COCHRANE, 2003). O fogo, por sua vez, também desempenha papel importante na delimitação de bordas de fragmentos florestais ao impedir que a floresta progrida em direção a área de entorno, tornando-se agente importante na definição da paisagem, pois interfere na dinâmica da interface entre os ecossistemas. Incêndios mais intensos podem dizimar componentes da paisagem, com prejuízos irreparáveis à biodiversidade que a constitui (LOUZADA et al., 2003).

A Amazônia, o maior bioma brasileiro, possui uma área de 4.196.943 km² (IBGE, 2004) e figura como a maior reserva de água doce do país, representando cerca de 40% das florestas tropicais remanescentes no mundo, é responsável pela maior biodiversidade terrestre. Ainda que seu território apresente dimensões continentais, a Amazônia sofre com desmatamentos e os problemas que eles acarretam. De acordo com dados publicados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2013) que monitora o desflorestamento da Amazônia Legal, exclusivamente por corte raso, desde 1988, a supressão da floresta em 2013 foi uma das menores registradas desde o início do monitoramento, mas ainda assim representou 5.843 km² de floresta perdida.

A maioria das florestas primárias da Amazônia não é inflamável durante os anos de chuva normal, apesar da típica seca sazonal prolongada que ocorre nas porções leste e sudeste da região. Porém, nos períodos de secas severas, normalmente associados ao evento “El Niño”, e a extração de madeira, a

inflamabilidade de grandes áreas de floresta aumenta (NEPSTAD, 1999b). Os métodos de extração de madeira aumentam a quantidade de biomassa lenhosa no solo da floresta e reduzem a cobertura do dossel, causando o ressecamento da serapilheira (NEPSTAD, 1999b).

O Cerrado, segundo maior bioma brasileiro representando aproximadamente 22% do território do país (JEPSON, 2005), é considerado a savana com a flora mais rica do mundo (MENDONÇA et al., 1998) e está entre os cinco biomas prioritários para a conservação da biodiversidade no mundo devido à sua concentração excepcional de espécies endêmicas, aliada ao alto grau de ameaça de perda de habitat (MYERS et al., 2000).

Infelizmente calcula-se que dos 1,783 milhões de km² de área original desse bioma, mais da metade foi suprimida (JEPSON, 2005; KLINK & MACHADO, 2005) e que somente a pecuária é responsável pela conversão de cerca de 500.000km² da área total do Cerrado em pastagens plantadas com gramíneas de origem africana (KLINK & MACHADO, 2005). Segundo Klink e Machado (2005), a área total desse bioma destinada à conservação é de cerca de 33.000km², claramente insuficiente quando comparada com os principais usos da terra.

As savanas estão no topo da lista dos ecossistemas mais inflamáveis do mundo, as quais estão sujeitas a secas sazonais severas além de terem abundância de palha depositada no solo, fornecida pelas gramíneas, que serve como combustível para os incêndios (NEPSTAD, 1999b).

Em biomas como o Cerrado, a savana brasileira, nos quais o fogo aparece como agente dinâmico na paisagem, a vegetação pode apresentar modificações que permitem sua permanência no ambiente, tais como casca

espessa e capacidade de rebrota (GOTTSBERGER E SILBERBAUER-GOTTSBERGER, 2006) e estratégias fenológicas e reprodutivas especializadas, como maturidade precoce e floração induzida pelo fogo (SIMON & PENNINGTON, 2012). Entretanto, embora seja um ecossistema adaptado ao fogo, incêndios recorrentes causam perda de nutrientes, compactação e erosão do solo e ainda o acúmulo de material combustível que somado a baixa umidade em épocas de seca podem causar temperaturas extremamente elevadas comprometendo à flora e a fauna do solo (KLINK & MOREIRA, 2002).

Adjacente a esses dois importantes biomas brasileiros, existe uma zona de ecótono conhecida como floresta de transição que, com aproximadamente 400.000 km² de extensão, compartilha espécies dos dois biomas de origem e difere das florestas altas e densas do norte da Amazônia por sua estatura mais baixa (altura média do dossel de 20m), menor diversidade, menor índice de área foliar e menor taxa de acúmulo de biomassa acima do solo (BALCH et al., 2008).

A floresta de transição Amazônia-Cerrado está inserida na maior e mais dinâmica fronteira agrícola da Amazônia (BRANDO et al., 2013), zona conhecida como arco do desmatamento ou arco do fogo (COE et al., 2013). Essa região é particularmente mais sensível a incêndios, pois a seca sazonal apresentada por metade da floresta amazônica (NEPSTAD et al., 1994) torna-se ainda mais acentuada próximo ao limite da floresta Amazônica com o Cerrado (SOMBROEK, 2001), o que se soma com o desmatamento em grande escala (COE et al., 2013).

Recorrentes queimadas ameaçam esse ecótono e são causadas principalmente, além do próprio desmatamento, por manutenção de pastagem e agricultura de pequeno porte (NEPSTAD et al., 1999a). Sem os incêndios controlados, os produtores rurais teriam que investir em tecnologias de auto custo para limpeza do terreno e em controle de plantas invasoras, o que torna o fogo uma forma de manejo mais barata (NEPSTAD et al., 1999a).

O cenário de incêndios frequentes coloca em risco as florestas de transição, que tem em sua composição espécies mais sensíveis ao fogo e ao regime de mudanças climáticas que aquelas típicas do cerrado (GROGAN & GALVÃO, 2006). Florestas de Transição Amazônia-Cerrado podem queimar mesmo nos anos de precipitação média, se tornando ainda mais suscetíveis ao fogo durante as secas severas, diferentemente da floresta Amazônica úmida mais ao norte, que se torna inflamável apenas nos anos em que ocorrem secas severas (ALENCAR et al., 2006).

De acordo com Nepstad (1999b), um dos maiores impactos ecológicos de incêndios na zona de transição entre a Amazônia e o Cerrado é a chamada “Savanização”, que consiste na substituição de vastas áreas de floresta perenifólia de dossel fechado por uma vegetação com o dossel ralo e, portanto, maior incidência de radiação solar no interior da floresta, facilitando a invasão por gramíneas.

Uma vez estabelecidas, as gramíneas acumulam biomassa que, além de impedir o estabelecimento e o crescimento de mudas de árvores (NEPSTAD, 1999b), tornam o ambiente mais inflamável, aumentando a frequência, intensidade e a extensão dos incêndios, criando assim um *feedback* positivo

entre gramíneas e incêndios, (NEPSTAD, 1999b; ROSSITER et al., 2003; SILVÉRIO et al., 2013).

Como resultado, a floresta rica em espécies é substituída de forma semipermanente por uma vegetação empobrecida, com reduzida biomassa e menos capaz, que a floresta nativa, de manter os padrões de precipitação regional por evapotranspiração (NEPSTAD, 1999b). A vegetação passa a ser povoada por algumas espécies de árvores resistentes ao fogo, com o chão coberto por gramíneas, arbustos herbáceos e lenhosos, além de espécies de exóticas invasoras e debilitada em espécies de plantas e animais nativos (NEPSTAD, 1999b).

A ação do fogo na dinâmica da comunidade vegetal tem sido estudada nas florestas de transição entre o Cerrado e a Amazônia, mas ainda faltam estudos que enfoquem seu efeito no banco de sementes. BALCH et al. (2013), estudando o efeito de incêndios sucessivos no estrato regenerante de plantas lenhosas, constataram que incêndios aumentam de forma significativa a mortalidade e reduzem a diversidade, além de inibirem a regeneração de espécies florestais, especialmente o recrutamento de plântulas. Silvério et al. (2013) testaram a hipótese da savanização tendo como base a invasão por gramíneas e concluíram que incêndios recorrentes e intensos não só alteram o clima e a estrutura das florestas de forma que facilite a invasão e o estabelecimento de gramíneas, como também reduzem a competitividade da vegetação lenhosa nativa. BALCH et al. (2009) analisaram o processo de *feedback* positivo entre a ocorrência de fogo e a invasão por gramíneas concluindo que apenas um incêndio é suficiente para provocar a invasão por gramíneas, porém a probabilidade aumenta com incêndios recorrentes.

Considerando a importância do banco de sementes para a manutenção da biodiversidade e a ameaça frequente da ocorrência de incêndios na floresta de transição entre o Cerrado e a Amazônia, o presente estudo teve como objetivo geral analisar o efeito de incêndios recorrentes sobre a abundância e riqueza do banco de sementes, na região sul da bacia Amazônica, limite entre a Floresta Amazônica e o Cerrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALENCAR, A.; NEPSTAD, D. C.; DIAZ, M. C. V. **Forest understory fire in the Brazilian Amazon in ENSO and non-ENSO years: area burned and committed carbon emissions.** *Earth Interact.*, v. 10, n. 6, p. 1–17, 2006.
- BAIDER, C., TABARELLI, M., & MANTOVANI, W. 1999. **O Banco de sementes de um trecho de uma Floresta Atlântica Montana.** *Revista Brasileira de Biologia*, v. 59, n. 2, p. 319–328.
- BAKER, H. G. **Some Aspects of the Natural History of Seed Banks.** In: LECK, M. A.; PARKER V. T.; SIMPSON R. L. (Eds.) *Ecology of soil seed banks.* San Diego: Academic Press, p. 9-21. 1989.
- BALCH, J. K.; NEPSTAD, D. C.; BRANDO, P. M.; CURRAN L. M.; PORTELA, O.; CARVALHO JR, O.; LEFEBVRE, P. **Negative Fire Feedback in a Transitional Forest of Southeastern Amazonia.** *Global Change Biology*, v. 14, p. 2276–2287. 2008.
- BALCH, J. K.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L. M. **Pattern and process: fire-initiated grass invasion at Amazon transitional forest edges.** In: Cochrane, M. (Ed.), *Tropical Fire Ecology: Climate Change, Land Use and Ecosystem Dynamics.* Springer–Praxis, Heidelberg, Germany, p. 481–502. , 2009.
- BALCH J. K.; MASSAD, T. J.; BRANDO, P. M.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L. M. **Effects of High-Frequency Understorey Fires on Woody Plant Regeneration in Southeastern Amazonian Forests.** *Phil. Trans. R. Soc. B*, v. 368. 2013.
- BRANDO, P. M.; COE, M. T.; DEFRIES, R.; AZEVEDO, A. A. **Ecology, economy and management of an agroindustrial frontier landscape in the southeast Amazon.** *PHIL Trans. R. Soc. B*, p. 1-9. 2013.
- CARMONA, R. **Problemática e manejo de bancos de sementes de invasoras em solos agrícolas.** *Planta Daninha*, v. 10, p. 5-16, 1992.
- COCHRANE, M.; SCHULZE, M.D. **Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition.** *Biotropica*, Kansas, v. 31, n. 1, p. 2-16, 1999.
- COCHRANE, M. A. **Fire science for rainforests.** *Nature*, v. 421, p. 913-919. 2003.
- COE, M. T.; MARTHEWS, T. R.; COSTA, M. H.; GALBRAITH, D. R.; GREENGLASS, N. L.; IMBUZEIRO, H. M. A.; LEVINE, N. M.; MALHI, Y.; MOORCROFT, P. R.; MUZA, M. N.; POWELL, T. L.; SALESKA, S. R.; SOLORZANO, L. A.; WANG, J. **Deforestation and Climate Feedbacks Threaten the Ecological Integrity of South – Southeastern Amazonia.** *Phil. Trans. R. Soc. B*, v. 368, p. 1-7. 2013.

- D'ANTONIO, C. M. D.; VITOUSEK, P. M. **Biological Invasions by Exotic Grasses/Fire Cycle, and Global Change**. Annual Review of Ecology and Systematics, v. 23, p. 63-87. 1992.
- DONOSO, D. S.; GREZA, A. A.; SIMONETTI, J. A. **Effects of forest fragmentation on the granivory of differently sized seeds**. Biological Conservation, v. 115, p. 63–70. 2003.
- FAHRIG L. **Effects of habitat fragmentation on biodiversity**. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, v.3, p.487-515. 2003.
- GARWOOD, N. C., **Tropical soil seed banks: a review**. In: LECK, M. A.; PARKER V. T.; SIMPSON R. L. (Eds.) Ecology of soil seed banks. San Diego: Academic Press, p. 149-209. 1989.
- GOTTSBERGER, G. & SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I. **Life in the cerrado: a south American tropical seasonal vegetation. Origin, structure, dynamics and plant use**. Reta Verlag, v. 1, p. 277, 2006.
- GROGAN, J.; GALVÃO, J. **Physiographic and floristic gradients across topography in transitional seasonally dry evergreen forests of southeast Para, Brazil**. Acta Amazônica, v. 36, n. 4, p. 483–496, 2006.
- GROSS, K. L. **A Comparison of Methods for Estimating Seed Numbers in the Soil**. Journal of Ecology, v. 78, n. 4, p. 1079-1093. 1990.
- HARPER, J. L. **Population biology of plants**. London: Academic Press, p. 892, 1977.
- HERINGER, I.; JACQUES, A. V. A. **Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta-campo**. Ciência Rural, Santa Maria, v. 31, n. 6, p. 1085-1090, 2001.
- HOLL, K. D. **Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil**. Biotropica, v. 31, n.2, p: 229-242. 1999.
- IBGE. **Mapas de Biomas do Brasil: primeira aproximação**. Rio de Janeiro: IBGE. Acessível em www.ibge.gov.br. 2004.
- INPE. **Projeto Prodes: monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite: divulgação da taxa de desmatamento consolidada para período 2012 – 2013 Amazônia Legal**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (http://www.obt.inpe.br/prodes/Prodes_Taxa2013.pdf). Acesso em: janeiro/2014. 2013.
- JEPSON W. **A disappearing biome? Reconsidering land-cover change in the Brazilian savanna**. The Geographical Journal, v.171, n. 2, p. 99-111. 2005

- KENNARD, D.K.; GOULD, K.; PUTZ, F.E.; FREDERICKSEN, T.S.; MORALES, F. **Effect of Disturbance Intensity on Regeneration Mechanisms in a Tropical Dry Forest.** *Forest Ecology and Management*, v. 162, p. 197–208. 2002.
- KLINK CA, MACHADO RB. **Conservation of the Brazilian Cerrado.** *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 707-713. 2005.
- KLINK, C. A.; MOREIRA, A. G. **Past and Current Human Occupation and land use.** In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna.* Columbia University Press, New York. 2002.
- LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L., BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. **Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: A 22-Year Investigation.** *Conservation Biology*, v. 16, n. 3 , p. 605-618. 2002.
- LAURANCE, W. F. **Forest-Climate Interactions in Fragmented Tropical Landscapes.** *Phil. Trans. R. Soc. B*, v. 359, n. 1443, p. 345-352. 2004.
- LOUZADA, J. N. C.; MACHADO, F. S.; BERG, E. van den. **O fogo como instrumento de manejo em agroecossistemas.** *Informe Agropecuário*, Belo Horizonte, v. 24, n. 220, p. 29-36, 2003.
- MELO, A. C. G.; DURIGAN, G.; GORESTEIN, M. R. **Efeito do fogo sobre o banco de sementes em faixa de borda de Floresta Estacional Semidecidual, SP, Brasil.** *Acta. bot. bras*, v. 21, n. 4, p. 927-934, 2007.
- MENDONÇA, R. C., FELFILI, J. M., WALTER, B. M. T., SILVA- JÚNIOR, M. C., REZENDE, A. V., FILGUEIRAS, T. AND NOGUEIRA, P. E. **Flora vascular do cerrado.** In: S. SANO M. AND ALMEIDA S.P. (Orgs.) *Cerrado: ambiente e flora.* Planaltina, Brazil: EMBRAPA- CPAC, p. 289- 556. 1998.
- MURCIA, C. **Edge effects in fragmented forests: implications for conservation.** *Tree*, v. 10, n. 2, p. 58–62. 1995.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A, MITTERMEIER, C. G., DA FONSECA, G. A, & KENT, J. **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** *Nature*, v. 403, p. 853–858. 2000.
- NEPSTAD, D. C.; CARVALHO, C., DAVIDSON, E.; JIPP, P.; LEFEBRE, P.; NEGREIROS, P.; SILVA, E.; STONE, T.; TRUMBORE, S.; VIEIRA S. **The role of deep roots in the hydrological cycles of Amazonian forests and pastures.** *Nature*, v. 372, p. 666-669. 1994.
- NEPSTAD, D. C.; VERISSIMO, A.; ALENCAR, A. **Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire.** *Nature*, v. 398, p. 505–508. 1999a

- NEPSTAD, D. C.; MOREIRA, A.; ALENCAR, A. A. **A Floresta em Chamas: Origens, Impactos e Prevenção de Fogo na Amazônia.** Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil, Brasília, Brasil. 1999b
- PIMENTEL, D.; ZUNIGA, R.; MORRISON, D. **Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States.** *Ecological Economics*, v. 52, p. 273–288. 2005.
- ROBERTS, H. A. **Seed banks in the Soil.** *Advances in Applied Biology.* Academic Press, Cambridge, v.6, p. 1-55. 1981.
- ROSSITER, N. A.; SETTERFIELD, S. A.; DOUGLAS, M. M.; HUTLEY, L. B. **Testing the grass-fire cycle: alien grass invasion in the tropical savannas of northern Australia.** *Diversity and Distributions*, v. 9, p. 169–176. 2003.
- SILVÉRIO, D. V.; BRANDO, P. M.; BALCH, J. K.; PUTZ, F. E.; NEPSTAD, D. C.; SANTOS, C. O.; BUSTAMANTE, M. M. C. **Testing the Amazon Savannization Hypothesis: Fire Effects on Invasion of A Neotropical Forest By Native Cerrado and Exotic Pasture Grasses** *Phil. Trans. R. Soc. B* v. 368. 2013.
- SIMON, M. F.; PENNINGTON, T. **Evidence For Adaptation to Fire Regimes in the Tropical Savannas of the Brazilian Cerrado.** *International Journal of Plant Sciences*, v. 173, n.6, p. 711-723. 2012.
- SIMPSON, R. L., **Seed banks:** General concepts and methodological issues. In: LECK, M. A.; PARKER V. T.; SIMPSON R. L. (Eds.) *Ecology of soil seed banks.* San Diego: Academic Press, p. 3-8. 1989.
- SOMBROEK, W. **Spatial and Temporal Patterns of Amazon Rainfall.** *Ambio: A Journal of the Human Environment*, v.30, n.7, p. 388-396. 2001.
- TABARELLI, M.; LOPES, A. V.; PERES, C. A. **Edge-Effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System,** *Biotropica*, v. 40, n. 6, p. 657-661. 2008.
- TSOAR, A., SHOHAMI, D. & NATHAN, R. **A movement ecology approach to study seed dispersal and plant invasion: an overview and application of seed dispersal by fruit bats.** In: *Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton* (ed. Richardson, D.M.). Wiley-Blackwell, Oxford, UK, p. 103–119. 2011.
- XU, H.; Ding, H.; Li, M.; Qiang, S.; Guo, J.; Han, Z.; Huang, Z.; Sun, H.; He, S.; Wu, H.; Wan, F. **The distribution and economic losses of alien species invasion to China.** *Biological Invasions*, v. 8, p. 1495–1500. 2006.
- ZILLER, S. R. **Os processos de degradação ambiental originados por plantas exóticas invasoras.** *Ciência Hoje*, 2004. Disponível em: www.institutohorus.org.br

WHELAN, R.J. 1995. **The Ecology of Fire**. Cambridge University Press. London. UK

WILLIAMS, P. R.; CONGDON, R. A.; GRICE, A. C.; CLARKE, P. J. **Germinable soil seed banks in a tropical savanna: seasonal dynamics and effects of fire**. *Austral Ecology*, v. 30, p. 79–90. 2005.

**Os Efeitos de Incêndios Recorrentes Sobre o Banco de Sementes da
Floresta de Transição Amazônia-Cerrado**

1. INTRODUÇÃO

O banco de sementes tem importância na conservação e regeneração dos ecossistemas florestais após distúrbios naturais ou antrópicos (HARPER, 1977). No entanto, o potencial de recuperação da floresta por meio do banco de sementes pode ser alterado pela intensidade e frequência de incêndios (WHELAN, 1995; BAIDER et al., 1999; COCHRANE & SCHULZE, 1999; HERINGER & JACQUES, 2001; LOUZADA et al., 2003) e pela profundidade de enterramento das sementes no perfil do solo (BAKER, 1989; GARWOOD, 1989).

O limite da floresta Amazônica com o Cerrado, ou floresta de transição, está inserido em áreas consideradas zonas de expansão agrícola e, portanto, está sujeito a recorrentes queimadas antropogênicas, provenientes principalmente do desmatamento, manutenção de pastagem e agricultura de pequeno porte. Sem os incêndios controlados os produtores rurais teriam que investir em tecnologias de alto custo para limpeza do terreno e em controle de plantas invasoras, o que torna o fogo uma ferramenta de manejo mais barata (NEPSTAD et al., 1999a).

A fragmentação expõe os organismos que permanecem no fragmento às condições de um ecossistema circundante diferente do original e, conseqüentemente, aos efeitos de borda (MURCIA, 1995). Como consequência, a composição de espécies, estrutura e processos ecológicos de um ecossistema próximo da linha de contato com outro pode mudar em resposta ao gradiente de alterações bióticas e abióticas nas faixas marginais

dos fragmentos florestais sendo, portanto, proporcionais à distância que estas mudanças penetram no habitat (MURCIA, 1995).

De acordo com Nepstad (1999b), um dos maiores impactos ecológicos de incêndios recorrentes na Amazônia, incluindo sua zona de transição com o Cerrado, é a chamada “Savanização”, que consiste na substituição semipermanente de uma floresta rica em espécies por uma formação vegetal empobrecida, povoada por algumas espécies de árvores resistentes ao fogo e com o chão coberto por gramíneas, plantas exóticas invasoras e arbustos herbáceos e lenhosos, aumentando bastante a quantidade combustível no solo. Este excesso de combustível, além de tornar a floresta mais inflamável, impede o estabelecimento e o crescimento de mudas de árvores (BALCH et al., 2009).

Muitos estudos sobre a ação do fogo na dinâmica da comunidade vegetal das florestas de transição entre o Cerrado e a Amazônia têm sido conduzidos, mas ainda faltam estudos que enfoquem os efeitos do fogo no banco de sementes. Balch et al., (2013) estudando o estrato regenerante, verificou redução no número de espécies e na densidade de plantas. Outro enfoque dos estudos para a região é a constatação da existência de um *feedback* positivo entre a ocorrência de fogo e a invasão por gramíneas (BALCH et al., 2009; Silvério et al., 2013).

Considerando a importância do banco de sementes para a regeneração e que florestas de transição entre o Cerrado e a Amazônia sofrem a ação frequente do fogo podendo desencadear um tipo de “savanização” da floresta (NEPSTAD et al., 1999b; VELDMAN e PUTZ, 2011), no presente estudo analisou-se os efeitos do fogo sobre o banco de sementes, na região sul da

bacia Amazônica, limite entre a Floresta Amazônica e o Cerrado, afim de responder as seguintes perguntas:

- i) Incêndios recorrentes promovem a substituição de sementes de plantas lenhosas por sementes de gramíneas no banco de sementes?
- ii) A substituição de sementes de plantas lenhosas por sementes de gramíneas será maior quanto mais próximo da borda?
- iii) A substituição de sementes de plantas lenhosas por sementes de gramíneas será mais acentuada nos primeiros 5 cm de profundidade do solo?

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A coleta do banco de sementes do solo foi realizada em uma floresta preservada de transição entre a Amazônia e o Cerrado localizada em uma propriedade particular (Fazenda Tanguro, ≈ 80.000 ha) na bacia do rio Xingu, região sudeste da Amazônia Legal, em uma fazenda particular situada entre os municípios de Canarana e Querência, Mato Grosso, Brasil ($13^{\circ}04'35.39''S$, $52^{\circ}23'08.85''W$) (Figura 1).

Este estudo faz parte do Projeto Savanização liderado pelo Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM) que visa investigar os efeitos de incêndios florestais recorrentes na floresta de transição e se os eventos de fogo induzem a uma “savanização” da vegetação (<http://www.ipam.org.br/programas/projeto/Experimento-Savanizacao/86>).

A vegetação é classificada como Floresta Estacional Perenifólia por apresentar duas estações definidas mas possuir baixa deciduidade na estação seca quando comparada com outras florestas sazonais brasileiras (IBGE 2012). Conhecida como “Floresta de Transição” (RADAM Brasil, 1974) devido à proximidade com os Biomas Amazônicos e de Cerrado, apresentando tanto espécies de ocorrência florestal quanto de Cerrado (Kunz et al 2009). Assim, devido ao amplo uso e aceitação pela academia, optou-se por utilizar o termo Floresta de Transição.

O clima é do tipo Aw (Köppen), tropical e com chuvas concentradas no verão (Out-Abr), com precipitação média anual de 1740 mm, média anual de

temperatura de 25°C e umidade relativa do ar de 66%. O solo é considerado ácido com elevada toxicidade de alumínio e pouco fértil (BALCH et al., 2008).

Os blocos experimentais fizeram fronteira com pastagens até 2006 e, depois desta data, com o cultivo de soja. As gramíneas dominantes nestas pastagens foram *Brachiaria decumbens* Stapf e *Andropogon gayanus* Kunth, ambas nativas da África. Gramíneas africanas não estavam presentes no interior da floresta antes dos incêndios experimentais (BALCH et al., 2008). No entanto, as gramíneas nativas do Cerrado (principalmente *Aristida longifolia* Trin) estiveram presentes ao longo das bordas da floresta antes dos incêndios (menos de 5 m) (BALCH et al., 2008). Excluindo-se a borda (Figura 2), a área experimental é cercada por $\geq 1.000\text{m}$ de floresta preservada de transição Amazônia-Cerrado.

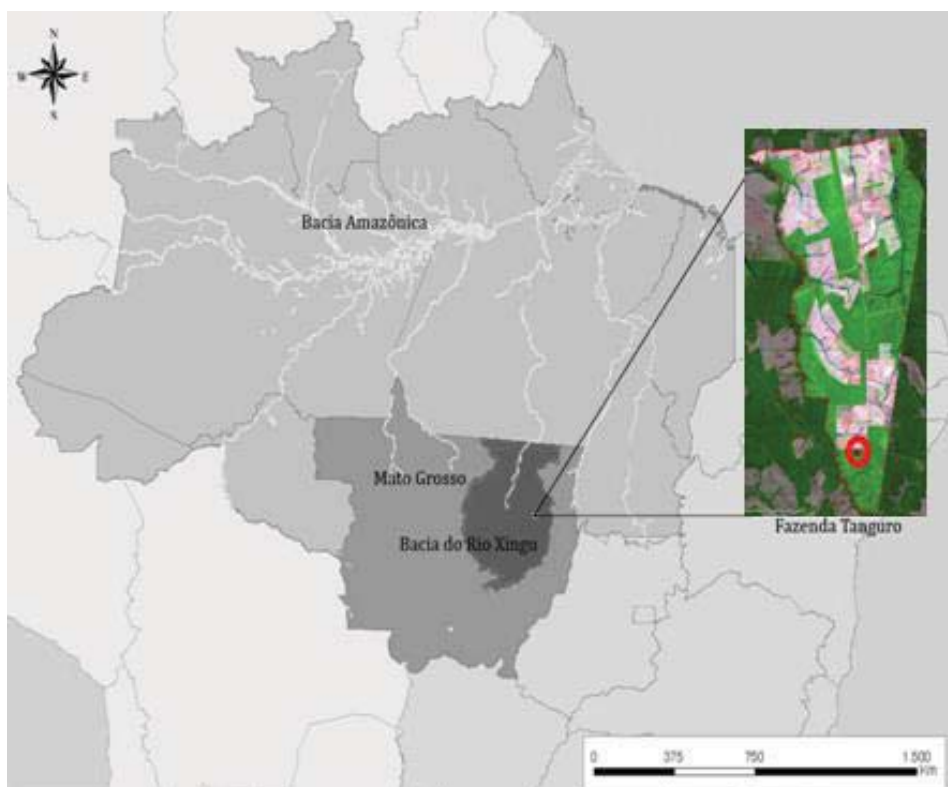


Figura 1. Localização da área experimental na fazenda Tanguro, no município de Querência, estado do Mato Grosso, Brasil. A região circulada em vermelho no mapa representa a propriedade particular onde o experimento foi realizado. **Fonte:** IPAM.

2.2 Delineamento Experimental

Os incêndios rasteiros controlados foram conduzidos anualmente no final da estação seca (Agosto), sob a responsabilidade do IPAM, no período de 2004 a 2010, exceto o ano de 2008 devido a problemas burocráticos com relação a autorização do órgão público competente para a realização do experimento com fogo.

A área experimental tem extensão total de 150 ha e foi dividida em 3 blocos de 50 ha cada. Em cada um dos blocos experimentais foi traçado 1 transecto de 500m em 5 diferentes distâncias da borda: 0, 30m, 100m, 500m e 750m e em cada transecto foram estabelecidos 8 pontos amostrais, distantes 50m entre si. Em cada ponto amostral foram retiradas 2 amostras do banco de sementes do solo, sendo uma na profundidade de 0 a 5cm e a outra de 5 a 10cm, totalizando 240 amostras (Figura 3a).

Os blocos experimentais estudados foram: área incendiada anualmente entre os anos de 2004 e 2010, exceto o ano de 2008 (B5) (Figura 3b); área queimada três vezes, com intervalo de três anos entre os incêndios (B3) (Figura 3c); controle (B0), que não foi atingido pelo fogo (Figura 3d).

A extensão em que ocorrem os incêndios na Amazônia exige uma abordagem em larga escala o que torna a replicação experimental um desafio. Balch et al. (2008), pesquisadores que participaram do delineamento experimental do projeto Savanização, justificam como limitação necessária tratar os blocos experimentais de 50ha como independentes, reconhecendo ser uma forma de pseudo-replicação. Porém foram estabelecidos procedimentos

para grandes manipulações experimentais sem replicação verdadeira (HURLBERT, 1984).



Figura 2. Visão geral da fronteira abrupta entre a Floresta preservada de transição Amazônia-Cerrado e um campo de cultivo de soja, na fazenda Tanguro, estado do Mato Grosso, Brasil.
Foto: IPAM.

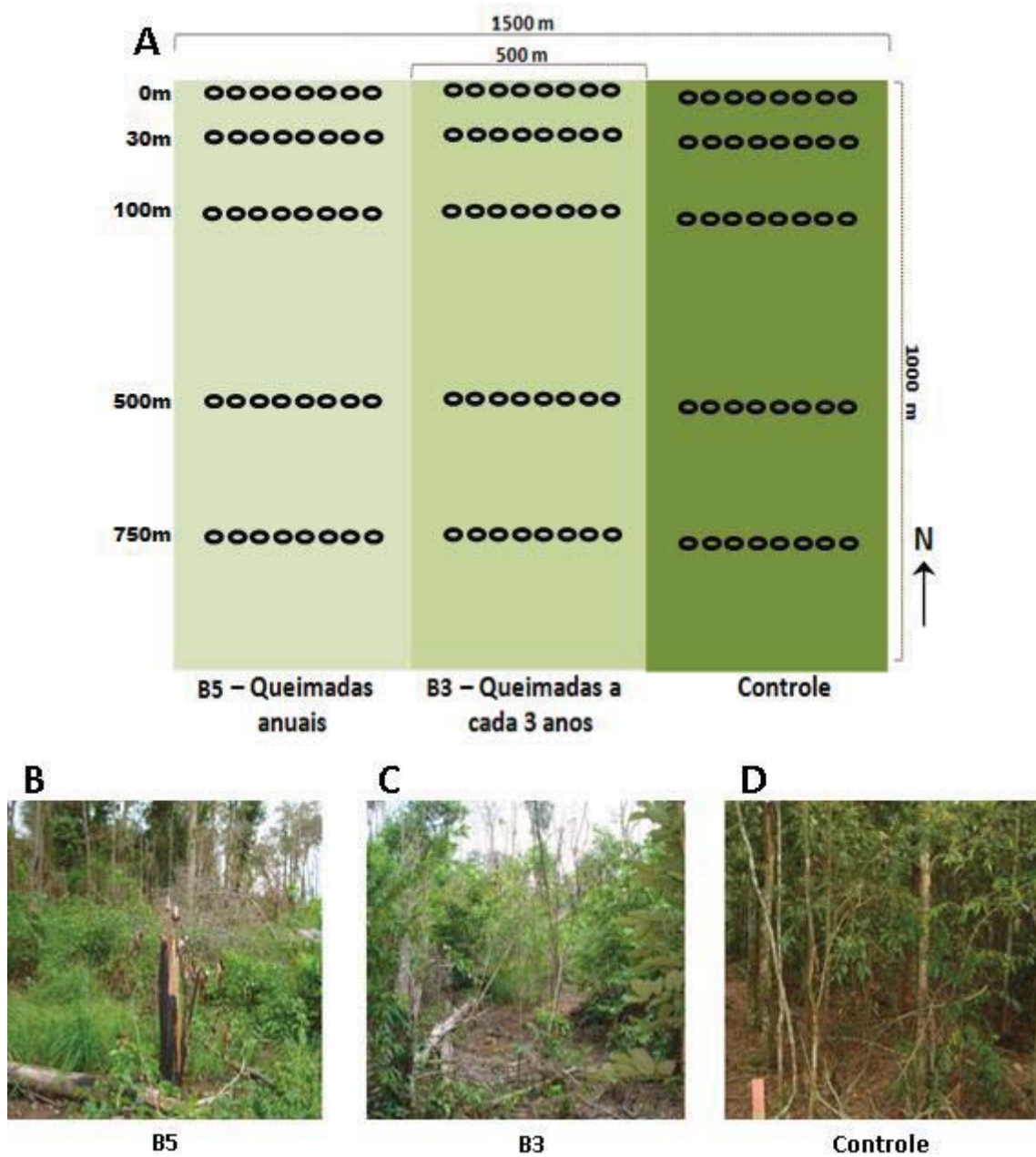


Figura 3. Croqui do delineamento experimental e visão geral de cada área amostral, dois anos após os experimentos com fogo, em floresta de transição Amazônia-Cerrado, no estado do Mato Grosso, Brasil. Croqui adaptado de Balch et al. (2011). Fotos cedidas pelo IPAM.

2.3 Coleta de dados

As amostras do banco de sementes do solo foram coletadas em julho de 2012, dois anos após o último incêndio. A metodologia de coleta consistiu no

enterramento de um cano de PVC, cujas dimensões são: 10cm de altura e 20cm de diâmetro, com o auxílio de um martelo, até a profundidade de 5cm, desprezando-se a serapilheira, para a retirada da amostra que representa o estrato entre 0 e 5cm (Figura 4a). Após a retirada da amostra o cano foi enterrado no mesmo local até uma profundidade de 10 cm permitindo a amostragem do estrato entre 5cm e 10cm do solo (Figura 4b).

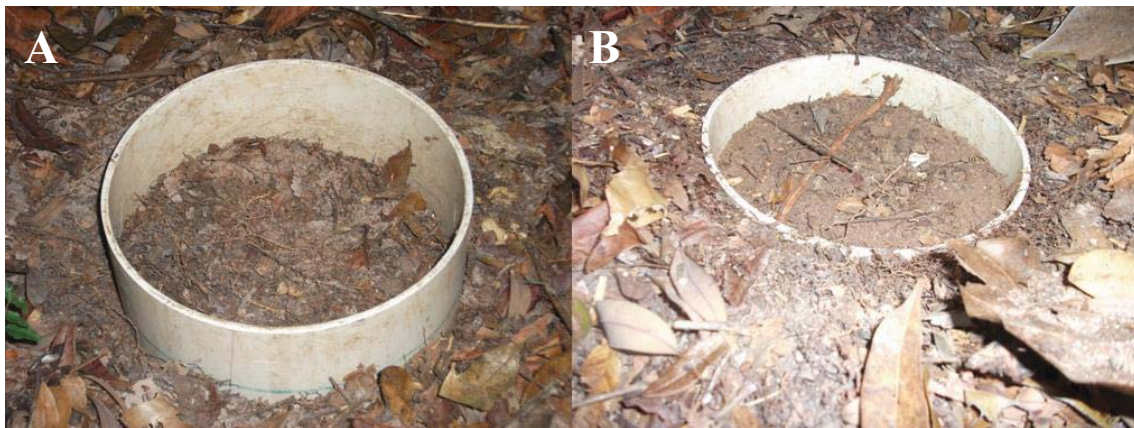


Figura 4. Coletor utilizado para a amostragem do banco de sementes do solo, a 0 a 5 cm (A) e 5 a 10 cm de profundidade (B).

Depois de coletadas, as amostras do banco de sementes foram acondicionadas em sacos plásticos, etiquetadas e transportadas em caixas térmicas para o Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas (LABRE) da Universidade Estadual de Londrina (UEL) no município de Londrina – PR.

O material coletado foi disposto em bandejas plásticas, com o fundo previamente perfurado para facilitar a drenagem de água e forrado com sombrite para evitar a perda de sedimento, que ficaram sob cultivo protegido, com irrigação automática, durante um ano (Figura 5). Quatro bandejas com areia esterilizada foram colocadas junto às amostras, para monitorar eventual contaminação.

A quantificação das sementes viáveis presentes no banco foi feita pelo método indireto de germinação (ROBERTS, 1981) no qual amostras de solo são cultivadas e cada plântula é contada como uma semente viável.

A emergência de plântulas foi monitorada semanalmente e, seis meses após o início das observações do banco de sementes, o solo das bandejas foi revolvido a fim de facilitar a germinação de sementes que estivessem enterradas mais profundamente.

As espécies foram identificadas com o auxílio da literatura específica, consulta à coleção botânica mantida pelo IPAM e ao Herbário da Universidade Estadual do Mato Grosso (UNEMAT) – campus de Nova Xavantina, além de comparações com exsicatas de plântulas que foram produzidas durante o período de coleta em campo. Os nomes das espécies foram revisados segundo nomenclatura adotada pela lista de espécies da Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>).

Posteriormente, classificou-se as espécies quanto ao hábito em: plantas lenhosas, herbáceas e gramíneas. Aquelas inseridas no grupo de plantas lenhosas foram classificadas quanto ao grupo sucessional em pioneira (pioneiras e secundárias iniciais) e não pioneira (secundárias tardias e climácicas) e quanto à síndrome de dispersão em zoocórica e não zoocórica. As gramíneas foram classificadas quanto à origem em nativas ou exóticas. As classificações foram realizadas com base na literatura (ver apêndice 1 e anexos 3 e 4 para plantas lenhosas e apêndice 2 e anexo 5 para gramíneas).



Figura 5. Experimento com banco de sementes sendo desenvolvido em casa de vegetação, no Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas (LABRE) da Universidade Estadual de Londrina (UEL), no estado do Paraná, Brasil. **Foto:** Cinthia Montibeller Santos

2.4 Análises de Dados

A fim de verificar o efeito de incêndios controlados no banco de sementes da Floresta de Transição Amazônia-Cerrado, foi comparada a abundância (número de sementes por amostra) entre os blocos experimentais, diferentes distâncias da borda e profundidades por meio do teste estatístico MLG (modelo linear generalizado) com a utilização do programa R 3.0.2 (R CORE TEAM, 2013). As comparações foram feitas para o grupo de plantas lenhosas, uma vez que este grupo tem maior importância na recuperação da estrutura da comunidade florestal (MELO et al., 2007), e para o grupo de gramíneas, devido seu potencial em retardar o recrutamento e estabelecimento das plântulas nativas (DIAS, 2010).

Na análise, foi utilizada como parâmetro a distribuição de Poisson, uma vez que os dados de riqueza e abundância são eventos de contagem,

admitindo $\alpha = 0,05$ e função de ligação log (DOBSON, 2001; DEMÉTRIO, 2002). Os dados que apresentaram *overdispersion*, que acontece quando a variância é maior que a média, tiveram os erros padrões corrigidos por meio da utilização de um modelo Quasi-MLG.

Entre as plantas lenhosas ainda foram comparadas as proporções relacionadas à síndrome de dispersão e grupo sucessional, assim como proporção de espécies de gramíneas nativas e exóticas, pelo teste do Qui-Quadrado (X^2) (ZAR, 1999), com exceção daquelas sobre as quais não foi possível obter informações seguras.

Para verificar se houve perda de riqueza de plantas lenhosas comparou-se o número de espécies entre o controle e os tratamentos com incêndios recorrentes por meio de curvas de rarefação, construídas com o programa estatístico PAST, onde a riqueza foi rarefeita aproximando-se do menor número total de indivíduos amostrados por área, o que torna a comparação possível pela supressão da diferença de esforço amostral.

Adicionalmente, a composição florística entre os blocos amostrais, considerando todas as formas de vida, foi comparada pelo índice de Similaridade de Jacard, calculado pela fórmula:

$$J = c / a + b + c$$

Onde:

a: espécies exclusivas da área 1

b: espécies exclusivas da área 2

c: espécies compartilhadas por 1 e 2

3. RESULTADOS

Foram amostrados 11.353 indivíduos, representantes de 68 espécies, sendo 36 espécies de plantas lenhosas, 19 espécies de herbáceas e 13 espécies de gramíneas, considerando os três blocos experimentais e as duas profundidades amostradas (tabela 1).

Duas espécies da família Melastomataceae, *Miconia serrulata* (DC.) Naudin e *Miconia gratissima* Benth ex. triana, são as mais abundantes em número de sementes germinadas de plantas lenhosas nos três blocos experimentais, independente da profundidade (Apêndice 1). Entre as gramíneas, as espécies *Aristida longifolia* Trin, *Eragrostis* sp., *Pennisetum setosum* Rich. e *Steinchisma laxum* (Sw.) Zuloaga, são as mais abundantes, em todos os blocos experimentais e nas duas profundidades analisadas, exceto em B0 na profundidade de 5 a 10 cm onde as espécies *P. setosum* e *S. laxum* não foram amostradas (Apêndice 2).

Tabela 1. Abundância de plântulas emergidas das amostras do banco de sementes, coletadas em duas profundidades (de 0 a 5cm e de 5cm a 10cm), em floresta de transição Amazônia-Cerrado submetida a incêndios recorrentes, no estado do Mato Grosso, Brasil. B0: sem tratamento com incêndio; B3: incendiado três vezes, com intervalo de três anos entre os incêndios; B5: incendiado anualmente.

Formas de Vida	Profundidade (cm)	Blocos Experimentais		
		B0	B3	B5
Plantas Lenhosas	0 a 5	1.352	310	668
	5 a 10	835	315	827
Herbáceas	0 a 5	21	610	387
	5 a 10	17	187	69
Gramíneas	0 a 5	6	2.998	1.823
	5 a 10	7	579	342
Total		2.238	4.999	4.116

Conforme observado no controle, o banco de sementes do trecho de floresta de transição Amazônia-Cerrado estudado é composto basicamente por sementes de plantas lenhosas, correspondendo a cerca de 70% das espécies identificadas e 98% da abundância de sementes viáveis.

A ocorrência de incêndios sucessivos não afetou de forma significativa proporções relativas à síndrome de dispersão e grupo sucessional das espécies de plantas lenhosas identificadas, em ambas as profundidades amostradas, sendo o banco de sementes formado, principalmente, por espécies pioneiras de dispersão zoocórica.

Após os incêndios, o banco de sementes que era composto por uma maioria de sementes lenhosas sofreu uma inversão. Houve redução na proporção de sementes lenhosas e aumento na proporção de sementes de herbáceas e gramíneas, passando este a ser o grupo mais representativo, exceto em B5 na profundidade de 5 a 10 cm, onde, apesar de ter sido menor comparado ao controle, o grupo de plantas lenhosas permaneceu como mais abundante (Figura 6).

Em B3 a proporção de sementes de plantas lenhosas foi 77% menor, a proporção de sementes de herbáceas foi 30 vezes maior com relação ao controle e a proporção de sementes de gramíneas foi 500 vezes maior na profundidade de 0 a 5 cm ($\chi^2 = 3850,9$; g.l. = 2), já nas amostras coletadas de 5 a 10 cm a proporção de sementes de plantas lenhosas foi 62% menor, a proporção de herbáceas foi 80 vezes maior e a proporção de gramíneas 11 vezes maior que a observada no controle ($\chi^2 = 921,8$; g.l. = 2).

Em B5 a proporção do grupo de plantas lenhosas foi 51% menor, a proporção de herbáceas foi 18 vezes maior e de gramíneas 300 vezes maior

comparadas ao controle, na profundidade de 0 a 5 cm ($x^2 = 2097,2$; g.l. = 2), já de 5 a 10 cm não houve diferença na proporção de sementes de plantas lenhosas, em contrapartida, o a proporção do grupo plantas herbáceas foi 4 vezes maior e o de gramíneas foi 50 vezes maior ($x^2 = 294,1$; g.l. = 2).

Ainda assim, quando comparadas as diferentes frequências de incêndios entre si, tem-se que em B3 a proporção de plantas lenhosas foi 53% menor, a proporção de herbáceas 36% maior e de gramíneas 39% maior comparado com B5 na profundidade de 0 a 5 cm (X^2 calculado = 315,5; g.l. = 2) e na profundidade de 5 a 10 cm a proporção de plantas lenhosas foi 62% menor, com 63% mais sementes de herbáceas e proporção de gramíneas 41% maior (X^2 calculado = 335,8; g.l. = 2).

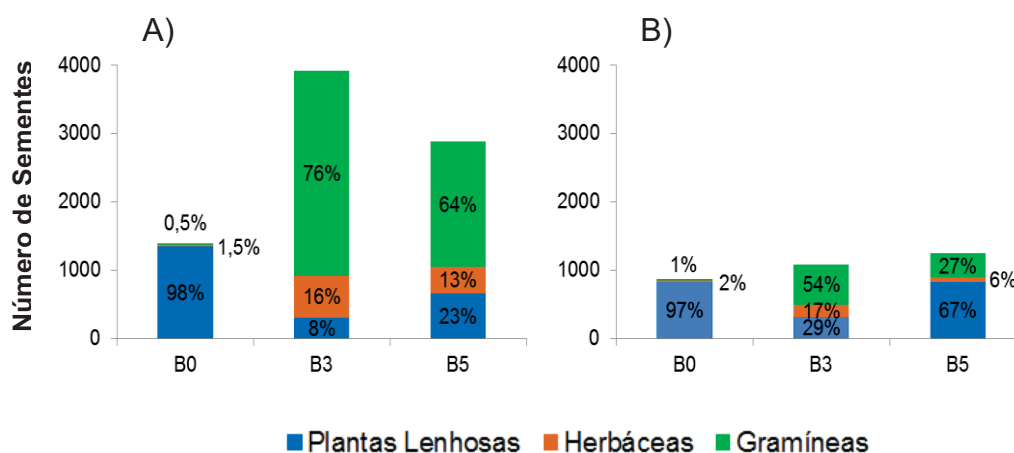


Figura 6. Proporção do número de sementes germinadas a partir do banco de sementes coletado na profundidade de 0 a 5 cm (A) e de 5 a 10 cm (B), classificado por forma de vida (Plantas Lenhosas, Ervas e Gramíneas), em floresta de transição Amazônia-Cerrado, que sofreu incêndios em diferentes frequências, no estado do Mato Grosso, Brasil. B0: Controle, área nunca incendiada; B3: Área incendiada três vezes, com intervalo de três anos entre os incêndios; B5: Área queimada anualmente.

A riqueza de plantas lenhosas foi rarefeita para 310 indivíduos na profundidade de 0 a 5 cm, onde o controle (20 espécies) não apresentou diferença estatística comparado a B3 (17 espécies), sendo o menor número de espécies observado em B5 (14 espécies) (Figura 7A). Na profundidade de 5 a 10 cm a riqueza, rarefeita para 315 indivíduos, foi a mesma entre os tratamentos (12 espécies) e menor quando comparada àquela observada no controle (17 espécies) (Figura 7A).

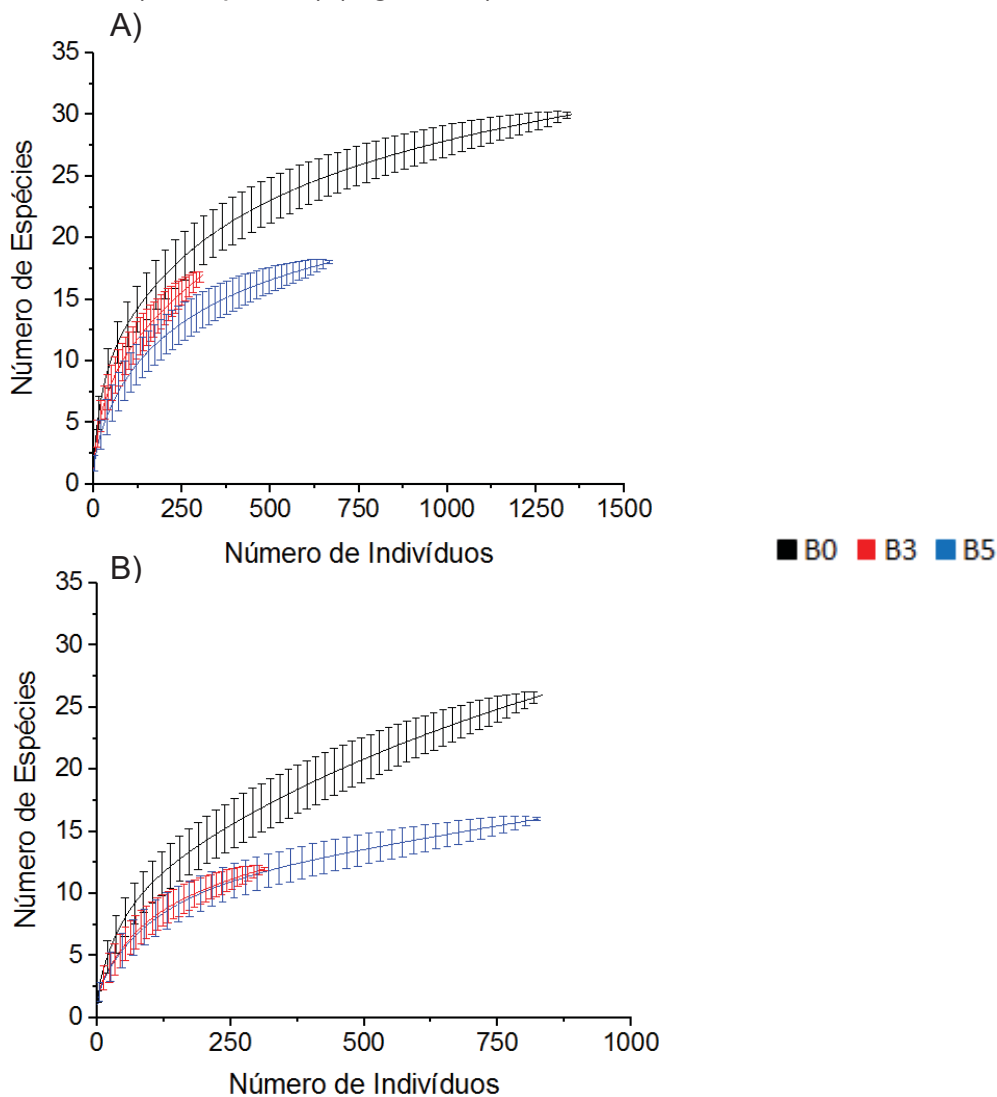


Figura 7. Curva de rarefação da riqueza de espécies de plantas lenhosas no banco de sementes de floresta de transição Amazônia-Cerrado submetida a diferentes frequências de incêndio. B0: controle; B3: área incendiada três vezes, com intervalos de três anos entre cada incêndio; B5: área incendiada anualmente. A) Amostras coletadas na profundidade de 0 a 5 cm. B) Amostras coletadas na profundidade de 5 a 10 cm. As barras indicam desvio padrão com $\alpha = 0,05$.

O controle apresentou índice de similaridade de Jacard, para espécies de plantas lenhosas, de 24% com B3 e com B5 e entre os tratamentos a similaridade foi de 26%, considerando amostras coletadas na profundidade de 0 a 5 cm. Com base nas amostras coletadas na profundidade de 5 a 10 cm, o controle apresentou 21% de similaridade com B3 e 26% com B5, entre os blocos incendiados a similaridade é de 29%.

A redução no número de sementes de plantas lenhosas é resultado da atuação dos tratamentos com incêndios recorrentes ($F = 47.38$; $P < 2.2^{-16}$), da distância da borda ($F = 27.90$; $P < 2.2^{-16}$) e da profundidade de enterramento das sementes ($F = 56.52$; $P = 1.21^{-12}$) (Tabela 2). O número de sementes de plantas lenhosas amostrado na profundidade de 0 a 5 cm foi maior no controle com relação ao observado no tratamento com incêndios trianuais (B3) ($F = 82.83$; $P = 1.07^{-13}$), assim como no tratamento com incêndios anuais (B5) ($F = 58.40$; $F = 6.14^{-11}$), porém não houve diferença estatística entre os tratamentos ($F = 1.20$; $P = 0.28$).

Tabela 2 Abundância média de sementes de plantas lenhosas germinadas nas amostras do banco de sementes, nas duas profundidades coletadas (0 a 5 cm e 5 a 10 cm) ao longo de um gradiente de distâncias da borda, em floresta de transição Amazônia-Cerrado submetida a incêndios recorrentes, no estado do Mato Grosso, Brasil. Controle: sem tratamento com incêndio; B3: incendiado três vezes, com intervalo de três anos entre os incêndios; B5: incendiado anualmente.

Blocos Experimentais	Distâncias (m)									
	0		30		100		500		750	
	0 a 5	5 a 10	0 a 5	5 a 10	0 a 5	5 a 10	0 a 5	5 a 10	0 a 5	5 a 10
Controle	21	15	41	18	26	20	45	26	36	25
B3	1	3	3	6	2	7	15	9	17	13
B5	3	9	20	22	13	17	8	7	7	9

Considerando a distribuição da abundância de sementes de plantas lenhosas ao longo das distâncias da borda, nota-se que em B3 a redução pode ser observada até 100 m de distância da borda, enquanto em B5 essa

diminuição é maior na borda ($F = 3.5468$; $P = 0.01056$). Na profundidade de 5 a 10 cm, o controle também apresenta maior abundância com relação a B3 ($F = 44.63$; $P = 3.85^{-09}$) e B5 ($F = 9.25$; $P = 0.003$), entretanto, entre os tratamentos a redução é ainda maior em B3 ($F = 5.13$; $P = 0.03$), não havendo diferença estatística entre os tratamentos com relação à distância da borda ($F = 1.87$; $P = 0.12$).

Os mesmos fatores, tratamentos com incêndios recorrentes ($F = 57.22$; $P < 2.2^{-16}$), distância da borda ($F = 6.32$; $P = 7.61^{-05}$) e profundidade de enterramento das sementes ($F = 4.84$; $P = 0.02$), contribuíram de forma significativa para o aumento no número de sementes de gramíneas (Tabela 3).

Tabela 3 Abundância média de sementes de gramíneas germinadas nas amostras do banco de sementes, nas duas profundidades coletadas (0 a 5 cm e 5 a 10 cm) ao longo de um gradiente de distâncias da borda, em floresta de transição Amazônia-Cerrado, submetida a incêndios recorrentes, no estado do Mato Grosso, Brasil. Controle: sem tratamento com incêndio; B3: incendiado três vezes, com intervalo de três anos entre os incêndios; B5: incendiado anualmente.

Blocos Experimentais	Distâncias (m)									
	0		30		100		500		750	
	0 a 5	5 a 10	0 a 5	5 a 10	0 a 5	5 a 10	0 a 5	5 a 10	0 a 5	5 a 10
Controle	0,4	0,25	0,125	0	0	0,375	0,25	0	0	0,25
B3	69	13	174	21	131	37	0,25	0,25	0	0,5
B5	151	27	58	13	17	2	1	0,25	0,25	0,25

Comparando-se ao controle, na profundidade de 0 a 5 cm, a invasão por gramíneas foi maior em B3 ($F = 48.04$; $P = 1.32^{-09}$) e em B5 ($F = 72.07$; $P = 1.54^{-12}$), não havendo diferença estatística entre os tratamentos ($F = 2.15$; $P = 0.1469$), com a invasão se estendendo até 100 m floresta adentro ($F = 9.20$; $P = 4.32^{-06}$). Na profundidade de 5 a 10 cm, a abundância de gramíneas encontrada no controle continuou menor que aquela apresentada por B3 ($F = 56.96$, $P = 9.26^{-11}$) e por B5 ($F = 52.16$; $P = 3.77^{-10}$). Entre os tratamentos não houve diferença estatística na abundância ($F = 2.59$; $P = 0.11$), entretanto, com

relação à distância da borda, em B3, assim como na camada mais superficial, a invasão estendeu-se até 100 m da borda, diferindo estatisticamente de B5 ($F = 8.87$; $P = 6.57^{-06}$).

A proporção de espécies de gramíneas de acordo com a origem não variou entre os blocos experimentais, independentemente da profundidade de enterramento das sementes, onde as espécies nativas representam cerca de 60% e as exóticas 40%.

4. DISCUSSÃO

As amostras coletadas no controle (B0), na profundidade de 0 a 5 cm, do trecho de floresta de transição Amazônia-Cerrado estudado, apresenta densidade de 1.149 sementes.m⁻², dentro da faixa encontrada por Garwood (1989) para florestas maduras (entre 25 e 3.350 sementes.m⁻²), em uma revisão de 43 estudos de banco de sementes em florestas tropicais, coletado a uma profundidade de 2 cm.

Após os incêndios controlados, houve um aumento nas densidades para 3.265 sementes.m⁻² na área que sofreu queimadas trianuais (B5) e 2.415 sementes.m⁻² na área que foi incendiada anualmente (B3), na profundidade de 0 a 5 cm. Esse aumento é resultado da invasão por gramíneas em decorrência do fogo, considerado o grupo mais adaptado a distúrbio pelo fogo (HERINGER & JACQUES, 2011), o ciclo de vida curto apresentado pelas gramíneas permite a rápida colonização do banco de sementes.

As espécies de plantas lenhosas com maior abundância, em todos os blocos, são da família Melastomataceae, o que sugere sua importância para a regeneração dessa floresta por meio do banco de sementes. A contribuição dessa família na composição de banco de sementes após o fogo também tem sido documentada por outros autores (BAIDER et al., 1999; CAMARGOS et al., 2013). No Brasil essa é a sexta maior família entre as angiospermas, com 1.326 espécies, sendo *Miconia* Ruiz & Pav., um dos gêneros mais representativos (GOLDENBERG et al., 2012).

O banco de sementes do trecho de floresta de Transição Amazônia-Cerrado estudado é composto, principalmente, por sementes de plantas lenhosas, pioneiras e de dispersão zoocórica. De acordo com Garwood (1989),

o banco de sementes de florestas maduras é dominado por sementes de árvores em sua maioria pioneiras, frequentemente representantes de uma única espécie.

De acordo com Uhl (1987), o processo de sucessão da floresta tropical, após distúrbios como o fogo, pode ser mais bem descrito pelo modelo de facilitação, onde espécies pioneiras colonizam as clareiras e criam um ambiente favorável para o recrutamento de espécies menos exigentes de luz, além de servirem como abrigo e fonte de alimento para animais dispersores. Por ser responsável pela regeneração florestal após distúrbios naturais ou antrópicos, a presença de espécies lenhosas pioneiras no banco de sementes do controle indica a resiliência da floresta (CAMARGOS et al., 2013).

Ter a maioria das espécies que compõe o banco apresentando síndrome de dispersão zoocórica é um indicativo de que a floresta está em estádios avançados da sucessão ou em bom estado de conservação (FENNER, 1985), garantindo maior proteção e oferta de recursos para a ocorrência de animais. Essa síndrome de dispersão é importante na manutenção de populações de plantas em ecossistemas florestais e contribui para a regeneração dos mesmos frente a distúrbios como o fogo (CAMARGOS et al., 2013).

Mesmo adjacentes à floresta preservada, que é fonte de propágulos, e passados dois anos do último incêndio, as áreas incendiadas apresentam menor proporção de sementes de plantas lenhosas e maior proporção de sementes de gramíneas que as encontradas no controle. O histórico de incêndios recorrentes promoveu uma inversão na composição da proporção por formas de vida do banco de sementes, onde anteriormente a proporção de

plantas lenhosas era predominante, mas após os incêndios o grupo de gramíneas passou a ser o mais representativo.

A relação entre as proporções das formas de vida é um indicador da capacidade de auto-recuperação da floresta, onde a predominância de herbáceas e gramíneas está conexo com um ecossistema frágil mediante distúrbios severos, ao passo que maiores riquezas e abundâncias de espécies lenhosas indicam uma boa resiliência (MARTINS et al., 2008).

Situação que se torna crítica para essa formação florestal, transição Amazônia-Cerrado, se considerarmos a constante ameaça por incêndios e desmatamento (NEPSTAD et al., 2013), que culminam em um cenário de fragmentação onde os remanescentes florestais são cada vez mais distantes uns dos outros, impondo uma barreira para a dispersão das sementes (LAURANCE et al., 2002; LAURANCE, 2004).

A redução no número de sementes de plantas lenhosas nos tratamentos pode ser explicada, em parte, pela mortalidade causada em decorrência das altas temperaturas do fogo e pela quebra de dormência induzida por exemplo pela temperatura (WHELAN, 1995), pela fumaça (MLOT, 1997), pela remoção da serapilheira (BRUNA, 1999) ou pelas novas condições ambientais estabelecidas com a abertura do dossel, em consequência da mortalidade de indivíduos adultos. Em adição à diminuição das fontes de propágulos autóctones (pela morte de indivíduos adultos), a recomposição do banco de sementes de plantas lenhosas é limitada também pela diminuição da visitação de animais dispersores em clareiras (LAURANCE et al., 2002) e áreas queimadas (BARLOW & PERES., 2005).

A composição florística do grupo de plantas lenhosas teve o índice de similaridade de Jacard entre 24 e 29% entre as áreas queimadas e o controle, considerando as duas profundidades amostradas. Entretanto, apesar de a literatura considerar duas áreas que apresentem o índice de Jacard com valor acima de 25% como similares (MÜLLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974), esperava-se que para áreas vizinhas a similaridade após dois anos de supressão do fogo fosse maior, considerando que compartilham da mesma vegetação circundante e fauna dispersora.

A diferença na riqueza e abundância entre as duas profundidades amostradas no controle já era esperada, pois, para todas as plantas, a partir de certa profundidade há um declínio acentuado nas taxas de germinação, independente da ocorrência de fogo (WHELAN, 1995). Entretanto, o estrato de 5 a 10 cm se mostrou um reservatório importante de sementes para a floresta de transição, apresentando, além de espécies não pioneiras exclusivas (*Vismia macrophylla* Kunth e *Siparuna guianensis* Aubl.), 90% da riqueza e 62% da abundância encontradas de 0 a 5 cm.

No tratamento com queimadas trianuais (B3), a capacidade isolante do solo não foi suficiente para proteger as sementes de plantas lenhosas que estavam enterradas mais profundamente, resultando em uma redução de 77% na abundância e 40% na riqueza, comparada aquela apresentada pelo controle na profundidade de 5 a 10 cm. A maior mortalidade implica que a composição do banco de sementes vai ser determinada por aquelas sementes que foram dispersas após os incêndios (KENNARD et al. 2002). No tratamento com queimadas anuais (B5), onde provavelmente os incêndios foram menos intensos, a temperatura reduziu a abundância apenas da camada mais

superficial (0 a 5 cm), porém o número de espécies, assim como em B3, diminuiu cerca de 40% de 5 a 10 cm. A sobrevivência de parte das sementes pode refletir a maior heterogeneidade dos incêndios de baixa intensidade e também a proteção térmica que o enterramento proporciona (KENNARD et al., 2002).

Apesar da abundância de sementes de plantas lenhosas ser menor em B3 que em B5 comparados ao controle, na camada de 0 a 5 cm, dois anos após a supressão do fogo, o número de espécies de B3 foi semelhante ao observado no controle. Roberts (1981) enfatiza que o banco de sementes das florestas tropicais, geralmente, é composto por sementes ausentes ou raras da vegetação local, não sendo um mecanismo importante para o estabelecimento de espécies da floresta madura. Sua importância está relacionada ao estabelecimento de grupos ecológicos, como o das pioneiras (TABARELLI, 1997).

Dois anos após a supressão do fogo, as gramíneas avançaram maciçamente da borda para o interior da floresta em ambos os tratamentos, na profundidade de 0 a 5 cm, invadindo inclusive, com menor intensidade, o estrato de 5 a 10 cm. Tanto espécies de gramíneas nativas quanto as exóticas encontraram dificuldade para invadir o controle (apenas 13 sementes). Mesmo nas amostras coletadas próximas a borda, o banco de sementes do controle apresentou baixa abundância e riqueza de gramíneas, indicando a presença de um filtro ambiental que dificulta a entrada dessas sementes no interior da floresta.

Possivelmente o que representou a alteração desse filtro na floresta de transição Amazônia-Cerrado, permitindo a invasão, foi a atuação do histórico

de incêndios na mortalidade de árvores, que alterou a estrutura florestal, tornando mais aberta, permitindo maior incidência de radiação solar no solo da floresta e aumento da penetração e velocidade dos ventos (MURCIA,1995; LAURANCE, 2004).

Em adição, a proximidade com a borda, que é adjacente à fonte de propágulos de gramíneas e herbáceas, possibilitou sua entrada nos tratamentos. O histórico de fogo somado à proximidade com a borda favoreceu a invasão por gramíneas. Uma vez dentro das áreas incendiadas, as sementes de gramíneas encontram um ambiente favorável para germinarem e se estabelecerem, permitindo a dispersão de sementes floresta adentro (BALCH et al., 2009; TSOAR et al., 2011).

A partir daí, as gramíneas promovem o acúmulo de biomassa que, além de impedir o estabelecimento e o crescimento de mudas de árvores (NEPSTAD, 1999b), tornam o ambiente mais inflamável, aumentando a frequência, intensidade e a extensão dos incêndios, criando assim um *feedback* positivo entre gramíneas e incêndios, (NEPSTAD, 1999b; ROSSITER et al., 2003; SILVÉRIO et al., 2013). Williams et al. (2005), estudando os efeitos do fogo em uma savana tropical da Austrália, verificaram que o banco de sementes passou a ser dominado por gramíneas e herbáceas, enquanto sementes de árvores e arbustos foram escassas.

Os incêndios que ocorreram de três em três anos (B3) promoveram maiores perdas de sementes de plantas lenhosas e invasão de maior número de sementes de gramíneas comparados com os incêndios anuais, assim como documentado por outros estudos realizados com o estrato regenerante e indivíduos adultos na mesma região de floresta de transição Amazônia-Cerrado

(BALCH et al., 2008; BALCH et al., 2009; BRANDO et al., 2013; BALCH et al., 2013; SILVÉRIO et al., 2013). Provavelmente a maior oferta de combustível proveniente do acúmulo de biomassa no interior da floresta (BALCH et al., 2009) somado a biomassa de gramíneas que se acumula na borda florestal (SILVÉRIO et al., 2013) resultaram em incêndios cada vez mais intensos (FIDELIS et al., 2010).

Apesar de apresentarem menor abundância, as amostras coletadas distantes da borda apresentaram sementes capazes de germinar, facultando a invasão a distâncias maiores das fontes de sementes originais. O avanço das gramíneas nas áreas queimadas e a presença de gramíneas não nativas no controle demonstram o potencial invasivo deste grupo.

De acordo com a lógica da sucessão ecológica, espera-se que com a supressão do fogo ao longo do tempo, as gramíneas sejam deslocadas do sistema pelo crescimento de espécies pioneiras (UHL, 1987). Porém, após episódios de incêndios freqüentes e intensos, que excedem a resiliência das florestas, a recuperação da floresta pode exigir muitas décadas sem fogo (SILVÉRIO et al., 2013). Dada a atual situação de ameaça da floresta de transição Amazônia-Cerrado, a escala de tempo para que a recuperação aconteça pode ser muito longa, sentenciando muitos trechos da floresta a transformarem um estágio transitório em persistente.

Em um estudo realizado na zona submontana sazonal no Hawaii, Hughes et al. (1991) observaram que em uma área que foi queimada apenas uma vez, a cobertura de gramíneas exóticas regrediu ao nível da encontrada na área não queimada em apenas 15 meses. Entretanto, quando o distúrbio pelo fogo foi mais frequente houve a permanência de uma densa camada de

gramíneas exóticas, mesmo em 18 anos de sucessão pós fogo, demonstrando que uma vez estabelecidas podem se tornar persistentes no ambiente e deslocar as espécies nativas.

A substituição de sementes de espécies arbóreas, em sua maioria pioneiras de dispersão zoocórica, que desempenham papel crucial no início da sucessão secundária, por sementes de gramíneas e herbáceas no banco de sementes, compromete o futuro da sucessão ecológica da floresta de transição Amazônia-Cerrado (SILVÉRIO et al., 2013, NEPSTAD, 1999b) e demonstra a criação de um novo ecossistema (HOBBS et al., 2009).

Nepstad (1999b) definiu a substituição da formação florestal, em decorrência do fogo, por uma vegetação composta predominantemente por ervas e gramíneas como “Savanização”. Esse novo ecossistema savânico, além de substituir florestas, cuja estrutura é completamente distinta e há a prestação de diversos serviços ambientais (tais como conservação da biodiversidade, manutenção de corpos d’água e proteção contra erosão), é ainda menos diverso que a savana natural brasileira (VELDMAN & PUTZ, 2011).

Este é um ponto muito importante, pois argumenta para conservação da floresta de transição Amazônia-Cerrado e dos seus biomas de referência, para que não se tornem ecossistemas empobrecidos diferentes do original (HOBBS et al., 2006). Mesmo após as alterações causadas pelo histórico de incêndios somado ao efeito de borda, os novos ecossistemas que surgiram não podem ser descartados. Em vista disso, a gestão e até mesmo a conservação dos novos ecossistemas resultantes devem ser opções consideráveis (LUGO, 2009).

5. CONCLUSÃO

O banco de sementes da floresta de transição Amazônia-Cerrado, que é composto em sua maioria por sementes de espécies de plantas lenhosas, pioneiras e de dispersão zoocórica, após ser submetido a sucessivos incêndios sofreu diminuição do número de sementes de plantas lenhosas e aumento no número de sementes de gramíneas. Como consequência, o grupo de plantas lenhosas que era proporcionalmente predominante foi substituído pelo grupo de gramíneas. A substituição ocorreu até 100m floresta adentro, sendo mais pronunciada quanto mais próximo da borda.

Incêndios recorrentes, independentemente da frequência em que ocorreram, causaram a diminuição do número de sementes de plantas lenhosas no banco de sementes coletado até a profundidade de 5 cm. Já na profundidade de 5 a 10 cm, a redução do número de sementes de plantas lenhosas foi significativa apenas no tratamento com incêndios trianuais, com intervalo de três anos entre os eventos de fogo, que provavelmente permitiu o acúmulo de biomassa vegetal no solo, tornando os incêndios ainda mais intensos. Com relação às gramíneas, houve aumento no número de sementes desse grupo nas áreas incendiadas, nas duas profundidades, independentemente da frequência na qual ocorreram os incêndios.

Incêndios sucessivos ao promoverem a substituição de sementes de espécies arbóreas - principalmente pioneiras de dispersão zoocórica que desempenham papel crucial no início da sucessão secundária - por sementes de gramíneas no banco de sementes, podem comprometer o futuro da sucessão ecológica da floresta de transição Amazônia-Cerrado.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BAIDER, C., TABARELLI, M., & MANTOVANI, W. **O Banco de sementes de um trecho de uma Floresta Atlântica Montana**. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 59, n. 2, p. 319–328. 1999.
- BAKER, H. G. **Some Aspects of the Natural History of Seed Banks**. In: LECK, M. A.; PARKER V. T.; SIMPSON R. L. (Eds.) *Ecology of soil seed banks*. San Diego: Academic Press, p. 9-21. 1989.
- BALCH, J. K.; NEPSTAD, D. C.; BRANDO, P. M.; CURRAN L. M.; PORTELA, O.; CARVALHO JR, O.; LEFEBVRE, P. **Negative Fire Feedback in a Transitional Forest of Southeastern Amazonia**. *Global Change Biology*, v. 14, p. 2276–2287. 2008.
- BALCH, J. K.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L. M. **Pattern and process: fire-initiated grass invasion at Amazon transitional forest edges**. In: Cochrane, M. (Ed.), *Tropical Fire Ecology: Climate Change, Land Use and Ecosystem Dynamics*. Springer–Praxis, Heidelberg, Germany, p. 481–502. , 2009.
- BALCH, J. K.; NEPSTAD, D. C.; LISA M. CURRAN, L. M.; PAULO M. BRANDO, P. M.; OSVALDO PORTELA, O.; GUILHERME, P.; REUNING-SCHERER, J. D.; CARVALHO JR., O. **Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon**. *Forest Ecology and Management*, v. 261, p. 68-77, 2011.
- BALCH J. K.; MASSAD, T. J.; BRANDO, P. M.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L. M. **Effects of High-Frequency Understorey Fires on Woody Plant Regeneration in Southeastern Amazonian Forests**. *Phil. Trans. R. Soc. B*, v. 368. 2013.
- BARLOW, P.; PERES, C. A. **Effectes of Single and Recurrent Wildfires on Fruit Production and Large Vertebrate Abundance in a Central Amazonian Forest**. *Biodiversity and Conservation*, v. 15, p. 986-1012. 2005.
- BRANDO, P. M.; COE, M. T.; DEFRIES, R.; AZEVEDO, A. A. **Ecology, economy and management of an agroindustrial frontier landscape in the southeast Amazon**. *PHIL Trans. R. Soc. B*, p. 1-9. 2013.
- BRUNA, E. M. **Seed germination in rainforest fragments**. *Nature*, v. 402, p. 139. 1999.
- CAMARGOS, V. L.; MARTINS, S. V.; RIBEIRO, G. A.; CARMO, F. M.S.; SILVA, A. F. **Influência do Fogo no Banco de Sementes do Solo em Floresta Estacional Semidecidual**. *Ciência Florestal, Santa Maria*, v. 23, n. 1, p. 19-28. 2013.
- COCHRANE, M.; SCHULZE, M.D. **Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition**. *Biotropica, Kansas*, v. 31, n. 1, p. 2-16, 1999.

- DEMÉTRIO, C. G. B. **Modelos lineares generalizados em experimentação agrônômica**. Piracicaba. 2002.
- DIAS, J. **Espécies Invasoras em Sítios de Restauração Florestal de Floresta Estacional**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Londrina. 48p. 2010.
- DOBSON, A. J. N. **Introduction to generalized linear models**. 2a Ed. Chapman & Hall CRC, Nova York. 2001.
- FENNER, M. **Soil seed banks**. In: Seed ecology. (M. Fenner, ed.). Chapman & Hall, London, p. 57-71. 1985.
- FIDELIS, A.; CARTAY-DELGADO, M. D.; BANCO, C. C.; MÜLLER, S. C.; PILLAR, V. D.; J. PFADENHAUER. Fire intensity and severity in brazilian *Campos* grasslands. *Interciência*, v. 35, n. 10, p. 739-745. 2010.
- GARWOOD, N. C., **Tropical soil seed banks: a review**. In: LECK, M. A.; PARKER V. T.; SIMPSON R. L. (Eds.) *Ecology of soil seed banks*. San Diego: Academic Press, p. 149-209. 1989.
- GOLDENBERG, R.; BAUMGRATZ, J. F. A.; SOUZA, M. L. D. R. **Taxonomia de Melastomataceae no Brasil: retrospectiva, perspectivas e chave de identificação para os gêneros**. *Rodriguésia*, v. 63, n. 1, p.145-161. 2012.
- HARPER, J. L. **Population biology of plants**. London: Academic Press, p. 892, 1977.
- HERINGER, I.; JACQUES, A. V. A. **Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta-campo**. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 31, n. 6, p. 1085-1090, 2001.
- HOBBS, R. J.; ARICO, S.; ARONSON, J.; BARON, J. S.; BRIDGEWATER, P.; CRAMER, V. A.; EPSTEIN, P. R.; EWEL, J. J.; KLINK, C. A.; LUGO, A. E.; NORTON, D.; OJIMA, D.; RICHARDSON, D. M.; SANDERSON, E. W.; VALLADARES, F.; VILÀ, M.; ZAMORA, R.; ZOBEL, M. **Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order**. *Global Ecology and Biogeography*, v. 15, p. 1–7. 2006.
- HOBBS, R. J.; HIGGS, E.; HARRIS, J. A. **Novel ecosystems: implications for conservation and restoration**. *Trends in Ecology and Evolution*, v.24, n.11, p. 599-605. 2009.
- HUGHES, F.; VITOUSEK, P. M.; AND TUNISON, T. **Alien Grass Invasion and Fire in the Seasonal Submontane Zone of Hawai'i**. *Ecology*, v. 72, n. 2, p. 743-747. 1991.
- HURLBERT SH. **Pseudoreplication and the Design of Ecological Field Experiments**. *Ecological Monographs*. v. 54, n. 2, p. 187–211. 1984.

- KENNARD, D.K.; GOULD, K.; PUTZ, F.E.; FREDERICKSEN, T.S.; MORALES, F. **Effect of Disturbance Intensity on Regeneration Mechanisms in a Tropical Dry Forest**. *Forest Ecology and Management*, v. 162, p. 197–208. 2002.
- LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. **Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: A 22-Year Investigation**. *Conservation Biology*, v. 16, n. 3, p. 605-618. 2002.
- LAURANCE, W. F. **Forest-Climate Interactions in Fragmented Tropical Landscapes**. *Phil. Trans. R. Soc. B*, v. 359, n. 1443, p. 345-352. 2004.
- LOUZADA, J. N. C.; MACHADO, F. S.; BERG, E. van den. **O fogo como instrumento de manejo em agroecossistemas**. *Informe Agropecuário, Belo Horizonte*, v. 24, n. 220, p. 29-36, 2003.
- LUGO, A. E. **The Emerging Era of Novel Tropical Forests**. *Biotropica*, v. 41, n. 5, p. 589–591. 2009.
- MARTINS, S. V.; ALMEIDA, D. P.; FERNANDES, L. V.; RIBEIRO, T. M. **Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG**. *Revista Árvore, Viçosa*, v. 32, n. 6, p. 1081-1088, 2008.
- MELO, A. C. G.; DURIGAN, G.; GORESTEIN, M. R. **Efeito do fogo sobre o banco de sementes em faixa de borda de Floresta Estacional Semidecidual, SP, Brasil**. *Acta. bot. bras*, v. 21, n. 4, p. 927-934, 2007.
- MLOT, C. **Where There's Smoke, There's Germination**. *Science News*, v. 151, n. 22, p. 334. 1997.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974.
- MURCIA, C. **Edge effects in fragmented forests: implications for conservation**. *Tree*, v. 10, n. 2, p. 58–62. 1995.
- NEPSTAD, D. C.; VERISSIMO, A.; ALENCAR, A. **Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire**. *Nature*, v. 398, p. 505–508. 1999a.
- NEPSTAD, D. C.; MOREIRA, A.; ALENCAR, A. A. **A Floresta em Chamas: Origens, Impactos e Prevenção de Fogo na Amazônia**. Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil, Brasília, Brasil. 1999b.
- NEPSTAD, D. C.; BOYD, W.; STICKLER, C. M.; BEZERRA, T.; AZEVEDO, A. A. **Responding to Climate Change and the Global Land Crisis: REDD+, Market Transformation and Low-Emissions Rural**. *Phil. Trans. R. Soc. B*, v. 368. 2013.

- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.2013.
- ROBERTS, H. A. **Seed banks in the Soil**. *Advances in Applied Biology*. Academic Press, Cambridge, v.6, p. 1-55, 1981.
- ROSSITER, N. A.; SETTERFIELD, S. A.; DOUGLAS, M. M.; HUTLEY, L. B. **Testing the grass-fire cycle: alien grass invasion in the tropical savannas of northern Australia**. *Diversity and Distributions*, v. 9, p. 169–176. 2003.
- SILVÉRIO, D. V.; BRANDO, P. M.; BALCH, J. K.; PUTZ, F. E.; NEPSTAD, D. C.; SANTOS, C. O.; BUSTAMANTE, M. M. C. **Testing the Amazon Savannization Hypothesis: Fire Effects on Invasion of A Neotropical Forest By Native Cerrado and Exotic Pasture Grasses** *Phil. Trans. R. Soc. B* v. 368. 2013.
- TABARELLI, M. & W. MANTOVANI. **Colonização de clareiras naturais na floresta Atlântica no sudeste do Brasil**. *Rev. Brasil. Bot.*, v. 20, p: 57-66. 1997.
- TSOAR, A., SHOHAMI, D. & NATHAN, R. **A movement ecology approach to study seed dispersal and plant invasion: an overview and application of seed dispersal by fruit bats**. In: *Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton* (ed. Richardson, D.M.). Wiley-Blackwell, Oxford, UK, p. 103–119. 2011.
- UHL, C. **Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia**. *J. Ecol.*, v. 75, p. 377-407. 1987.
- VELDMAN, J. W.; PUTZ, F. E. **Grass-dominated vegetation, not species-diverse natural savanna, replaces degraded tropical forests on the southern edge of the Amazon Basin**. *Biological Conservation*. 2011.
- ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. Prentice-Hall, New Jersey. 1999.
- WHELAN, R.J. **The Ecology of Fire**. Cambridge University Press. London. UK. 1995.
- WILLIAMS, P. R.; CONGDON, R. A.; GRICE, A. C.; CLARKE, P. J. **Germinable soil seed banks in a tropical savanna: seasonal dynamics and effects of fire**. *Austral Ecology*, v. 30, p. 79–90. 2005.

7. APÊNDICES

APÊNDICE 1. Espécies de plantas lenhosas amostradas do banco de sementes coletado em floresta de transição Amazônia-Cerrado, no estado do Mato Grosso, Brasil. HB: hábito (Ab: arvoreta/arbusto; Av: árvore; Li: liana). GS: grupo sucessional (P: pioneira; NP: não-pioneira). SD: síndrome de dispersão (ZOO: zoocórica; NZ: não-zoocórica). B0: controle; B3: área incendiada três vezes, com intervalo de três anos entre os incêndios; B5: área incendiada anualmente entre 2004 e 2010, exceto no ano de 2008. Ref.: Número da referência consultada.

Família	Nome Científico	HB	GS	Ref.	SD	Ref.	Profundidade					
							B0	B3	B5	B0	B3	B5
Annonaceae	<i>Xylopia amazonica</i> R. E. Fr.	Av	P	18	ZOO	15	1	0	0	0	0	0
	<i>Bocageopsis mattogrossensis</i> (R.E.Fr.) R.E.Fr.	Av	P	5, 14	ZOO	4	1	0	0	1	0	0
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	Av	P	2, 7, 14	ZOO	15	2	0	1	0	0	0
Asteraceae	<i>Lepidaploa gracilis</i> (Kunth) H. Rob.	Av	-	-	-	-	0	1	0	0	0	0
Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i> D. Don	Av	P	22	NZ	15	4	0	0	1	0	0
Burseraceae	<i>Trattinnickia burseraefolia</i> Mart.	Av	NP	2	ZOO	15	8	0	0	1	0	0
	<i>Trattinnickia glaziovii</i> Swart.	Av	NP	17	ZOO	15	7	0	0	2	0	0
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	Av	NP	2, 12	ZOO	1	0	0	1	0	0	0
Dilleniaceae	<i>Doliosarpus</i> sp.	Li	-	-	-	-	3	0	0	1	0	0
	<i>Doliosarpus spatulifolius</i> Kubtzki.	Li	-	-	-	-	1	0	0	0	0	0
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guyanensis</i> (Aubl.) Müll.Arg.	Ab	P	1, 2, 14, 16	ZOO	15	1	1	2	1	0	1
Fabaceae	<i>Tachigalli vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	Av	P	2, 25	NZ	13	8	0	0	1	0	1
Humiriaceae	<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth	Av	NP	6, 11	ZOO	15	6	0	1	1	0	0
Hypericaceae	<i>Vismia latifolia</i> (Aubl.) Choisy	Av	P	18, 21, 23	ZOO	10, 12	4	0	2	3	0	1
	<i>Vismia macrophylla</i> Kunth	Av	P	3, 4, 6, 10	ZOO	6	0	0	0	1	0	0

Família	Nome Científico	HB	GS	Ref.	SD	Ref.	Profundidade (cm)					
							B0	B3	B5	B0	B3	B5
Lauraceae	<i>Ocotea leucoxylo</i> (Sw.) Laness	Av	NP	9	ZOO	15	0	0	1	0	0	0
Malvaceae	<i>Mollia lepidota</i> Spruce ex. Benth	Av	P	14	ZOO	15	3	1	0	2	0	0
	<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	Av	P	13	ZOO	3	54	23	5	13	6	6
	<i>Miconia gratissima</i> Benth ex. triana	Av	P	2	ZOO	1	401	68	94	293	122	137
	<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl) DC.	Av	P	20	ZOO	2	75	12	10	31	3	13
	<i>Miconia</i> sp.	Av	-	-	-	-	81	2	17	27	3	22
	<i>Miconia dispar</i> Benth.	Av	P	-	ZOO	-	38	2	17	13	1	10
	<i>Miconia serrulata</i> (DC.) Naudin	Av	P	-	ZOO	-	521	171	496	392	162	612
	Indeterminada 1	Av	-	-	-	-	8	10	3	2	2	3
Monimiaceae / Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Av	NP	5, 24	ZOO	16	0	0	0	1	0	0
Moraceae	<i>Ficus guianensis</i> Desv. Ex. Ham.	Av	-	-	ZOO	14	8	1	3	4	0	1
Peraceae	<i>Chaetocarpus schomburgkianus</i> (Kuntze) Pax & Hoffm.	Av	P		ZOO	15	3	1	0	1	0	0
Rubiaceae	<i>Amalioa guianensis</i> Aubl.	Av	P	14	ZOO	12	13	5	7	3	0	4
Rubiaceae	<i>Psychotria turbinella</i> Müll. Arg.	Ab	-	-	-	-	1	0	0	0	0	0
Salicaceae	<i>Casearia grandiflora</i> Camb.	Av	NP	15	ZOO	5	42	3	0	19	6	8
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Av	P	8	ZOO	1, 9	0	7	1	1	1	1
Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	Ab	P	13	ZOO	7, 8	2	1	0	4	0	0
	<i>Solanum</i> sp.	Av	-	-	-	-	1	0	0	0	0	0
	<i>Cecropia distachya</i> Huber	Av	P	2	ZOO	1	53	1	3	17	7	6
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Huber	Av	P	19	ZOO	11	2	0	4	0	1	1
Indeterminada	Indeterminada 2	-	-	-	-	-	0	0	0	0	2	0

APÊNDICE 2. Espécies de gramíneas amostradas do banco de sementes coletado em floresta de transição Amazônia-Cerrado, no estado do Mato Grosso, Brasil. B0: controle; B3: área incendiada três vezes, com intervalo de três anos entre os incêndios; B5: área incendiada anualmente entre 2004 e 2010, exceto no ano de 2009. Origem: N - nativa; E - exótica. Ref.: Número da referência consultada.

Família	Espécie	Origem	Ref.	Profundidade (cm)					
				B0	B3	B5	B0	B3	B5
	<i>Aristida longifolia</i> Trin.	N	1,6	1	97	370	1	31	85
	<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	E	10	0	33	150	0	32	15
	<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	N	3	0	5	15	0	2	2
	<i>Digitaria bicornis</i> (Lam.) Roem. & Schult.	E	2	1	3	8	1	1	2
	<i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde	E	4	0	4	1	1	4	1
	<i>Eleusine</i> sp.	-	-	0	0	3	0	0	0
Poaceae	<i>Eragrostis</i> sp.	-	-	1	1771	289	3	320	25
	<i>Paspalum</i> sp.	-	-	0	8	0	0	1	1
	<i>Pennisetum setosum</i> Rich.	E	8	1	777	30	0	119	3
	<i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) C.E. Hubb.	E	6	0	1	0	0	0	0
	<i>Setaria vulpisetata</i> (Lam.) Roem. & Schult.	N	5	0	4	0	1	5	1
	<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R. Br.	E	7	0	1	0	0	0	0
	<i>Steinchisma laxum</i> (Sw.) Zuloaga	N	9	2	294	957	0	64	207

8. ANEXOS

ANEXO 1. Lista de referências utilizadas nas classificações de plantas lenhosas quanto à síndrome de dispersão

1. AMARAL, D. D.; VIEIRA, I. C. G.; ALMEIDA, S. S.; SALOMÃO, R. P.; SILVA, A. S. L.; JARDIM, M. A. G. **Checklist da Flora Arbórea de Remanescentes Florestais da Região Metropolitana de Belém e Valor Histórico dos Fragmentos, Pará, Brasil.** Boletim Museu Pará Emílio Goeldi. Cienc. Nat., Belém, v. 4, n. 3, p. 231-289. 2009.
2. ANDRADE, P. C.; MOTA, J. V. L.; CARVALHO, A. A. F. **Interações Mutualísticas Entre Aves Frugívoras e Plantas em um Fragmento Urbano de Mata Atlântica, Salvador, BA.** Revista Brasileira de Ornitologia, v. 19, n. 1, p. 63–73. 2011.
3. AUD, F. F. **Luz, temperatura e fumaça na vegetação de espécies pioneiras da Amazônia Central.** Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade federal do Amazonas. 60 p. 2008.
4. CABACINHA, C. D. **Caracterização estrutural e física de fragmentos de mata de galeria na alta bacia do Rio Araguaia.** Dissertação. Universidade Federal de Goiás. 84 p. 2008.
5. COSTA, I. R.; ARAÚJO, F. S.; LIMA-VERDE, L. W. **Flora e aspectos autoecológicos de um enclave de cerrado na chapada do Araripe, Nordeste do Brasil.** Acta Botânica Brasílica, v. 18, n. 4, p. 759-770. 2004.
6. IGNÁCIO, M. **Estrutura, diversidade e dispersão em floresta ombrófila densa no sul da Bahia, Brasil.** Dissertação. Universidade Federal de Viçosa. 84p. 2007.
7. OLIVEIRA, S. C. C.; FERREIRA, A. G.; BORGHETTI, F. **Efeito alelopático de folhas de *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil. (Solanaceae) na germinação e crescimento de *Sesamum indicum* L. (Pedaliaceae) sob diferentes temperaturas.** Acta bot. Bras, v. 18, n. 3, p. 401-406. 2004.
8. PASSOS, F. B. **Avaliação de *Solanum lycocarpum* A. St. – HI. (Solanaceae) e de poleiros artificial como facilitadores na restauração de áreas perturbadas de Cerrado sentido restrito.** Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. 88 p. 2009.
9. PEDROSA- MACEDO, J. H.; OLCKER, T.; VITORINO, M. D.; CAXAMBU, M. G. **Phytophagous Arthropods Associated with *Solanum mauritianum* Scopoli (Solanaceae) in the First Plateau of Paraná, Brazil: A Cooperative Project on Biological Control of Weeds Between Brazil and South Africa.** Neotropical Entomology, v. 32, n. 3, p. 519-522. 2003.
10. PESSOA, M. S. **Comparação da comunidade arbórea e fenologia reprodutiva de duas fisionomias em floresta atlântica no sul da Bahia, Brasil.** Dissertação. Universidade Estadual de Santa Cruz. 82 p. 2008.

11. RONCHI, D. L.; IZA, O. B. **Indução da regeneração natural de uma área degradada através de técnicas nucleadoras**. Revista científica da Faculdade de Educação e Meio Ambiente, v. 4, n.1, p. 1-17. 2013.
12. SALOMÃO, P.; ROSA, N. A.; MORAIS, K. A. C. **Dinâmica da regeneração natural de árvores em áreas mineradas na Amazônia**. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciências Naturais, Belém, v. 2, n. 2, p. 85-139. 2007.
13. SILVA, A. C. S.; LENZA, E. **Esclerofilia Taxa de Herbivoria em *Tachigalli vulgaris* L. G. Silva & H. C. Lima em um Serradão de Área de Transição Serrado Amazônia, MT Brasil** <
www.unemat.br/prppg/ppgec/docs/Producoes_Curso_de_Campo_2011/Relatorios_Individuais_2011/Ana_Cristina_Esclerofilia_e_herbivoria_em_Tachigalli_vulgari_s.pdf> Acessado em: 10 de dezembro 2013.
14. STEFANELLO, D.; BULHÃO, C. F.; MARTINS, S. V. **Síndromes de dispersão de sementes em três trechos de vegetação ciliar (nascentes, meio e foz) ao longo do rio Pindaíba, MT**. R. Árvore, v. 33, n. 6, p. 1051 – 1061. 2009.
15. STEFANELLO, D.; IVANAUSKAS, N. M.; MARTINS, S. V.; SILVA, E.; KUNZ, S. H. **Síndromes de dispersão de diásporos das espécies de trechos de vegetação ciliar do rio das Pacas, Querência – MT**, Acta Amazônica, v. 40, n. 1, p.141-150. 2010.
16. VALENTINI, C.M.A.; RODRÍGUEZ-ORTÍZ, C.E.; COELHO, M.F.B. ***Siparuna guianensis* Aublet (Negramina): uma revisão**. Rev. Bras. Pl. Med., Botucatu, v.12, n.1, p.96-104, 2010.

ANEXO 2. Lista de referências utilizadas nas classificações de plantas lenhosas quanto ao grupo sucessional.

1. ALVINO, F. O.; SILVA, M. F. F.; RAYOL, B. P. **Potential of Use of the Tree Species in a Secondary Forest of The Bragantina Zone, Pará, Brazil.** Acta Amazônica, v. 35, n. 4, p. 413–420. 2005.
2. AMARAL, D. D.; VIEIRA, I. C. G.; ALMEIDA, S. S.; SALOMÃO, R. P.; SILVA, A. S. L.; JARDIM, M. A. G. **Checklist da Flora Arbórea de Remanescentes Florestais da Região Metropolitana de Belém e Valor Histórico dos Fragmentos, Pará, Brasil.** Boletim Museu Pará Emílio Goeldi. Cienc. Nat., Belém, v. 4, n. 3, p. 231-289. 2009.
3. ANDRADE, T. M.; ASSIS, R. L.; WITTMANN, F.; SCHONGART, J.; PIEDADE, M. T. F. **Padrões de Regeneração em Clareiras de Origem Antrópicas na Várzea da RDS Mamirauá, Amazônia Central.** UAKARI, v. 4, n. 2, p. 19 – 32. 2008.
4. BENTES-GAMA, M. M.; SCOLFORO, J. R. S.; GAMA, J. R. V. **Potencial Produtivo de Madeira e Palmito de uma Floresta Secundária de Várzea Baixa no Estuário Amazônico.** R. Árvore, Viçosa – MG, v. 26, n. 3, p. 311 – 319. 2002.
5. CABACINHA, C. D. **Caracterização Estrutural e Física de Fragmentos de Mata de Galeria na Alta Bacia do Rio Araguaia.** Dissertação. Universidade Federal de Goiás. 84 p. 2008.
6. GAMA, J. R. V.; BOTELHO, S. A.; BENTES-GAMA, M. M.; SCOLFORO, J. R. S. **Estrutura e Potencial Futuro de Utilização da Regeneração Natural de Floresta de Várzea Alta no Município de Afuá, Estado do Pará.** Ciência Florest, Santa Maria, v. 13, n. 2, p. 71- 82. 2003.
7. GRAU, H. R.; AIDE, T. M.; ZIMMERMAN, J. K.; THOMLINSON, J. R.; HELMER, E.; ZOU, X. **The Ecological Consequences of Socioeconomic and Land-Use Changes in Post Agriculture Puerto Rico.** BioScience, v. 53, n. 12, p. 1-10. 2003.
8. IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas. Flora Regional. Disponível em: <<http://flora.ipe.org.br/sp/?name=Solanum+mauritianum>>. Acesso em: 10 dezembro 2013
9. KUNZ, S. H. **Florística e Estrutura da Comunidade Arbórea de Trechos de Floresta Amazônica, Alto do Rio Xingu, Mato Grosso, Brasil.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Viçosa. 145p. 2007.
10. LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A. C.; FEARNSIDE, P. M.; RIBEIRO, J. E. L.; CAPRETZ, R. L. **Rain Forest Fragmentation and the Proliferation of Successional Trees.** Ecology, Manaus, v. 87, n. 2, p. 84. 2006.
11. LIMA, R. B. A.; SILVA, J. A. A.; MARANGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, R. K. S. **Sucessão ecológica de um trecho da Floresta Ombrófila Densa de**

- Terras Baixas, Carauari, Amazonas.** Pesquisa Florestal Brasileira, Colômbio, v. 31, n. 67, p. 161 – 172. 2011.
12. LORENZI, H. **Árvores Brasileiras:** manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa, SP: Instituto Platarum, v. 1, 368 p. 1992.
 13. LORENZI, H. **Árvores Brasileiras:** manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 2ª Ed. Nova Odessa, SP: Instituto Platarum, v. 2, 368 p. 1998.
 14. LORENZI, H. **Árvores Brasileiras:** manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 1ª Ed. Nova Odessa, SP: Instituto de Plantarum, v. 3, 384 p. 2009.
 15. MACHADO, A. O.; OLIVEIRA P. E. A. M. **Biologia Floral e Reprodutiva de *Casearia grandiflora* Camb. (Flacourtiaceae).** Rev. Brasil. Bot., v.23, n.3, p. 283-290. 2000.
 16. MUNIZ, A. L. V.; ESQUERDO, L. N.; RIBEIRO, M. S.; SILVA, M. F. F.; PINHEIRO, K. A. O.; ALVINO, F. O.; ARAÚJO, E. L. S.; JUNIOR, R. C. C. **Dinâmica de Floresta Secundária Com e Sem Tratamento Silvicultural Para Fins de Manejo no Nordeste Paraense.** Revista Amazônia: Ciência & Desenvolvimento., Belém, v. 2, n. 4, p. 53–65. 2007.
 17. Observação de campo.
 18. PESSOA, M. S. **Comparação da Comunidade Arbórea e Fenologia Reprodutiva de Duas Fisionomias em Floresta Atlântica no Sul da Bahia, Brasil.** Dissertação. Universidade Estadual de Santa Cruz. 82 p. 2008.
 19. RONCHI, D. L.; IZA, O. B. **Indução da Regeneração Natural de Uma Área Degradada Através de Técnicas Nucleadoras.** Revista científica da Faculdade de Educação e Meio Ambiente, v. 4, n.1, p. 1-17. 2013.
 20. SILVA, J. M. **Regeneração Natural das Clareiras Antrópicas da Província Petrolífera de Urucu- Coari/AM.** Dissertação. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Amazônia, 84 p. 2011.
 21. TELES, F. G. **Regeneração natural do Cerrado sob trechos ocupados por bambu no Parque Municipal Mário Viana, em Nova Xavantina – MT.** Trabalho de Conclusão de Curso. Campus de Nova Xavantina. Nova Xavantina – MT. 2005.
 22. TONINI, H.; JUNIOR, M. M. C. O; SCHWENGBER, D. **Crescimento de espécies nativas da Amazônia submetidas ao plantio no estado de Roraima.** Ciência Florestal, Santa Maria, v. 18, n. 2, p. 151-158. 2008.

23. TORIOLA, D.; CHAREYRE, P.; BUTTLER, A. **Distribution of primary forest plant species in a 19 year old secondary forest in French Guiana.** Journal of Tropical Ecology, v. 14, n. 3, p. 323 – 340. 1998.
24. VALENTINE, C. M. A.; RODRÍGUEZ-ORTÍS, C. E.; COELHO, M, F, B. ***Siparuna guianensis* Aublet (negramina): uma revisão.** Rev. Bras. Pl. Med., Botucatu, v.12, n.1, p. 96-104, 2010.
25. VIDOTTO, E.; PESSEDA, L. C. R.; RIBEIRO, A. S.; FREITAS, H. A.; BENDASSOLI, J. A. **Dinâmica do ecótono floresta-campo no sul do estado do Amazonas no Holoceno, através de estudos isotópicos e fitossociológicos.** Acta Amazônica, v. 37, n. 3, p. 385–400. 2007.

ANEXO 3. Lista de referências utilizadas nas classificações de gramíneas quanto à origem.

1. CERROS-TLATILPA, R.; COLUMBUS, J. T. **C3 Photosynthesis in *Aristida Longifolia* : Implication for Photosynthetic Diversification in Aristidoideae (Poaceae)**. American Journal of Botany, v. 96, n. 8, p. 1379–1387. 2009.
2. DIAS, A. C. R. , CARVALHO, S. J. P. , NICOLAI, M.; CHRISTOFFOLETI, P. J. **Problemática da Ocorrência de Diferentes Espécies de Capim- Colchão (*Digitaria* spp.) na Cultura da Cana-de-Açúcar**. Planta Daninha, v. 25, n. 2, p. 489-499. 2007.
3. GALDEANO, F.; NORRMANN, G. **Natural Hybridization Between Two South American Diploid Species of *Andropogon* (Gramineae)**. Journal of the Torrey Botanical Society, v. 127, n. 2, p. 101-106. 2000.
4. GEMELLI, A.; OLIVEIRA, R. S.; CONSTANTIN, J.; BRAZ, G. B. P.; JUMES, T. M. C.; OLIVEIRA NETO, A. M.; DAN, H. A.; BIFFE, D. F. **Aspectos da biologia de *Digitaria insularis* resistente ao *glyphosate* e implicações para o seu controle**. Revista Brasileira de Herbicidas, v. 11, n. 2, p. 231-240. 2012.
5. LONGHI-WAGNER, H. M.; BALDINI, R. M. **Synopsis Poacearum in Josephii Raddii Agrostografia brasiliense Editarum**. Kew Bulletin, v. 62, n. 3, p. 381-405. 2007.
6. MACIEL, J. R.; ALVES, M. **A Família Poaceae na Serra de Itabaiana, Parque Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe-Brasil**. Revista Caatinga, v. 24, n. 3, p. 85-93. 2011.
7. PASTORE, M.; RODRIGUES, R. S.; SIMÃO-BIANCHINI, R.; FILGUEIRAS, T. S. **Plantas exóticas invasoras na Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, Santo André – SP: guia de campo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 46p. 2012.
8. RENNO, J. F.; SCHMELZER, G. H.; JONG, J. H. **Variation and geographical distribution of ploidy levels in *Pennisetum* section *Brevivalvula* (Poaceae) in Burkina Faso, Benin and southern Niger**. Plant Systematics and Evolution, v. 198, p. 89-100. 1995.
9. ROCHA, A. E. S.; LINS, A. L. F. A. **Checklist das Poaceae de áreas inundáveis e inundadas do nordeste do estado do Pará**. Acta Amazônica, v. 39, n. 4, p. 763–772. 2009.
10. SETTERFIELD, S. A.; ROSSITER-RACHOR, N. A.; HUTLEY, L. B.; DOUGLAS, M. M.; WILLIAMS, R. J. **Faculty. Turning up the heat: the impacts of *Andropogon gyanus* (gamba grass) invasion on fire behaviour in northern Australian savannas**. Diversity and Distributions, v. 16, p. 854–861. 2010.