

NAYANE CRISTINA CANDIDA DOS SANTOS PRESTES



Nova Xavantina-MT

Abril/2017

NAYANE CRISTINA CANDIDA DOS SANTOS PRESTES

**EFEITO DO FOGO SOBRE A REGENERAÇÃO NATURAL NA FLORESTA
AMAZÔNICA**

Projeto de dissertação apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso – *Campus* de Nova Xavantina, como requisito parcial à obtenção do título de “Mestre em Ecologia e Conservação”.

Orientador: Ph.D. Ted R. Feldpausch

Nova Xavantina-MT

Abril/2017

P936e Prestes, Nayane Cristina Candida dos Santos (1991 -).
Efeito do fogo sobre a regeneração natural na Floresta
Amazônica. /Nayane Cristina Candida dos Santos Prestes –
Nova Xavantina: [s.n.], 2017.

37 f.: il.

Orientador: Ted R. Feldpausch

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) –
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT.
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e conservação,
2017.

1. Queimadas. 2. Floresta. 3. Diversidade. 4. Amazônia –
Mato Grosso – Brasil. I. Título.

CDU – 504.2: 630*9:(817.1)

Bibliotecária: Thais Caroline Souza Silva – CRB 1/2921.

**EFEITO DO FOGO SOBRE A REGENERAÇÃO NATURAL NA FLORESTA
AMAZÔNICA**

NAYANE CRISTINA CANDIDA DOS SANTOS PRESTES

Dissertação apresenta ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Aprovada em 24 de Abril de 2017, pela BANCA EXAMINADORA:

Ph.D. Ted Ronald Feldpausch
Universidade de Exter
Orientador

Dra. Marina Corrêa Scalon
Universidade de Brasília (UNB)
Membro Titular

Dra. Beatriz Schwantes Marimon
Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT)
Membro Titular

Dr. Denis Silva Nogueira
Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT)
Membro Suplente

*Dedico todas as minhas conquistas...
à minha família e amigos, que tanto
apoiaram e incentivaram o meu
crescimento profissional e pessoal.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família e amigos pelo amor e carinho, mas principalmente por acreditar em mim, acreditar que sempre posso chegar muito longe, muito obrigada.

Ao meu orientador, professor Ted R. Feldpausch, pela orientação, paciência, confiança e ensinamentos ecológicos. Muito obrigada.

Aos professores Beatriz e Ben Hur, sempre atenciosos, prestativos e dedicados. Grande parte do meu crescimento intelectual eu dedico a vocês.

Aos integrantes do Laboratório de Ecologia (LABEV), aos que contribuíram com a identificação das plântulas (Edmar Almeida, Paulo Morandi, Simone Matias e Eder Carvalho), nas análises dos dados (Denis Nogueira), e aos que colaboraram com sugestões importantíssimas para a elaboração da dissertação (Juan Abad, Renata Freitag, Marina Scalon, Halina, Fábio, Wesley e Eduardo). Somos uma equipe e juntos somos mais fortes, contem sempre comigo, muito obrigada.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação (UNEMAT).

A CAPES, pelo apoio financeiro, através da concessão de bolsa de estudo. EMBRAPA Sustainable Landscape Program e Silva Carbon Fund grant de Michael Keller e Ted Feldpausch, which funded fieldwork.

Enfim, agradeço a todos que me ajudaram diretamente ou indiretamente na elaboração deste trabalho, eternamente grata.

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
INTRODUÇÃO	10
2. MATERIAL E MÉTODOS	12
2.1 Área de estudo	12
2.2 Coleta de dados.....	14
2.3 Análises dos dados.....	15
3. RESULTADOS	17
3.1 Padrões de riqueza e diversidade.....	17
3.2 Regeneração florestal	24
4. DISCUSSÃO	30
4.1 Padrões de riqueza e diversidade.....	30
4.2 Similaridade e abundância pós-fogo entre os estratos.....	31
5. CONCLUSÃO	33
6. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA	33

RESUMO

Atualmente as pesquisas se concentram a entender o possível aumento na frequência de queimadas na Amazônia, de forma que as florestas podem tornar-se mais vulneráveis a incêndios em intervalos extremamente curtos. Dessa forma, existe a preocupação de como a vegetação deve reagir a tais mudanças. O objetivo deste estudo é avaliar o efeito do fogo natural sobre a comunidade lenhosa em áreas de floresta secundária da Amazônia Mato-grossense. Investigamos a recuperação da vegetação de florestas após recorrentes queimadas, adotando o limite de inclusão de árvores menores que 10 cm de DAP (diâmetro a altura do peito). Este estudo foi realizado no município de Feliz Natal, estado de Mato Grosso, em nove áreas de floresta Estacional Perenifólia, com tratamentos diferenciados: três áreas de florestas não queimadas, três queimadas somente uma vez em 1999 e uma 2010, e duas queimadas três vezes (2006, 2010, 2013), contemplando diferentes estágios de regeneração pós-queimadas. O fogo induziu várias mudanças na composição florística e na abundância relativa entre os tratamentos e os estratos (árvores e lianas jovens, arvoretas e plântulas). Porém, a frequência deste distúrbio levou a extirpação da maioria das espécies raras. A redução na diversidade pode ser explicada em função do aumento na dominância de algumas espécies após a passagem do fogo. A partir dos nossos resultados concluímos que florestas em regeneração quando protegidas contra queimadas recorrentes são resilientes. Entretanto, em florestas submetidas a sucessivas queimadas em florestas ocorre a redução na riqueza de espécies e no número de indivíduos lenhosos. Assim, áreas submetidas a queimadas recorrentes podem caminhar para uma homogeneização biótica, tal como observado nas áreas queimadas frequentemente. Por fim, as plântulas, em comparação com os estratos de maior porte no sub-bosque das florestas estudadas, tendem a apresentar maior riqueza de espécies quando o evento de queimada ocorreu há pelo menos 15 anos.

Palavras-chave: mudanças estruturais e florísticas, queimadas, resiliência, diversidade.

ABSTRACT

Research is currently focused on understanding the possible increase in the frequency of burning in the Amazon, so that forests can become more vulnerable to fires at extremely short intervals. Thus, there is concern about how vegetation should react to such changes. The objective of this study is to evaluate the effect of natural fire on the woody community in areas of secondary forest of the Mato Grosso Amazon. We investigated the recovery of forest vegetation after recurrent burnings, adopting the inclusion limit of trees smaller than 10 cm of DAP (diameter at breast height). This study was carried out in the municipality of Feliz Natal, state of Mato Grosso, in nine areas of Perennial Seasonal Forest, with differentiated treatments: three burned forest areas, three burnings only once in 1999 and one 2010, and two burnings three times (2006, 2010, 2013), contemplating different stages of regeneration after burning. The occurrence of fire induced several changes in floristic composition and relative abundance between treatments and strata (young trees and lianas, tree seedlings and seedlings). However, the frequency of this disorder led to the extirpation of most of the rare species. The reduction in diversity can be explained by the increase in the dominance of some species after the passage of fire. From our results we conclude that forests in regeneration when protected against recurrent fires are resilient. However, in forests subjected to successive forest fires, there is a reduction in species richness and in the number of woody individuals. Thus, areas subject to recurrent fires may move towards a biotic homogenization, as observed in frequently burned areas. Finally, seedlings, in comparison with the larger strata in the sub-forest of the studied forests, tended to present greater species richness when the burning event occurred for at least 15 years.

Key words: structural and floristic changes, burnings, resilience, diversity.

INTRODUÇÃO

As florestas da Amazônia estão se tornando alvos frequentes de grandes impactos nas últimas décadas, todos associados a ações antrópicas. Entender as mudanças da Floresta Amazônica é de extrema importância, principalmente pelo grande estoque de carbono (100 PgC) depositado na vegetação (FELDPAUSCH et al. 2012). A Amazônia é capaz de estocar grandes quantidades de carbono, além de contribuir com a produtividade líquida global (MALHI; GRACE 2000), podendo dessa forma influenciar o clima regional e global. Contudo, as mudanças climáticas podem alterar drasticamente a habilidade dessas florestas em estocar carbono, mesmo se as taxas de desmatamento permanecerem baixas (ALENCAR et al., 2004).

O desmatamento está resultando em grandes fragmentações, tornando as florestas mais vulneráveis a outros vetores de degradação como, por exemplo, o fogo, que têm se tornado mais frequente nas últimas décadas (ALENCAR; VERA, 2006; BRANDO et al., 2014a; COCHRANE, 1999). Atualmente, as pesquisas se concentram em entender o possível aumento das queimadas, visando compreender seus impactos na vegetação, os efeitos da mudança climática, e a relação de causa e efeito associada à exploração madeireira (ARAGÃO et al., 2007; BALCH et al., 2011, 2015; COCHRANE; BARBER, 2009; FELDPAUSCH et al., 2016; GROSSO et al., 2013; RESTOM; NEPSTAD, 2004). Os efeitos do fogo na floresta começaram a serem estudados por volta da década de 1980 (MELO; DURIGAN, 2010). Incêndios nessas áreas são induzidos pelo desmatamento e a degradação ambiental (NEPSTAD et al., 2001), com grandes áreas sendo destinadas para abertura de pastagens, agricultura e exploração madeireira (ASNER et al., 2005). Os impactos dos incêndios variam conforme a composição da vegetação, intensidade, frequência e duração das queimadas (SILVA et al., 2005). Os incêndios são oriundos de queimadas para desmatamento, incêndios florestais rasteiros e incêndios em áreas já desmatadas, todas resultantes do fogo intencional ou acidental (NEPSTAD et al., 1999).

As queimadas naturais no bioma Amazônico são raras (COCHRANE, 2003), porém os incêndios rasteiros são os mais frequentes, atingindo cerca de 80% da biomassa, acarretando em grandes impactos na composição florística (NEPSTAD et al., 1999). Geralmente, em áreas próximas às rodovias, áreas de pastagem e lavouras ou de corte seletivo de madeira, os incêndios ocorrem com maior frequência (ALENCAR; VERA, 2006; COCHRANE; BARBER, 2009). A transição Amazônia – Cerrado não ficou ileso das ações antrópicas em detrimento da fronteira agrícola (ALENCAR et al., 2015), com conversão da vegetação nativa em pastagens e lavouras, podendo ser maximizadas pela influência do “arco do desmatamento” (MORTON et al., 2013).

Logo, esse efeito pode ser intensificado pelo aumento da frequência dos eventos de *El Niño* (MARENGO et al., 2011), que causam secas extremas em certas regiões da Amazônia e podem resultar na limitação da capacidade das vegetações (PHILLIPS et al., 2009, 2010).

As variações do clima decorrentes das mudanças climáticas resultam em secas prolongadas nas florestas tropicais, provocando efeitos isolados ou cumulativos dentro da comunidade vegetal (FELDPAUSCH et al., 2016). As alterações climáticas implicam em mudanças ambientais, alterando drasticamente a dinâmica da floresta e as concentrações de CO₂ na atmosfera (BALCH, 2011; BARLOW; PERES, 2008).

Estudos recentes apontam que houveram drásticas consequências da última seca severa (DOUGHTY et al., 2015; FELDPACH et al., 2016; LIU et al., 2017), coincidindo com o evento do *El Niño* (2015/2016), o mais forte já registrado (NASA, 2016). Em 2015 foi registrado o ano mais quente da história na transição Amazônia-Cerrado que também coincidiu com o mais forte evento de seca já registrado para a região, com redução de aproximadamente 50% da precipitação segundo os dados de precipitação e temperatura, da estação meteorológica do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). Porém, pouco se sabe como as plantas responderão às alterações climáticas na floresta de transição. Assim, compreender a funcionalidade dos ambientes tropicais diante dos fatores ambientais poderá esclarecer sobre fatores chave ligados à resiliência das vegetações pós fogo.

Um dos desafios da ciência aplicada em biodiversidade é prever como as espécies vão reagir a esse novo cenário (SCHWENK et al., 2009). Espera-se que essas alterações reduzam a capacidade de recuperação do funcionamento do ecossistema, levando algumas espécies a extirpação de populações locais (POTTER, et al., 2013). Principalmente as espécies que não são adaptadas ao clima seco, serão as mais afetadas, podendo ser excluídas em condições de eventos de seca extrema (ENGELBRECHT et al., 2007).

As queimadas associado as mudanças climáticas, provocam maior incidência de radiação solar, baixa umidade relativa do ar e conseqüentemente, o ressecamento dos ambientes, induzindo a redução da cobertura de copa e de riqueza de espécies (FU et al., 2013). Além disso, as queimadas resultam no aumento da necromassa ou madeira caída, que contribui para a quantidade de carbono emitida pelas florestas. Em florestas naturais, por exemplo, essa contribuição pode chegar a até 17% em biomassa viva e a 50% em florestas exploradas (PALACE et al., 2007). Além de reduzir a capacidade das florestas em armazenar o carbono, as queimadas são responsáveis por liberar uma

grande quantidade de CO₂ na atmosfera, o principal gás do efeito estufa (BALCH, 2008; BALDOCCHI, 2014).

Entretanto, a maior ameaça representada pelas queimadas nas florestas tropicais diz respeito à frequência do fogo, afetando de maneira direta o potencial da regeneração, com possíveis perdas no banco de sementes provocado pelas queimadas (KENNARD et al., 2002), fragmentação do habitat, isolamento de populações e substituição lenta e gradual das espécies atuais por espécies mais tolerantes ao fogo (BRANDO et al., 2012; COCHRANE; BARBER, 2009). Atualmente, existem poucas informações sobre as mudanças na composição e estrutura das florestas pós queimadas, principalmente para árvores menores. Neste contexto, o objetivo deste trabalho é avaliar o efeito do fogo sobre a comunidade lenhosa em áreas de floresta secundária da Amazônia Mato-grossense. Avaliamos a recuperação da vegetação de florestas após recorrentes queimadas, adotando o limite de inclusão de árvores menores que 10 cm de DAP (diâmetro a altura do peito). Formulamos as seguintes hipóteses: 1) A riqueza é comprometida conforme a frequência do fogo, independente do estágio de vida; 2) Florestas queimadas recentemente tendem a apresentar uma composição mais homogênea; e 3) Há diferença na composição florística dos diferentes estratos arbóreos lenhosos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado no município de Feliz Natal, estado de Mato Grosso, Sul da Amazônia (12° 23 'S, 54° 55 'W), com altitude média de 370 m (Figura 1). Mato Grosso está entre os estados mais submetidos a queimadas repetidas, contribuindo com 24% de todos os incêndios entre 1999 e 2010, e representando mais de 85.000 km² queimados apenas no sul da Amazônia (MORTON et al., 2013). A região do estudo não apresenta áreas de florestas totalmente intactas, sendo o município brasileiro com maior número de focos de incêndios e histórico mais longo de cortes seletivos e esporádicos para a extração madeireira (HUMMEL et al., 2010). O clima é caracterizado como *Aw*, com precipitação média anual superior a 2000 mm de acordo com a classificação de Köppen, apresentando um período úmido de novembro a março, e com temperatura média anual de 24°C. Os solos predominantes são do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (IBGE 2009).

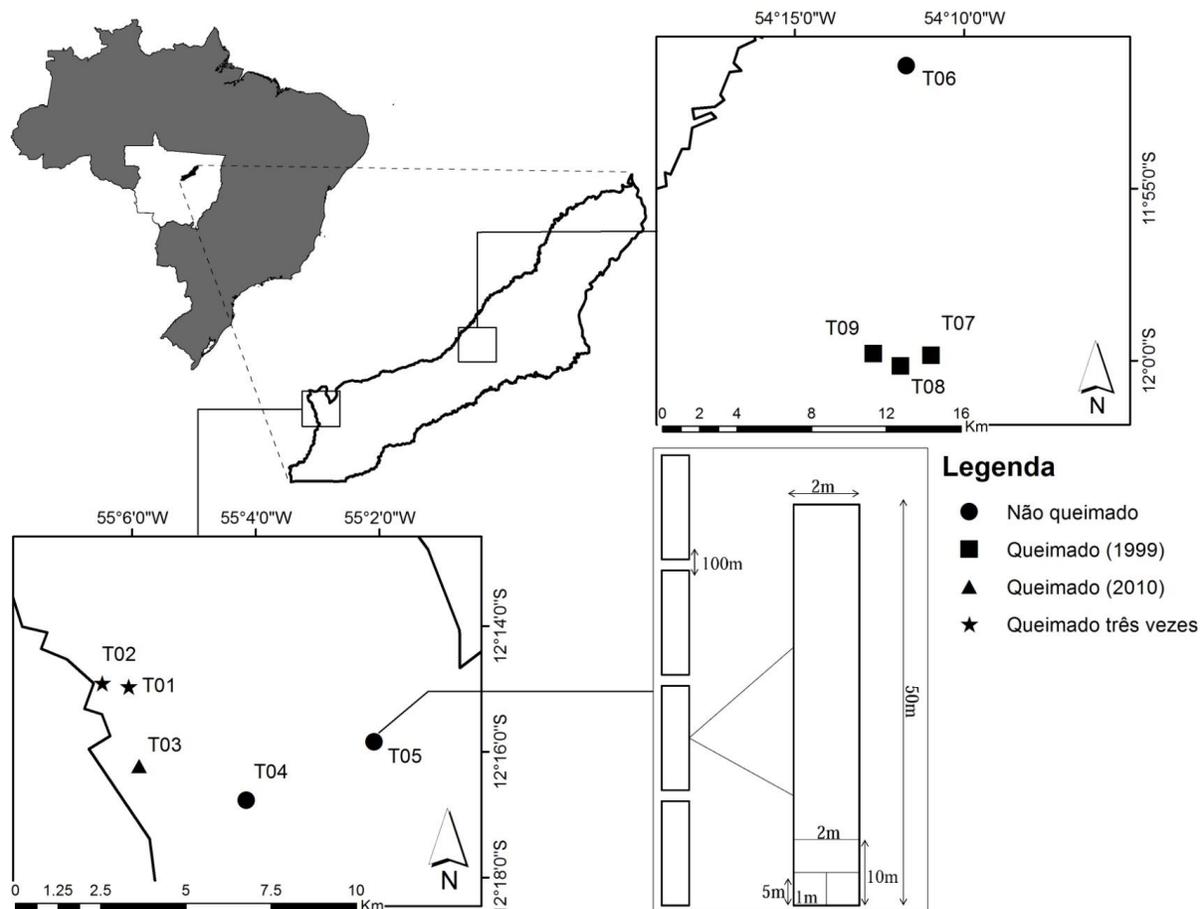


Figura 1. Localização das áreas de estudo no município de Feliz Natal-MT, Brasil, com a distribuição espacial dos tratamentos nos nove transectos (três florestas não queimadas (T04, T05 e T06), três queimadas uma vez em 1999 (T07, T08 e T09), uma queimada em 2010 (T03) e duas queimadas três vezes (T01 e T02). Cada transecto aloca quatro parcelas com três subparcelas interiormente (1×5 m; 2×10 m e 2×50 m), 100 m afastadas uma da outra. Em detalhe, o esquema do desenho experimental da distribuição das parcelas (2×50 m) e das subparcelas.

2.2 Coleta de dados

Em agosto de 2015 realizamos coletas em nove áreas de Floresta Estacional Perenifólia, classificadas de acordo com Ivanauskas et al. (2008), das quais seis apresentavam registros anteriores de queimada accidental. Todas as florestas apresentavam históricos de cortes seletivos e esporádicos, porém, com tratamentos diferenciados: três florestas não queimadas (NQ), três queimadas uma vez 1999 (Q1. 1999), uma queimada em 2010 (Q1. 2010) e duas queimadas três vezes (Q3. em 2006; 2010 e 2013) (Figura 2). Obtivemos os dados dos anos e a frequência dos incêndios através de depoimentos de moradores do município e através do monitoramento feito por satélite (*LANDSAT*), que possibilitou detectar e validar os incêndios e suas datas nas áreas queimadas e não queimadas.

Estabelecemos 36 parcelas de 2 m × 50 m (100 m²) totalizando uma área amostral de 1 hectare por transecto, sendo que cada um aloca quatro parcelas a 100 m de distância uma da outra. Distribuimos as parcelas em: 12 NQ, 12 Q1. 1999, quatro Q1. 2010 e oito em Q3, contemplando diferentes estágios de regeneração. Amostramos todos os indivíduos de árvores e lianas acordo com o estágio de desenvolvimento e subdividimos em subparcelas com diferentes tamanhos de estratos: para as subparcelas de 2 × 50 m mensuramos árvores e lianas jovens de 5 a 9,9 cm DAP (diâmetro a altura do peito – 1,30 m do solo) e para as de 2 × 10 m aferimos as arvoretas de 2,5 a 4,9 cm altura do solo. Para aferir essas duas classes utilizamos uma trena a laser (para altura total e comercial) e uma fita métrica (DAP e DAS). Para as árvores menores que 2,5 cm DAP foram consideradas nos estratos das plântulas, e as medidas foram tomadas a altura do solo (DAS), para esse estrato foi utilizado um paquímetro e régua de 1,50m (para medir os raios, altura total e comercial).

Medimos as alturas comercial e total e a localização referente à parcela (x e y). Não amostramos herbáceas, bambus e vegetações não lenhosas. Identificamos os indivíduos até o menor nível taxonômico possível, por meio de consultas a botânicos com experiência na região, especialistas, consultas bibliográficas ou por comparações em herbários. Revisamos e atualizamos os táxons por meio da lista de espécies da Flora do Brasil (em <http://www.floradobrasil.jbrj.gov.br>).



Figura 2. Aspecto visual da área de estudo no município de Feliz Natal-MT, Brasil, destacando os diferentes tratamentos: (a) floresta não queimada (NQ), (b) queimada uma vez em 1999 (Q1. 1999), (c) queimada uma vez em 2010 (Q1. 2010) e (d) queimada três vezes (Q3).

2.3 Análises dos dados

Realizamos as comparações entre a diversidade de espécies dos tratamentos através do perfil de diversidade, usando a série de Rényi, com auxílio do *software* PAST (HAMMER et al., 2001). Desta forma, foi possível comparar tanto a riqueza quanto a equidade de cada área amostrada. Os diferentes valores obtidos pela análise expõem os diferentes índices de diversidade (de acordo com a variação na ordem do parâmetro $a = \text{alfa}$), sendo, $a = 0$ equivalente a riqueza, $a = 1$ equivalente ao índice de Shannon e $a = 2$ ao índice de Simpson (MELO, 2008). Quanto mais alto é o valor de a , mais peso é dado às espécies dominantes em detrimento das raras.

Realizamos as comparações de riqueza e diversidade nos tratamentos (NQ; Q1. 1999; Q1. 2010 e Q3) e estratos (árvores e lianas jovens; arvoretas e plântulas) utilizando o método de interpolação e extrapolação no pacote *iNEXT*, com auxílio do programa *R* (HSIEH; CHAO, 2016). Essa análise permite calcular a diversidade das amostras extrapolando até o dobro do tamanho ou um tamanho especificado, e permite também avaliar a diversidade em termos da suficiência amostral, associada a intervalos de confiança de 95% (CHAO; JOST, 2016).

Realizamos também uma análise de variância permutacional (PERMANOVA) com base na matriz de dissimilaridade de “Bray-Curtis” após transformação logarítmica, utilizando a função *adonis* do pacote *vegan*, no programa *R* (OKSANEN et al., 2016). Utilizamos diferentes desenhos para testar a significância da dissimilaridade de composição florística entre os tratamentos: em uma primeira rodada comparamos a dissimilaridade entre os tratamentos, independentemente da classe de tamanho utilizado, em uma segunda rodada comparamos a dissimilaridade entre os tratamentos considerando as diferentes classes de tamanho, para restringir entre os tratamentos, e por fim, comparamos cada estrato entre os tratamentos separadamente.

Obtivemos os testes de significância com 999 permutações de Monte Carlo (ANDERSON, 2006) e testamos a heterogeneidade na dispersão “entre” e “dentro” dos grupos por meio da função *betadisper* do pacote *vegan*, utilizando a dissimilaridade de Bray-Curtis, no programa *R* (OKSANEN et al., 2016). Determinamos a diversidade beta do grupo pelas diferenças medianas entre as distâncias de pontos individuais ao centroide de seu grupo em todo o espaço bidimensional, calculados pela Análise de Coordenadas Principais (PCoA).

3. RESULTADOS

3.1 Padrões de riqueza e diversidade

O fogo induziu várias mudanças na composição florística das áreas avaliadas, de modo que a abundância relativa entre os tratamentos e os estratos (árvores e lianas jovens; arvoretas e plântulas) demonstrou como algumas espécies mantiveram-se, apesar da frequência das queimadas. Registramos, para toda comunidade, 1016 indivíduos, divididos entre os quatro tratamentos, totalizando 68 espécies distribuídas em 29 famílias (Tabela 1). As famílias mais representativas foram Burseraceae, Fabaceae e Passifloraceae, e as espécies mais abundantes foram *Passiflora* sp., *Trattinnickia glaziovii* Swart, *Doliocarpus dentatus* (Aubl.) Standl e *Protium sagotianum* Marchand.

A maioria das espécies ocorreu em baixa densidade. Se considerarmos as quatro áreas e as três categorias de regeneração avaliadas neste estudo, *Trattinnickia glaziovii* foi a única espécie que ocorreu em todas ($4 \times 3 = 12$), *Ocotea glomerata* ocorreu em nove e do total de 68 espécies amostradas, *Protium sagotianum* ocorreram em pelo menos seis das doze categorias/áreas. Observamos ainda que as espécies *Sloanea* sp., *Tachigali glauca* Tul., *Chrysophyllum* sp., *Deguelia* cf. *amazônica*, *Anthodon decussatum* foram representadas apenas na categoria de plântulas, *Trema micrantha* (L.) Blume apenas na de arvoretas e *Celtis* sp., *Miconia splendens* (Sw.) Griseb, *Neea oppositifolia* Ruiz & Pav., *Schefflera morototoni* (Aublet) B. Maguire, *Apuleia leiocarpa* (Vog.) Macbr., *Doliocarpus* sp., *Guatteria* sp., *Inga laurina* (Sw.) Willd., *Matayba guianensis* Aubl., *Psychotria* sp., *Tachigali melinonii* (Harms) Zarucchi & Herend., *Trattinnickia* cf. *burserifolia* apenas na de árvores e lianas jovens.

Observamos no perfil de diversidade uma redução na riqueza, em todos os tratamentos, independente do parâmetro de diversidade adotado (Figura 3). Verificamos que a riqueza nos tratamentos e nos estratos foi menor para as espécies raras e maior para as dominantes (Figura 3a). Quando relacionamos os tratamentos com os estratos (árvores e lianas jovens, arvoretas e plântulas), as curvas se interceptaram, indicando que a diversidade foi considerada semelhante para cada estrato (Figura 3a, b e c). Percebemos que os maiores valores registrados para o índice de diversidade de Shannon (H') foram nas áreas NQ e Q1. 1999.

Tabela 1. Densidade absoluta (indivíduos/ha) em todos os tratamentos: floresta não queimada (NQ), queimada uma vez (Q1. 1999), queimada (Q1. 2010) e queimada três vezes (Q3), distribuídos em classes de árvores e lianas jovens (A), arvoretas (B) e plântulas (C), em nove áreas de floresta de Feliz Natal-MT, Brasil. Espécies classificadas por ordem de ocorrência em cada seção e categoria.

Espécies	Família	NQ			Q1. 1999			Q1. 2010			Q3		
		A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
1 <i>Trattinnickia glaziovii</i> Swart	Burseraceae	58	42	1667	108	83	1500	15	625	250	10	312.	500
2 <i>Ocotea glomerata</i> (Nees). Mez	Lauraceae	-	42	833	58	42	333	-	208	250	-	313	1500
3 <i>Hirtella gracilipes</i> (Hook. f.) Prance	Chrysobalanaceae	25	42	1500	25	-	4667	25	-	550	-	-	-
4 <i>Protium sagotianum</i> Marchand	Burseraceae	83	125	6333	83	42	6000	-	-	-	-	-	-
5 <i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	Rubiaceae	17	42	2333	33	42	667	-	-	-	-	-	-
6 <i>Abuta grandifolia</i> (Mart.) Sandw	Menispermaceae	33	-	333	-	-	833	25	-	150	-	-	2250
7 <i>Miconia punctata</i> (Desr.) D. Don ex DC.	Melastomataceae	75	42	2333	42	-	167	-	-	-	-	-	-
8 <i>Crepidospermum goerdotianum</i> (Tul.) Triana and Planch	Burseraceae	8	-	167	-	-	167	25	-	500	-	-	-
9 <i>Tachigali cf. glauca</i>	Fabaceae	33	42	1400	-	-	6667	-	-	-	-	-	-

25	<i>Machaerium</i> sp.	Fabaceae	-	-	500	-	-	500	-	-	-	-	-	250
26	<i>Xylopia amazonica</i> R.E. Fr	Annonaceae	-	-	167	33	-	333	-	-	-	-	-	-
27	<i>Machaerium latifolium</i> Rusby.	Fabaceae	-	-	500	-	42	-	-	-	-	-	-	250
28	<i>Xylopia frutescens</i> Aubl	Annonaceae	-	42	-	17	-	333	-	-	-	-	-	-
29	<i>Astrocaryum aculeatum</i> G. May.	Arecaceae	8	83	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-
30	<i>Miconia pyrifolia</i> Naudin	Melastomata ceae	-	42	333	-	-	333	-	-	-	-	-	-
31	<i>Protium pilosissimum</i> Engl.	Burseraceae	8	42	-	-	-	-	-	-	-	-	104	-
32	<i>Sloanea</i> sp.	Elaeocarpace ae	-	-	1833	-	-	3333	-	-	-	-	-	-
33	<i>Sloanea eichleri</i> K. Schum	Elaeocarpace ae	-	-	-	225	83	-	-	-	-	-	-	-
34	<i>Serjania</i> sp.	Sapindaceae	-	-	2667	-	-	1833	-	-	-	-	-	-
35	<i>Arrabidaea</i> sp.	Bignoniaceae	-	-	500	-	-	667	-	-	-	-	-	-
36	<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill	Euphorbiace ae	-	-	667	17	-	-	-	-	-	-	-	-
37	<i>Endlicheria ruforamula</i> Chanderb.	Lauraceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	104	750
38	<i>Pleonotoma melioides</i> (S.Moore) A.H. Gentry	Bignoniaceae	-	-	167	-	-	-	-	-	-	-	-	750
39	<i>Protium unifoliolatum</i> Engl.	Burseraceae	-	42	500	-	-	-	-	-	-	-	-	-
40	<i>Solanum crinitum</i> Lam.	Solanaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	208	250
41	<i>Tachigali glauca</i> Tul.	Fabaceae	-	-	333	-	-	166	-	-	-	-	-	-

42	<i>Celtis</i> sp.	Cannabaceae	8	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-
43	<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	Myristicaceae	8	42	-	-	-	-	-	-	-	-	-
44	<i>Salacia</i> sp.	Celastraceae	-	42	167	-	-	-	-	-	-	-	-
45	<i>Sorocea klotzschiana</i> Baill.	Moraceae	-	-	167	-	-	-	-	500	-	-	-
46	<i>Protium unifoliolatum</i> Engl.	Burseraceae	-	42	500	-	-	-	-	-	-	-	-
47	<i>Erythroxylum mucronatum</i> Benth.	Erythroxylaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10
48	<i>Machaerium floribundum</i> Benth. Var.	Fabaceae	-	-	-	-	-	833	-	-	-	-	-
49	<i>Miconia splendens</i> (Sw.) Griseb	Melastomataceae	42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
50	<i>Cupania</i> sp.	Sapindaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1000
51	<i>Neea oppositifolia</i> Ruiz & Pav.	Nyctaginaceae	33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
52	<i>Chrysophyllum</i> sp.	Sapotaceae	-	-	-	-	-	500	-	-	-	-	-
53	<i>Deguelia</i> cf. <i>amazônica</i>	Fabaceae	-	-	333	-	-	-	-	-	-	-	-
54	<i>Schefflera morototoni</i> (Aublet) B. Maguire	Araliaceae	50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
55	<i>Anthodon decussatum</i> Ruiz Lopez & Pavon	Celastraceae	-	-	167	-	-	-	-	-	-	-	-
56	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vog.) Macbr.	Fabaceae	-	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-
57	<i>Dacryodes</i> sp.	Burseraceae	-	-	-	-	-	167	-	-	-	-	-

58	<i>Doliocarpus</i> sp.	Dilleniaceae	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
59	<i>Guatteria</i> sp.	Annonaceae	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
60	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Fabaceae	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
61	<i>Mabea nitida</i> Trusted.	Euphorbiaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	250
62	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Sapindaceae	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
64	<i>Psychotria</i> sp.	Rubiaceae	167	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
65	<i>Tachigali melinonii</i> (Harms) Zarucchi & Herend.	Fabaceae	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
66	<i>Trattinnickia</i> cf. <i>burserifolia</i>	Burseraceae	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
67	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae	-	104	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
68	<i>Vismia japurensis</i> Reichardt	Hypericaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	250
Total de indivíduos			1216	979	4900	775	500	5066	50	1458	215	20	1667	25760
					0			7	0		00	0		
Total de espécies			80	19	302	91	12	302	23	7	43	17	17	103

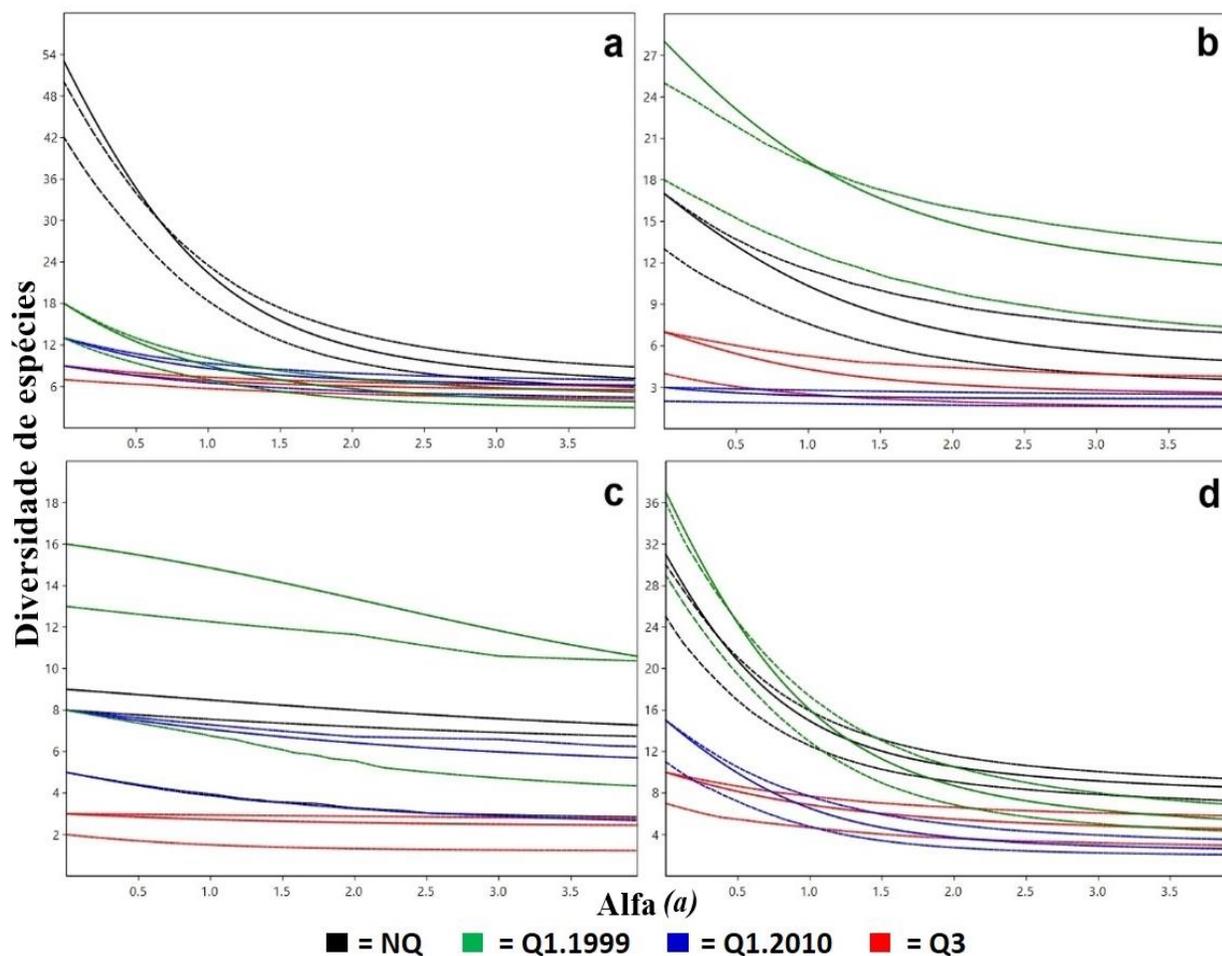


Figura 3. Perfil de diversidade usando a série de Rényi para todos os tratamentos [Não queimado (NQ), Queimado em 1999 (Q1. 1999), Queimado em 2010 (Q1. 2010) e Queimado três vezes (Q3)] e estratos (árvores e lianas jovens; arvoretas e plântulas). As linhas pontilhadas representam o intervalo de confiança de cada tratamento. Perfil de diversidade: (a) representa todos os tratamentos e estratos juntos; (b) árvores e lianas jovens; (c) arvoretas; e (d) plântulas. Para o parâmetro $a = 0$, o valor de diversidade é igual à riqueza, para $a = 1$, o valor é equivalente ao Índice de Shannon e para $a = 2$, o valor é igual ao Índice de Simpson.

3.2 Regeneração florestal

Verificamos a mudança da riqueza conforme a recorrência do fogo, visto que a análise de rarefação evidenciou a redução na riqueza nas áreas submetidas a queimadas frequentes (Tabela 2). Alcançamos a suficiência amostral para todos os tratamentos, uma vez que os intervalos de confiança entre os tratamentos e estratos foram sobrepostos. Isso indica que a riqueza entre NQ e Q1. 1999 foi semelhante, enquanto Q1. 2010 e Q3 apresentaram baixa riqueza e diferiram dos demais (Figura 4a).

Tabela 2. Relação da riqueza conforme a recorrência do fogo. Floresta não queimada (NQ), queimada uma vez (Q1. 1999), queimada (Q1. 2010) e queimada três vezes (Q3).

Estratos	Parâmetros	Total	NQ	Q1.1999	Q1.2010	Q3
Árvores e lianas jovens	Riqueza	39	28	18	7	3
	Nº ind.	211	80	91	23	17
Arvoretas	Riqueza	27	16	9	3	8
	Nº ind.	55	19	12	7	17
Plântulas	Riqueza	50	37	31	10	15
	Nº ind.	750	302	302	43	103
Todas	Riqueza	68	52	37	13	18
	Nº ind.	1016	401	405	73	137

Registramos os maiores valores de riqueza e número de indivíduos para o estrato das plântulas e os menores para as arvoretas e, provavelmente por conta disso a suficiência amostral não foi alcançada nesse estrato (Tabela 2 e Figs. 4b, c, d).

Observamos diferenças na abundância entre os tratamentos e os estratos (PERMANOVA), sendo que os valores de pseudo-F foram significativos para todos os preditores (Tabela 3). A diversidade beta foi significativa principalmente para as áreas queimadas mais recentes e com repetições, apresentaram composição mais homogênea, especialmente nos estratos de árvores e lianas jovens e arvoretas (Figura 5). Verificamos também dois efeitos de posição (variação do controle das espécies e perda da variabilidade de espécies entre os tratamentos) entre NQ e Q1. 2010, e na perda da riqueza do Q3, que apresentou uma variação ainda maior na diversidade beta com a presença de muitas espécies pioneiras (Figura 5).

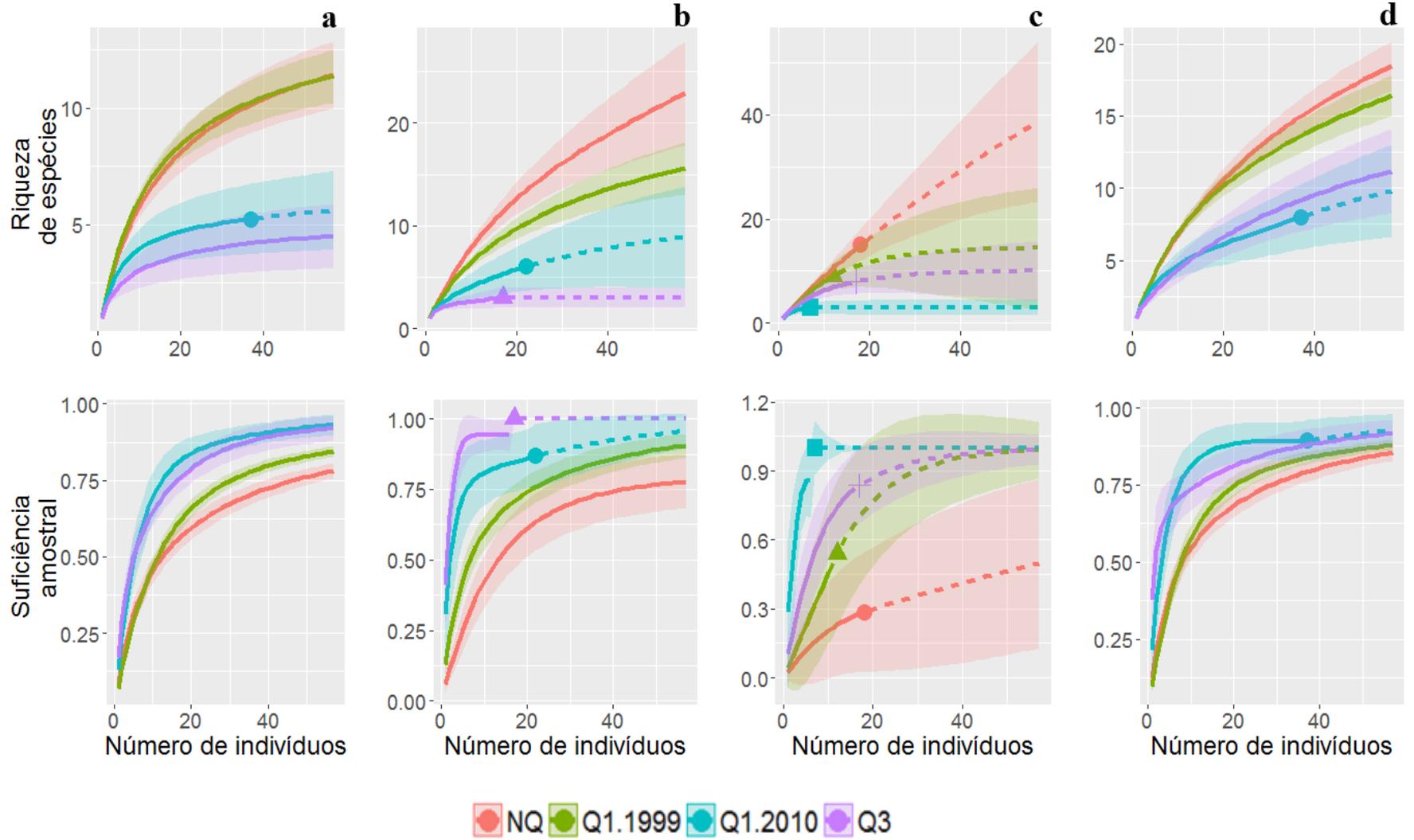


Figura 4. Curva de rarefação baseada na riqueza de espécies (acima) e suficiência amostral dos tratamentos e estratos (abaixo). NQ= Não Queimado; Q1. 1999= Queimado uma vez em 1999; Q1. 2010= Queimado uma vez em 2010; Q3= Queimado três vezes. (a) todos os tratamentos e estratos juntos; (b) árvores e lianas jovens; (c) arvoretas; e (d) plântulas.

Tabela 3. Análises de Variância Permutacional (PERMANOVA) com base na diferença de Bray-Curtis, comparando a variabilidade dentro dos tratamentos e variação entre os estratos. R^2 = explicação em % da diferença entre cada preditor.

	Preditor	Graus de Liberdade (DF)	Soma dos Quadrados	Média dos Quadrados	F	R2	Pr(>F)
Toda comunidade	Multiplos Estratos	2	4,376	-	5,5742	-	\leq 0,001
	Resíduos	94	36.897	-	-	-	-
	Trat. Floresta	3	4,573	1,52419	3,8624	0,1107 9	\leq 0,001
	Resíduos	93	36,7	0,39463	0,8892 1	-	-
Total	96	41,273	1	-	-	-	
Árvores e lianas jovens	Trat. Estrato	3	3,6415	1,21382	4,4277	0,3141 5	\leq 0,001
	Resíduos	29	7,9501	0,27414	0,6858 5	-	-
	Total	32	11,5916	1	-	-	-
Arvoretas	Trat. Estrato	3	1,827	0,60898	1,3915	0,1481 6	0,0471
	Resíduos	24	10,504	0,43765	0,8518 4	-	-
	Total	27	12,331	1	-	-	-
Plântulas	Trat. Estrato	3	3,6428	1,21428	4,1639	0,2807 7	\leq 0,001
	Resíduos	32	9,3319	0,29162	0,7192 3	-	-
	Total	35	12,9747	1	-	-	-

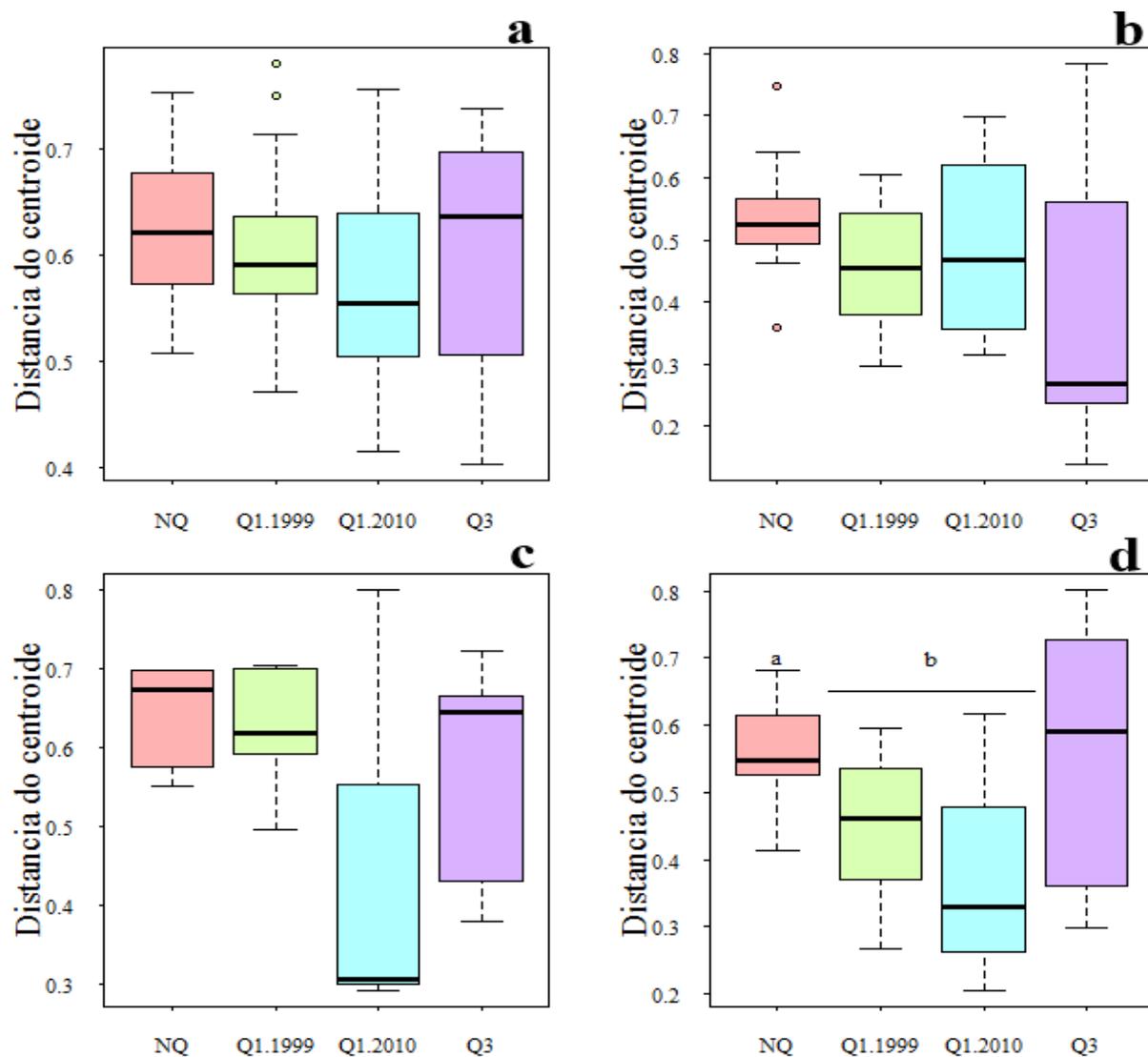


Figura 5. Diversidade beta para cada tratamento e estratos. Áreas queimadas recentemente (Q1. 2010 e Q3 em b e c) apresentam composição mais homogênea. Sendo: NQ= Não Queimado; Q1. 1999= Queimado uma vez em 1999; Q1. 2010= Queimado uma vez em 2010; Q3= Queimado três vezes. (a) todos os tratamentos e estratos juntos; (b) árvores e lianas jovens; (c) arvoretas; e (d) plântulas.

Observamos que existe uma sobreposição no espaço de dispersão nos tratamentos submetidos ao fogo. A variabilidade pode ser explicada através da similaridade entre as florestas. Considerando todos os estratos, a área queimada apenas uma vez (Q1. 1999) apresentou maior variabilidade em termos de composição florística e foi similar a NQ (Figura 6a). A área queimada recentemente (Q1. 2010) e a área queimada três vezes diferiram substancialmente em composição florística. Considerando o estrato das árvores jovens, observa-se que há diferenças marcantes entre as áreas queimadas e não queimadas, porém as áreas Q1. 1999 também diferem marcadamente das áreas Q1. 2010 e Q3 (Figura 6b). Para o estrato das arvoretas, os padrões de dissimilaridade florística não foram tão claros, provavelmente devido a efeitos de amostragem (Figura 6c) todas as áreas variaram. Já para o estrato das plântulas, as áreas NQ e Q1. 1999 foram mais similares entre si, comparadas às áreas Q1. 2010 e Q3 (Figura 6d).

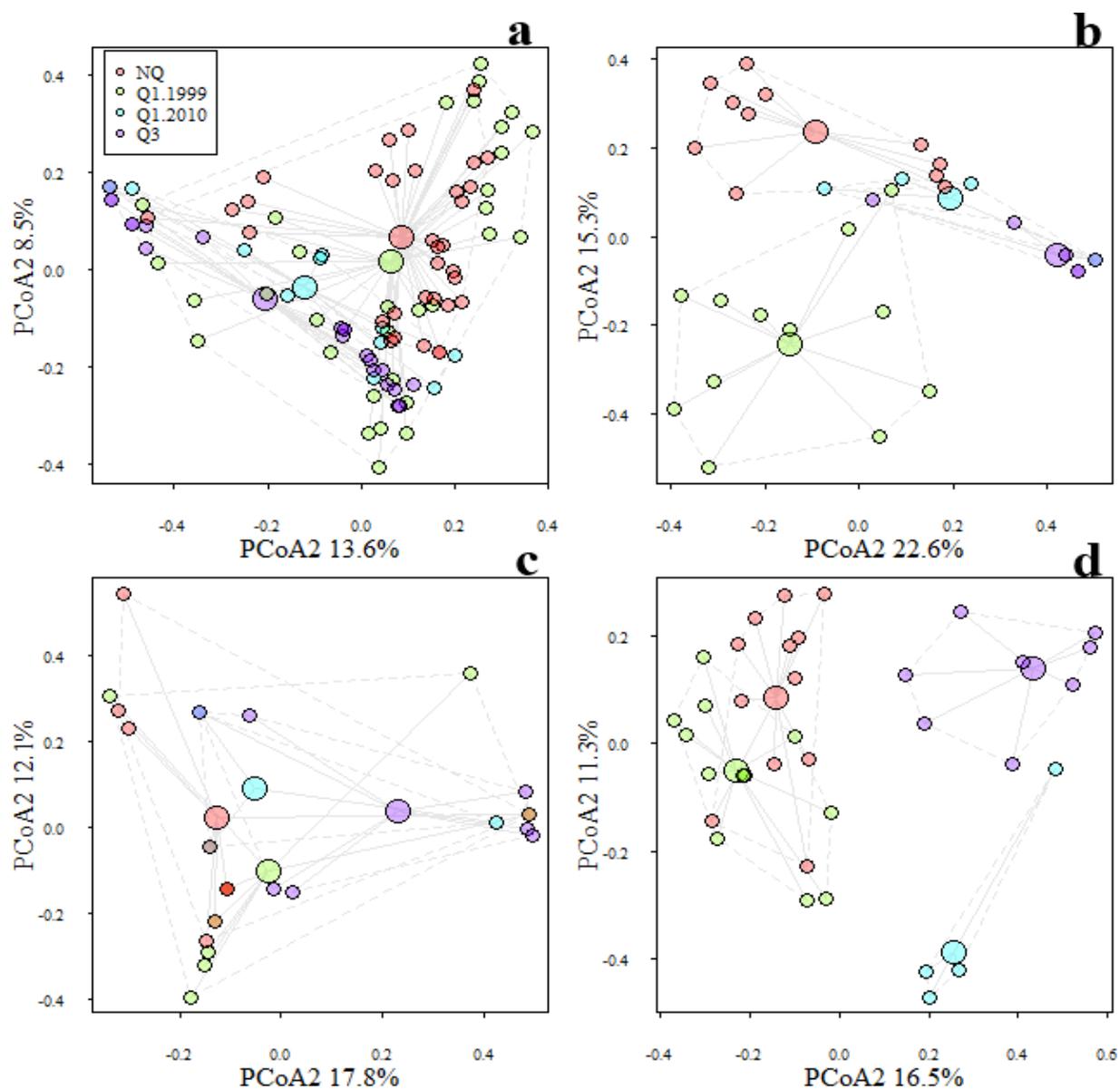


Figura 6. Análise de coordenadas principais (PCoA) de similaridade de Bray-Curtis, trazendo a porcentagem de explicação de cada eixo com os autovalores (eigenvalues) que representam a variância dos principais componentes. NQ= Não Queimado; Q1.1999= Queimado uma vez em 1999; Q1.2010= Queimado uma vez em 2010; Q3= Queimado três vezes. (a) todos os tratamentos e estratos juntos; (b) árvores e lianas jovens; (c) arvoretas; e (d) plântulas.

4. DISCUSSÃO

4.1 Padrões de riqueza e diversidade

A frequência das queimadas provocou mudanças na composição florística e redução na riqueza das florestas. A redução na diversidade pode ser explicada pela menor equabilidade, em função do aumento na dominância de algumas espécies nas florestas que amostramos após a passagem do fogo, tal como observado em estudos realizados em outras áreas da Amazônia, onde algumas espécies lenhosas foram excluídas após a passagem do fogo (BALCH et al., 2013; BARLOW; PERES, 2008; BRANDO et al., 2012, 2014a). A queimada, de certa forma, induz várias mudanças na floresta, incluindo a redução da riqueza de espécies (BALCH, 2008; NEPSTAD et al., 1999) e, independentemente da intensidade das queimadas, há evidências que florestas perturbadas pelo fogo podem se tornar dominadas por espécies colonizadoras (COCHRANE, 1999).

Pesquisas recentes demonstram que a frequência do fogo seleciona as espécies mais adaptadas às queimadas (BALCH et al., 2013, 2015; COCHRANE; LAURANCE, 2002; MORTON et al., 2013; NEPSTAD et al., 2002; STAVER et al., 2014) e, na medida em que os incêndios se tornam mais frequentes, a composição da comunidade é alterada, prevalecendo espécies com características mais resistentes ao efeito do fogo, como por exemplo, aquelas que apresentam maior espessura da casca (BALCH et al., 2015).

No presente estudo, os efeitos negativos na riqueza e diversidade de espécies foram mais evidentes nas áreas queimadas por três vezes (Q3). Neste caso, a resistência e a sensibilidade diferencial ao fogo em diferentes espécies acarretou uma substituição de espécies generalistas, por espécies especialistas. Quanto mais uma floresta é queimada, mais ela se distingue da composição e estrutura iniciais (BARLOW; PERES, 2008). Esse mesmo padrão é observado no Cerrado, mesmo este sendo adaptado ao efeito do fogo, onde a frequência de queimadas não controladas provoca mudanças drásticas na vegetação (BRANDO; DURIGAN, 2005).

De forma que, incêndios recorrentes alteram a estrutura e o microclima da floresta, facilitando a invasão e o estabelecimento de gramíneas (GROSSO et al., 2013), além de aumentar o combustível fino, que favorece a ocorrência de novos incêndios com maior intensidade, levando a mortalidade das árvores de grande e pequeno porte (BRANDO et al., 2014b; HOFFMANN et al., 2004). A intensidade do fogo é diretamente ligada à disponibilidade de matéria orgânica, ou seja,

o acúmulo do material vegetal aumenta a inflamabilidade dos ambientes, acarretando novos episódios de queimadas mais severas (MIRANDA et al., 2013).

Observamos que os efeitos do fogo comprometeram a vegetação independentemente do tamanho do estrato. As áreas queimadas há mais tempo (Q1. 1999), por exemplo, apresentaram riqueza similar às áreas controle (NQ), quando comparadas com todos os estratos juntos, porém, quando comparamos a composição florística entre os tratamentos e estratos, a composição diferiu principalmente nos estratos maiores (árvores jovens). De certa forma, há indícios que essas áreas estão em processo de regeneração natural, porém, esse processo é lento, e a recuperação desses ambientes podem levar décadas (BARLOW; PERES, 2008). A composição florística da área Q1. 2010 continuou deteriorada (indicada pela quantidade significativa de bambus, bananeiras e gramíneas), mesmo após cinco anos de recuperação. A priori, defendemos a hipótese que a intensidade do fogo nas áreas Q1. 2010 foi suficientemente alta, ao ponto de se assemelhar às áreas Q3. O fogo, quanto mais intenso, maior eliminação dos resíduos presentes, afetando a heterogeneidade do ambiente e diretamente o número de espécies (CHAZDON, 2012).

De forma geral, as áreas queimadas há mais tempo regeneram para um estado muito próximo do que era em áreas não queimadas. Esse resultado sugere que florestas em regeneração protegidas contra queimadas recorrentes podem ser recuperadas naturalmente. Esse fenômeno é especialmente importante se for considerado as áreas manejadas para corte seletivo de madeira na Amazônia e na região de estudo. Caso estas áreas manejadas sejam protegidas contra queimadas, elas podem seguir para um estado similar ao de áreas florestais não queimadas. No entanto, caso estas áreas sejam submetidas a queimadas recorrentes, elas podem caminhar para um empobrecimento e homogeneização biótica.

4.2 Similaridade e abundância pós-fogo entre os estratos

A ausência de determinadas espécies nas áreas queimadas não significa que tenham sido definitivamente extirpadas pelo fogo. A recuperação da riqueza florística pode estar relacionada com o tamanho do indivíduo. Ao avaliarmos a composição inicial dos estratos, percebemos que as plântulas apresentaram maior diversidade, porém, ao compararmos aos demais estratos (arvoretas e árvores jovens), observamos que, conforme o estrato vai crescendo a riqueza vai reduzindo e permanecem as espécies mais resistentes ao efeito do fogo.

A composição inicial, em todos os tratamentos, foi dominada por espécies colonizadoras. A maior diversidade no estrato das plântulas está ligada à restauração da vegetação pelo banco de

sementes presentes no solo, que atua na resiliência da composição florística após distúrbios (JOHNS; BARRETO; UHL, 1996). Porém, essas espécies são altamente vulneráveis a queimadas, sendo incapazes de tolerar o estresse térmico induzido pelo fogo (BARLOW; PERES, 2008). As queimadas reduzem a densidade dos indivíduos menores (BALCH et al., 2011), além de deixar cicatrizes nos indivíduos remanescentes (BARLOW; SILVEIRA; COCHRANE, 2010). Indivíduos menores são mais sensíveis ao fogo devido ao menor diâmetro, baixa altura da copa e espessura da casca, uma vez que indivíduos com casca menos espessa e com menor densidade da madeira seriam as mais afetadas (BALCH et al., 2013; BRANDO et al., 2012).

As queimadas frequentes provocam mudanças florísticas, estruturais e funcionais, de forma que conduz a floresta a um sistema de sucessão precoce (XAUD et al., 2013), induzida principalmente pela perda de espécies mais especialistas a um conjunto de espécies generalistas tolerantes a perturbações (BAISER et al., 2012). Dessa forma, a frequência desse evento resultou na homogeneização biótica, processo pelo qual a biodiversidade perde suas especificidades e reduz a diversidade, favorecendo o estabelecimento de espécies similares (BAISER et al., 2012). Como visto nas áreas Q1. 2010 e Q3, a redução da diversidade beta provocada pela a homogeneização, através da remoção dos indivíduos das populações de origem provocada pelas queimadas (OLDEN et al., 2004). Essa perda na diversidade é impulsionada pela alta capacidade de dispersão das espécies generalistas (SOLAR et al., 2015).

Outro fator relevante na redução das espécies durante o período de regeneração pode estar ligado aos eventos de seca extrema que vem ocorrendo nas últimas décadas. As áreas aferidas passaram pelos episódios do fenômeno El Niño registrado em 1997/1998, 2005, 2010 e 2015, que certamente provocou condições climáticas favoráveis que influenciasses as queimadas nessas áreas. A seca resultou numa redução na resposta fisiológica das árvores tropicais, afetando a assimilação e alocação de carbono, bem como o risco de mortalidade (PHILLIPS et al., 2009), reduzindo o crescimento das árvores (VLAM et al., 2013), além da redução da biomassa (através do aumento da mortalidade de árvores) e produtividade (definida com os ganhos de crescimento das hastes mais o recrutamento) (FELDPAUSCH et al., 2016)(FELDPAUSCH et al., 2016).

Segundo BALCH et al. (2015), os recentes registros de seca causaram elevada mortalidade de árvores induzidas principalmente pelas queimadas. As mudanças climáticas associadas a secas extremas, corte seletivo e desflorestamento, intensificam ainda mais os incêndios na Amazônia, alterando a dinâmica do combustível da floresta, além de favorecer incêndios frequentes e, por

consequência, levar a degradação da vegetação em curto espaço de tempo (BALCH, 2008; BRANDO; OLIVERIA-SANTOS; ROCHA, 2016; BRANDO et al., 2014b). A velocidade com que tais alterações estão ocorrendo (i.e., queimadas recorrentes, expansão agrícola e exploração madeireira) podem acelerar o processo de empobrecimento do solo e, em consequência, levar a redução ou até mesmo extirpação na composição florística das florestas. Logo, sugerimos atenção particular à prevenção de incêndios recorrentes a fim de se manter a biodiversidade dessas florestas.

5. CONCLUSÃO

Na região sul-Amazônica, florestas queimadas há quase duas décadas se regeneram para um estado próximo do ambiente natural. Portanto, florestas em regeneração quando protegidas contra queimadas recorrentes são resilientes. Entretanto, em florestas submetidas a sucessivas queimadas em florestas ocorre a redução na riqueza de espécies e no número de indivíduos lenhosos. Assim, áreas submetidas a queimadas recorrentes podem caminhar para uma homogeneização biótica, tal como observado nas áreas queimadas frequentemente. Por fim, as plântulas, em comparação com os estratos de maior porte no sub-bosque das florestas estudadas, tendem a apresentar maior riqueza de espécies quando o evento de queimada ocorreu há pelo menos 15 anos, sendo que a riqueza de espécies é distinta nos diferentes estágios de desenvolvimento, com efeito direto sobre a estrutura e a composição florística da comunidade.

6. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- ALENCAR, A. et al. Desmatamento na Amazônia: Indo Além da “Emergência Crônica”. **Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia**, p. 1–88, 2004.
- ALENCAR, A.; VERA, C. Forest Understory Fire in the Brazilian Amazon in ENSO and Non-ENSO Years : Area Burned and. v. 10, n. 6, 2006.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. n. 2001, p. 32–46, 2006.
- ARAGÃO, L. E. O. C. et al. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 7, p. 1–5, 2007.
- ASNER, G. P. et al. Selective logging in the Brazilian Amazon. **Science (New York, N.Y.)**, v. 310, n. 5747, p. 480–2, 2005.
- BAISER, B. et al. Pattern and process of biotic homogenization in the New Pangaea. 2012.

- BALCH, J. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. p. 1–12, 2008.
- BALCH, J. K. et al. Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 1, p. 68–77, 2011.
- BALCH, J. K. Comment on “ The Incidence Implications for REDD ”. v. 1627, n. 2010, 2011.
- BALCH, J. K. et al. Effects of high-frequency understorey fires on woody plant regeneration in southeastern Amazonian forests Effects of high-frequency understorey fires on woody plant regeneration in southeastern Amazonian forests. n. April, 2013.
- BALCH, J. K. et al. The Susceptibility of Southeastern Amazon Forests to Fire : Insights from a Large-Scale Burn Experiment. v. 65, n. 9, p. 893–905, 2015.
- BALDOCCHI, D. Managing land and climate. **Nature Publishing Group**, v. 4, n. 5, p. 330–331, 2014.
- BARLOW, J.; PERES, C. A. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1787–1794, 2008.
- BARLOW, J.; SILVEIRA, J. M.; COCHRANE, M. A. Fire scars on amazonian trees: exploring the cryptic fire history of the Ilha de Maraca. **Biotropica**, v. 42, n. 4, p. 405–409, 2010.
- BRANDO, P. M. et al. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: The roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. **Global Change Biology**, v. 18, n. 2, p. 630–641, 2012.
- BRANDO, P. M. et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 111, n. 17, p. 6347–52, 2014a.
- BRANDO, P. M. et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 17, p. 6347–6352, 2014b.
- BRANDO, P. M.; DURIGAN, G. Changes in cerrado vegetation after disturbance by frost (S??o Paulo State, Brazil). **Plant Ecology**, v. 175, p. 205–215, 2005.
- BRANDO, P. M.; OLIVERIA-SANTOS, C.; ROCHA, W. Effects of experimental fuel additions on fire intensity and severity : unexpected carbon resilience of a neotropical forest. p. 2516–2525, 2016.

BRASIL. IBGE. **Informações ambientais, pedologia e mapas.** Disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/pedologia/mapas/unidades_da_federacao/mt_pedologia.pdf. Acesso em: 12 dezembro 2016.

CHAO, A.; JOST, L. Coverage-based rarefaction and extrapolation : standardizing samples by completeness rather than size Author (s): Anne Chao and Lou Jost Published by : Wiley Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/41739612> REFERENCES Linked references are available on. v. 93, n. 12, p. 2533–2547, 2016.

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais Tropical forest regeneration. **Cienc. Nat.**, v. 7, n. 3, p. 195–218, 2012.

COCHRANE, M. A. Forest fire, deforestation and landcover change in the Brazilian Amazon. **The Joint Fire Science Conference and Workshop**, v. 1985, p. 1–7, 1999.

COCHRANE, M. A. Fire science for rainforests. v. 421, n. February, p. 913–919, 2003.

COCHRANE, M. A.; BARBER, C. P. Climate change, human land use and future fires in the Amazon. **Global Change Biology**, v. 15, n. 3, p. 601–612, 2009.

COCHRANE, M. A.; LAURANCE, W. F. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. v. 1, p. 311–325, 2002.

DOUGHTY, C. E. et al. Drought impact on forest carbon dynamics and fluxes in Amazonia. **Nature**, v. 519, n. 7541, p. 78–82, 2015.

ENGELBRECHT, B. M. J. et al. Drought sensitivity shapes species distribution patterns in tropical forests. **Nature**, v. 447, n. 7140, p. 80–82, 2007.

FELDPAUSCH, T. R. et al. Amazon forest response to repeated droughts. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 30, n. 7, p. 964–982, 2016.

FU, R. et al. Increased dry-season length over southern Amazonia in recent decades and its implication for future climate projection. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 45, p. 18110–18115, 2013.

GRACE, J. et al. Productivity and carbon fluxes of tropical savannas. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 387–400, 2006.

GROSSO, M. et al. Lenhosa de um cerrado típico , Mato Grosso , Brasil Resumo Neste estudo foram avaliadas as mudanças na composição florística e na estrutura da vegetação lenhosa logo após The present study aimed to evaluate changes in floristic composition and structure of the woody vegetation. v. 64, n. 2, p. 211–221, 2013.

- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST : PALEONTOLOGICAL STATISTICS SOFTWARE PACKAGE FOR EDUCATION AND DATA ANALYSIS. v. 4, n. 1, p. 1–9, 2001.
- HOFFMANN, W. A. et al. Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. p. 99–103, 2004.
- HSIEH, T. C.; CHAO, A. iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). 2016.
- HUMMEL, A. C. et al. A atividade madeireira na Amazônia brasileira: produção, receita e mercados. **Serviço Florestal Brasileiro, Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia**, p. 32, 2010.
- IVANAUSKAS, N. M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R. R. Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu Phytogeographical classification of the Upper Xingu River forest. v. 38, n. 3, p. 387–402, 2008.
- JOHNS, J. S.; BARRETO, P.; UHL, C. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 89, n. 1-3, p. 59–77, 1996.
- KENNARD, D. K. et al. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. v. 162, p. 197–208, 2002.
- LIU, J. et al. Contrasting carbon cycle responses of the tropical continents to the 2015–2016 El Niño. **Science**, v. 358, p. 191, 2017.
- MALHI, Y.; GRACE, J. Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. **Tree**, v. 15, n. 8, p. 332–337, 2000.
- MELO, A. S. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 0–0, 2008.
- MELO, A. C. G. DE; DURIGAN, G. Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 33, p. 37–50, 2010.
- MIRANDA, A. C. et al. Soil and air temperatures during prescribed cerated fires in Central Brazil Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in Central Brazil. n. May, 2013.
- MORTON, D. C. et al. Understorey fire frequency and the fate of burned forests in southern Amazonia. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 368, n. 1619, p. 20120163, 2013.
- NASA (2016). <https://earthobservatory.nasa.gov/IOTD/view.php?id=88308>.

- NEPSTAD, D. et al. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, v. 154, n. 3, p. 395–407, 2001.
- NEPSTAD, D. C. et al. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, n. 1997, p. 505–508, 1999.
- NEPSTAD, D. C. et al. The effects of partial throughfall exclusion on canopy processes , aboveground production , and biogeochemistry of an Amazon forest. v. 107, p. 1–18, 2002.
- OKSANEN, A. J. et al. Package “ vegan ”(Version 2.4-0). URL <https://cran.r-project.org>, <https://github.com/vegandevs/vegan>, 2016.
- OLDEN, J. D. et al. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. v. 19, n. 1, p. 18–24, 2004.
- OLDEN, J. D.; ROONEY, T. P.; N, P. S. On defining and quantifying biotic homogenization. p. 113–120, 2006.
- PALACE, M. et al. Necromass in undisturbed and logged forests in the Brazilian Amazon. v. 238, p. 309–318, 2007.
- PHILLIPS, O. L. et al. of the Amazon Rainforest. v. 1344, n. March, p. 1344–1347, 2009.
- POTTER, K. A.; ARTHUR WOODS, H.; PINCEBOURDE, S. Microclimatic challenges in global change biology. **Global Change Biology**, v. 19, n. 10, p. 2932–2939, 2013.
- RESTOM, T. G.; NEPSTAD, D. C. Seedling growth dynamics of a deeply rooting liana in a secondary forest in eastern Amazonia. v. 190, p. 109–118, 2004.
- SCHWENK, K. et al. Grand challenges in organismal biology. **Integrative and Comparative Biology**, v. 49, n. 1, p. 7–14, 2009.
- SILVA, V. F. DA et al. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 4, p. 701–716, 2005.
- SOLAR, R. R. DE C. et al. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes ? p. 1108–1118, 2015.
- STAVER, A. C. et al. The Global Extent and Determinants of. v. 230, n. 2011, 2014.
- VLAM, M. et al. Temperature and rainfall strongly drive temporal growth variation in Asian tropical forest trees. 2013.
- XAUD, H. A. M. et al. Forest Ecology and Management Tropical forest degradation by mega-fires in the northern Brazilian Amazon. v. 294, p. 97–106, 2013.