

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

**AVALIAÇÃO TEMPORAL DAS CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS
DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM TRÊS FITOFISIONOMIAS DE CERRADO NO
LESTE DE MATO GROSSO, BRASIL**



GIOVANA ZILLI

Ecologia e Conservação
PROGRAMA DE MESTRADO - UNEMAT

NOVA XAVANTINA – MATO GROSSO
JULHO, 2012

AVALIAÇÃO TEMPORAL DAS CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS DE
ESPÉCIES ARBÓREAS EM TRÊS FITOFISIONOMIAS DE CERRADO NO LESTE
DE MATO GROSSO, BRASIL

Dissertação apresentada 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.

Orientador: Dr. Marco Antonio Camillo de Carvalho

Co-orientadora: Dra. Beatriz Schwantes Marimon

NOVA XAVANTINA – MATO GROSSO

JULHO, 2012

**AVALIAÇÃO TEMPORAL DAS CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS DE
ESPÉCIES ARBÓREAS EM TRÊS FITOFISIONOMIAS DE CERRADO NO
LESTE DE MATO GROSSO, BRASIL**

GIOVANA ZILLI

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

Aprovada em 23 de Julho de 2012, pela BANCA EXAMINADORA:



Dr. Marco Antonio Camillo de Carvalho
Universidade Estadual do Mato Grosso
Campus de Alta Floresta
Orientador



Dr. Frederico Augusto Guimarães Guilherme
Universidade Federal de Goiás
Campus Jataí
Membro Titular



Dr. Ben Hur Marimon Junior
Universidade Estadual do Mato Grosso
Campus de Nova Xavantina
Membro Titular

Dr. Eddie Lenza de Oliveira
Universidade Estadual do Mato Grosso
Campus de Nova Xavantina
Membro Suplente

SUMÁRIO

RESUMO	iii
ABSTRACT	iv
1. INTRODUÇÃO	5
2. MATERIAL E MÉTODOS	7
2.1 Área de estudo	8
2.2 Coleta de Dados	11
2.3 Análise de dados	12
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	14
4. CONCLUSÕES	26
5. AGRADECIMENTOS	27
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	27

RESUMO

Estudos que analisam as características funcionais de comunidades vegetais permitem a identificação dos processos que atuam na estruturação e funcionamento das comunidades biológicas. Estes estudos tem se mostrado mais sensíveis na detecção de respostas das comunidades às mudanças ambientais, do que as medidas tradicionais de diversidade. Foram investigadas possíveis variações temporais das características funcionais de espécies lenhosas de três fitofisionomias de Cerrado no leste de Mato Grosso, onde foram analisadas as características funcionais de 195 espécies, sendo 88 no cerrado típico, 89 no cerradão e 105 na mata de galeria, sendo 87 espécies comuns em pelo menos duas fitofisionomias. O estudo se baseou em listas de levantamentos florísticos e fitossociológicos em áreas ao longo de um espaço temporal. Foi verificada variação nos valores de diversidade funcional ao longo dos anos apenas para as comunidades de cerrado típico e cerradão. Já na comunidade de mata de galeria o valor de diversidade funcional permaneceu constante no período avaliado. As três comunidades apresentaram variações na riqueza de espécies e número de indivíduos ao longo dos inventários, provavelmente atribuídas às mudanças climáticas e eventos de seca e fogo que ocorreram nas áreas durante o período de estudo. Na comunidade de cerrado típico o fogo pode estar atuando como um filtro ambiental, selecionando espécies com características funcionais mais similares. Os resultados mostraram que mesmo após períodos de seca, variações climáticas e perturbações causadas pelo fogo, que causaram a entrada e saída de indivíduos e espécies nas comunidades, não produziram diminuição nos valores de diversidade funcional. Pelo contrário, estes valores aumentaram, ou pelo menos, foram mantidos ao longo do tempo nas comunidades, demonstrando a importância de se conhecer melhor as características funcionais de cada espécie na comunidade, para entender mais sobre as estratégias, adaptações e variações das comunidades em função do gradiente temporal e dos processos que ocorrem nas comunidades e que as mantêm em funcionamento.

Palavras-chave: Diversidade funcional, Comunidade, Filtro ambiental, Fogo.

ABSTRACT

Studies that analyze the functional characteristics of plant communities allow the identification of processes that operate in the structuring and functioning of biological communities. These studies have shown to be more sensitive in detecting responses of communities to environmental changes, than traditional measures of diversity. It was investigated possible temporal variations of the functional characteristics of woody species of three phytophysiognomies types the Cerrado vegetation in eastern Mato Grosso, where we analyzed the functional characteristics of 195 species, of which 88 in typical cerrado, 89 in cerradão and 105 in the gallery forest, being 87 common species in at least two phytophysiognomies types. The study was based on lists of floristic and phytosociological lifting in areas along a timeline. It was verified variation in the observed in the values of functional diversity over the years only to communities of typical cerrado and cerradão. Already in the gallery forest community the value of functional diversity remained constant during the study period. The three communities presented variations in species richness and number of individuals along the inventories, probably attributed to climate change, drought and fire events that occurred in the area during the study period. In typical cerrado community the fire may be acting as a environmental filter, selecting species with functional characteristics more similar. The results showed that even after periods of drought, climate variability and disturbances caused by fire, which caused the entry and exit of individuals and species in communities, no produced decrease in values of functional diversity. On the contrary, these values increased, or at least, were maintained over time in the communities, demonstrating the importance of better understanding the functional characteristics of each species in the community, to understand more about the strategies, adaptations and variations of communities according temporal gradient and the processes that occur in communities and that keeps them running.

Keywords: Functional Diversity, Community, Environmental Filter, Fire.

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, os índices tradicionais de diversidade vegetal, que levam em conta apenas a riqueza e abundância de espécies, deixam uma lacuna no que se refere às informações sobre o funcionamento (Díaz & Cabido 2001) ou os processos que levam à diversidade nas comunidades (Shimatani 2001). Por isso, cada vez mais vem sendo requeridas informações mais completas, que permitem compreender melhor os diversos processos ecológicos de estruturação das comunidades biológicas. Tais informações podem ser acessadas em estudos de diversidade funcional das espécies (Petchey & Gaston 2006; Mouchet et al. 2010).

Os estudos que analisam as características funcionais da vegetação (Petchey & Gaston 2006) incorporam informações mais detalhadas sobre as espécies ou indivíduos (Cianciaruso 2009) e têm se mostrado mais sensíveis para detectar respostas das comunidades às mudanças ambientais do que as medidas tradicionais de diversidade (Ricotta et al. 2005; Petchey & Gaston 2006). E também, com as medidas de diversidade funcional tornam-se possíveis a identificação de processos que estruturam as comunidades biológicas (Mouchet et al. 2010).

Os padrões de diversidade dos traços funcionais podem ser extremamente valiosos para a compreensão dos processos de estruturação de uma comunidade vegetal, e com isso ajudam subsidiar fortes argumentos para a conservação dos habitats (Mayfield et al. 2006).

Neste contexto, os estudos sobre a diversidade funcional de comunidades vegetais do Cerrado vêm sendo usados na busca da compreensão da estrutura das comunidades deste bioma (Cianciaruso et al. 2009, 2010; Loiola et al. 2010; Batalha et al. 2011), visando a sua conservação, pois atualmente o Cerrado encontra-se classificado como um *hotspot*, ou seja, uma área importante para a conservação devido à alta pressão antrópica a que vem sendo submetido (Maury 2002; Klink & Machado 2005).

Os maiores distúrbios que as formações vegetais de Cerrado enfrentam atualmente, além do desmatamento, são as queimadas, pois o bioma apresenta um clima sazonal e passa anualmente por um período de seca de até seis meses (Oliveira 2008). Esta sazonalidade climática favorece a ocorrência do fogo, que pode ser natural ou antrópico (Coutinho 1990; Fiedler et al. 2004) conduzindo, ao longo do tempo,

adaptações vegetativas e reprodutivas das plantas deste bioma para persistirem no ambiente (Bucci et al. 2005; Oliveira 2008; Miranda et al. 2004).

Tanto a presença quanto a exclusão do fogo e mudanças na frequência ou na época das queimadas podem alterar a estrutura e a composição florística de uma comunidade vegetal do Cerrado (Moreira 2000; Hoffmann & Solbrig 2003). Apesar das pressões, o Cerrado tem se mostrado resiliente ao fogo e outros distúrbios (Felfili et al. 2000; Hoffmann 2000), pois suas espécies apresentam uma alta capacidade de regeneração natural através de banco de sementes ou por rebrotas (Barreira et al. 2002; Hoffmann 2005). Além da ocorrência do fogo, perturbações antrópicas, como atividades agropecuárias, vem causando importantes alterações na composição de espécies, na estrutura das comunidades e populações e inclusive em parâmetros físicos das diferentes fitofisionomias do Cerrado (Eiten 1972; Ribeiro & Walter 2008).

O Cerrado engloba formações florestais, savânicas e campestres (Ribeiro & Walter, 2008), destacando-se o cerradão, uma típica fisionomia florestal (Ribeiro & Walter 1998; Durigan & Ratter 2006) cuja composição florística pode ser variável conforme a fertilidade do solo (Ribeiro e Walter 1998; Marimon-Junior e Haridasan 2005). As matas de galeria também são formações florestais, sendo associadas a cursos d'água de pequeno porte (Ribeiro & Walter 1998) e abrigando uma grande riqueza e diversidade biológica, além da importância na proteção dos recursos hídricos, edáficos e da fauna silvestre (Pinto & Oliveira-Filho 1999; Ribeiro & Walter 2001; Souza et al. 2003). O cerrado sentido restrito é uma formação savânica que apresenta quatro subtipos: cerrado denso, típico, ralo e rupestre, caracterizados por diferentes graus de cobertura arbórea (Ribeiro & Walter 1998).

Tanto as formações florestais quanto as savânicas são reguladas por processos físicos, biológicos e ecológicos específicos que as mantêm em funcionamento. Dentre estes processos estão os mecanismos de dispersão de frutos e sementes (Terborgh 1990) e polinização (Barbosa & Sazima 2008), ambos necessários para a riqueza, manutenção e distribuição das plantas (Peternelli et al. 2004; Gomes et al. 2008). Com a dispersão, a semente pode ser conduzida a locais distantes da planta mãe, favorecendo a ocupação de novas áreas e evitando a competição, o que beneficia a germinação e sobrevivência das plântulas (Howe & Smallwood 1982).

Características de tamanho e tipo de frutos parecem ter se desenvolvido como uma adaptação aos seus dispersores ou predadores de sementes (van der Pijl 1982;

Cazetta et al. 2009). Além disso, características de tamanho e massa de sementes permitem compreender e prever a distribuição e abundância das espécies vegetais em ambientes naturais (Liancourt et al. 2009), influenciando as habilidades de dispersão, estabelecimento (Lavergne et al. 2003) e capacidade de lidar com distúrbios (Westoby 1998). Visto que plantas que investem em recursos de armazenamento nas sementes, podem beneficiar a plântula para sobrevivência e estabelecimento diante de condições menos favoráveis no ambiente (Westoby 1998; Paz & Martínez-Ramos 2003).

Com o processo de polinização, tanto espécies da fauna como da flora podem ser beneficiadas, e este é mais um processo ecológico fundamental para que as funções do ecossistema sejam mantidas (Del-Claro & Torezan-Silingardi 2012). Visto que inúmeras espécies arbóreas, cerca de 99%, dependem dos vetores de polinização para realizar a reprodução sexuada (Bawa 1990). Essas interações são favorecidas pela heterogeneidade dos recursos florais oferecidos para os visitantes, refletindo na diversidade de organismos polinizadores (Barbosa & Sazima 2008; Del-Claro & Torezan-Silingardi 2012).

Frente aos inúmeros processos de interações que ocorrem nas comunidades de Cerrado, que ainda são pouco estudadas, além da escassez de estudos que foquem a diversidade funcional em comunidades de Cerrado na região Leste de Mato Grosso, este trabalho teve como objetivo investigar possíveis variações temporais das características funcionais de espécies lenhosas de três fitofisionomias de Cerrado, buscando fornecer informações consistentes para a conservação destas formações de Cerrado, bem como para estudos futuros de diversidade funcional neste bioma.

Desta forma, baseados no conhecimento de que o fogo exerce influência sobre as características funcionais das comunidades florestais e savânicas, foi levantada a hipótese de que o valor de diversidade funcional seria modificado entre o período analisado nas três áreas estudadas, sendo que as fitofisionomias de formação florestal devem apresentar maiores alterações no valor de diversidade funcional devido estas comunidades não serem tão adaptadas à passagem do fogo quanto formações savânicas, que são comunidades mais adaptadas e precisam da ocorrência do fogo para sua manutenção.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em três fitofisionomias de Cerrado: mata de galeria, cerradão e cerrado típico, no Parque Municipal do Bacaba, PMB (Figura 1), onde está localizado o *Campus* de Nova Xavantina da Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), na região leste de Mato Grosso, na transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica (Marimon et al. 2006).

O Parque do Bacaba apresenta uma área de aproximadamente 470 ha e engloba diversas fitofisionomias, que vão desde formações florestais, com fragmentos de cerradão e mata de galeria (Marimon et al. 2001; Marimon-Junior & Haridasan 2005), à savânicas, como o cerrado típico (Ribeiro & Walter 2008), que é a fitofisionomia dominante no Parque, ocupando cerca de 154 ha (Rossete et al. 2001).

A fitofisionomia de cerrado típico possui padrão tipicamente savânico com estrato herbáceo-graminoso abundante e espécies que atingem altura máxima de 7,5 metros (Marimon-Junior & Haridasan 2005). Com árvores de maior porte e maior biomassa que o cerrado típico, a fitofisionomia de cerradão ocupa aproximadamente 15 ha no PMB e apresenta indivíduos que atingem altura maior que 14 m, dossel fechado e um padrão tipicamente florestal, com presença de cipós e vegetação graminosa-herbácea muito rara (Marimon-Junior & Haridasan 2005).

A fitofisionomia de mata de galeria é uma formação florestal muito diversa, está associada ao Córrego Bacaba e ocupa cerca de 40 ha da área do Parque. Apresenta indivíduos que atingem altura de até 25 metros, com presença de sub-bosque e dossel fechado. Apresenta uma declividade média variando de 5 a 42%, onde alguns trechos ocorrem sobre afloramentos rochosos de quartzito com drenagem rápida do solo. Os trechos sem afloramentos rochosos ocorrem sob menor declividade, com drenagem deficiente do solo e afloramento do lençol freático no período chuvoso (Marimon et al. 2001, 2002, 2003).

Os solos das áreas de estudo são predominantemente distróficos, álicos e ácidos com texturas que variam de acordo com sua profundidade, com reduzidos níveis de cálcio nas camadas superficiais (Marimon-Junior & Haridasan 2005).

A altitude do PB varia entre 250 a 300 m (Marimon et al. 1998), o clima é do tipo tropical de savana (Aw segundo Köppen), possui temperatura média anual de 25°C, precipitação média anual de 1.550 mm (Abad & Marimon 2008) e duas estações

definidas, uma seca de abril a setembro e uma chuvosa de outubro a março (Nimer 1989).

Em julho de 2001 foi registrada uma queimada no Parque que atingiu grande parte de algumas áreas estudadas, cerca de 70% das parcelas de mata de galeria e 20% do cerrado típico. Em setembro de 2008 foi registrada outra queimada no Parque que atingiu as três áreas de estudo em proporções similares (cerca de 30%).

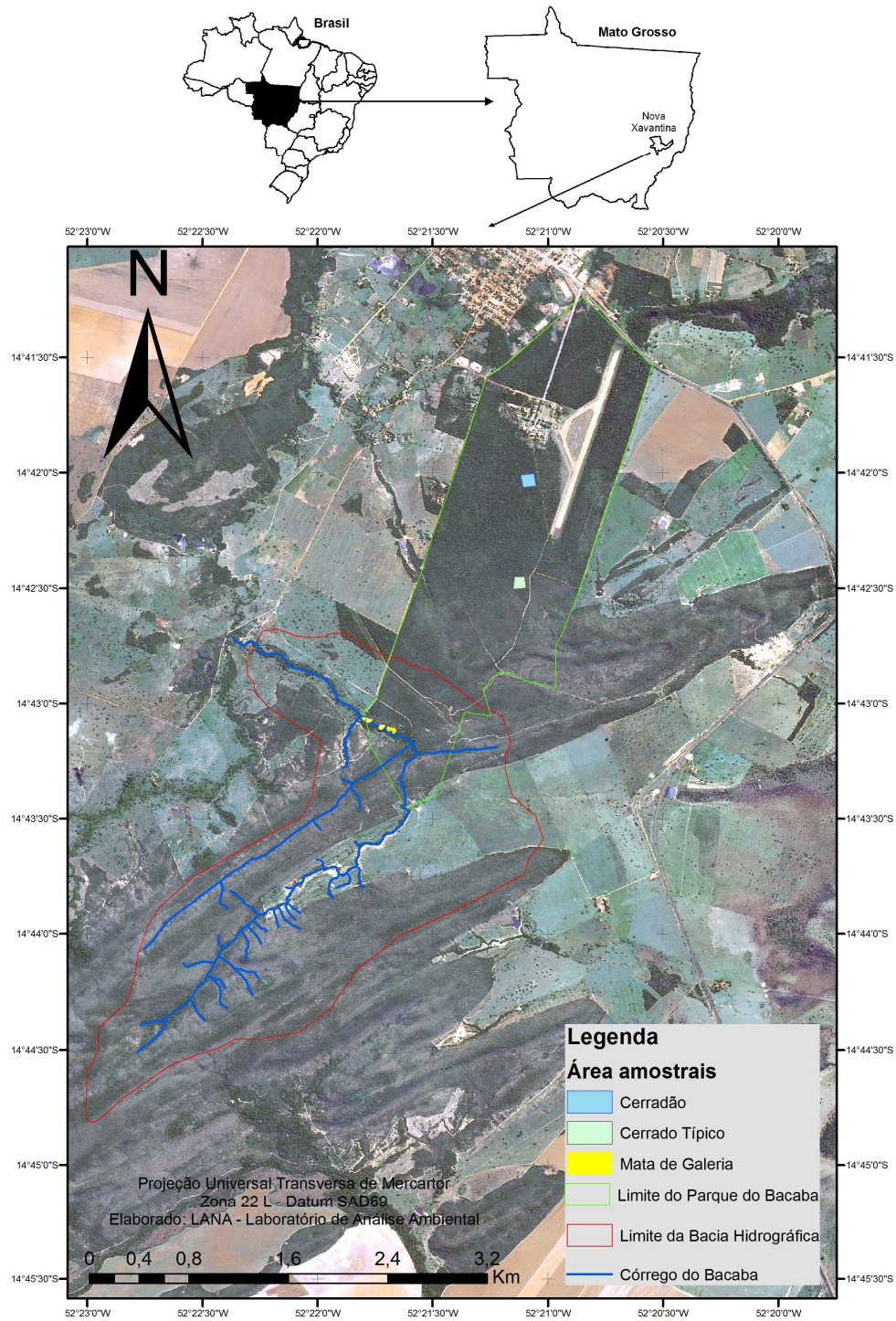


Figura 1 - Localização da área de estudo no Parque do Bacaba, Município de Nova Xavantina, MT. Fonte: LANA – Laboratório de Análise Ambiental, UNEMAT, 2012.

2.2 Coleta de Dados

As espécies do presente estudo foram amostradas em levantamentos fitossociológicos e florísticos realizados anteriormente em parcelas permanentes, cujas listas e características estruturais foram publicadas em Marimon-Junior & Haridasan (2005), Marimon et al. (2001, 2002, 2010), Mews et al. (2011), Franczak et al. (2011) e Miguel et al. (2011a,b).

Para a determinação das características funcionais foram coletados, em campo, frutos e sementes das espécies contidas nas listas dos levantamentos anteriormente realizados nas três áreas de estudo (cerrado típico, cerradão e mata de galeria), bem como foram realizadas observações em campo das demais características funcionais, como dispersão de sementes e polinização. As coletas em campo foram realizadas em visitas quinzenais no período fevereiro de 2011 à março de 2012.

As espécies que não foram encontradas produzindo frutos em campo tiveram as características funcionais e demais informações adquiridos a partir de consultas em material bibliográfico e sites específicos. Em média 15 frutos e 15 sementes de cada espécie foram coletados e medidos com paquímetro digital ou régua. Posteriormente, esse material foi colocado para secar em estufa a 70°C até obtenção de peso constante e pesado em balança de precisão (massa seca). Os traços funcionais analisados e seus respectivos significados ecológicos estão na Tabela 1 e foram baseados em Cornelissen et al. (2003) e Cianciaruso (2009).

As datas dos inventários das áreas do estudo foram as seguintes: no cerrado típico em 2002, 2006, 2008 e 2011, no cerradão em 2002, 2005, 2008 e 2010 e na mata de galeria em 1999, 2006 e 2011. As listas das áreas que estão publicadas apontaram 129 espécies na mata de galeria em 1999 (Marimon et al. 2002) e 135 espécies em 2006 (Miguel et al. 2011a,b). No cerradão foram 77 espécies em 2002 (Marimon-Junior & Haridasan 2005), 95 espécies em 2005 e 84 em 2008 (Franczak et al. 2011). Para o cerrado típico foram amostradas 77 espécies em 2002 (Marimon-Junior & Haridasan 2005) e 80 em 2006 (Mews et al. 2011).

Os inventários das áreas consistiram em 50 parcelas permanentes de 10 x 10 m, totalizando 0,5 ha em cada, onde foram amostrados todos os indivíduos com diâmetro ≥ 5 cm na altura de 30 cm do solo (DAS_{30cm}) para o cerrado típico e o cerradão e DAP (diâmetro à altura do peito) ≥ 5 cm na mata de galeria em todos os levantamentos.

2.3 Análise de dados

Para avaliar a similaridade florística entre os anos de levantamentos em cada área foi utilizado o índice de Sørensen (CCs), baseado na presença e ausência das espécies (Brower & Zar 1977) e o índice de Morisita (IM) que é quantitativo e baseia-se na abundância de espécies (Brower & Zar 1977). Os valores destes índices variam entre 0 e 1, sendo que resultados com valores acima de 0,5 indicam elevada similaridade florística entre as comunidades (Kent & Coker 1992).

A quantificação da diversidade funcional (FD, *functional diversity*) se baseia nos fundamentos de uma análise de agrupamento e consiste em: *i*) obter uma matriz de características, *ii*) converter a matriz de características em uma matriz de distância, *iii*) realizar o agrupamento da matriz de distância para produzir um dendrograma, e *iv*) calcular o comprimento total das ramificações do dendrograma que ligam todas as espécies em determinada assembléia. Assim, inicialmente foi construída uma matriz de características com as espécies dispostas em linhas e todas as características coletadas em campo (Tabela 1) dispostas em colunas. A partir da matriz de características foi construída uma matriz de distância utilizando uma generalização da distância de Gower (Pavoine et al. 2009) dedicada ao tratamento de dados mistos (e.g. quantitativos e qualitativos). Em seguida, o dendrograma funcional foi produzido através do método de agrupamento pela média (UPGMA), com o qual foi calculada a diversidade funcional das comunidades estudadas.

Para quantificar a diversidade funcional observada em cada uma das comunidades (cerradão, mata de galeria e cerrado típico) foi utilizada a Distância Média de Pares (MPD, *Mean Pairwise Distance*), seguindo as recomendações de Webb (2000). Originalmente, a medida MPD foi proposta para quantificar a distância filogenética entre espécies. Entretanto, Pavoine & Bonsall (2011) destacam que qualquer índice baseado em distâncias entre espécies pode ser aplicado tanto para o cálculo da diversidade filogenética quanto para a diversidade funcional. Portanto, no presente trabalho, MPD quantifica a distância funcional de pares entre cada uma das espécies na comunidade e, então, indica a distância funcional média entre todos os táxons (Webb 2000). Para investigar se a diversidade funcional observada diferiu significativamente nas fitofisionomias estudadas ao longo dos anos, foi realizada uma

análise de variância de medidas repetidas (ANOVA) entre os respectivos valores de MPD.

Para investigar se a diversidade funcional em cada comunidade foi diferente da esperada ao acaso, foram utilizados modelos nulos para comparar os resultados observados de MPD com o esperado para 1000 comunidades construídas aleatoriamente, com base no banco total de espécies presente em cada fitofisionomia. Para construir as comunidades simuladas utilizou-se um modelo nulo aleatorizando o nome das espécies presentes no dendrograma funcional, calculando para cada interação valores simulados de MPD. Isso significa que todas as comunidades simuladas mantêm o mesmo número de espécies observado, embora possam ser compostas por qualquer espécie presente na fitofisionomia (Webb 2000).

Então, foi calculado o tamanho do efeito padronizado de MPD para cada uma das comunidades em relação as suas respectivas distribuições aleatorizadas:

$$\text{efeito padronizado (z)} = - (\text{obsMPD} - \text{rndMPD}) / \text{sd.rndMPD}$$

Onde obsMPD é o valor observado da medida em análise; rndMPD é a média dos valores aleatorizados da medida; e sd.rndMPD é o desvio padrão dos valores aleatorizados da medida.

Para investigar se a diversidade funcional observada diferiu do esperado pelo acaso foi calculada a média e o Intervalo de Confiança (IC) entre os menores e maiores quartis (0,025 e 0,975) dos valores de Z e efetuou-se a comparação com os valores de diversidade funcional observado. Para interpretação dos resultados foi adotado um nível de significância de 5% ($\leq 0,005$).

As análises foram realizadas utilizando-se os pacotes “vegan”, “ade4” e “picante” no ambiente computacional R (R Development Core Team 2010).

Tabela 1. Traços funcionais, baseados em Cornelissen et al. (2003) e Cianciaruso (2009), para calcular o valor de diversidade funcional das fitofisionomias de cerrado, mata de galeria e cerrado típico, Parque do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. mm= milímetros, g= gramas, Cat.= categórico.

Traços	Unidade	Significado ecológico
Tamanho do fruto	Mm	Vigor competitivo, capacidade de re/colonização
Tamanho da semente	Mm	Vigor competitivo, capacidade de re/colonização
Peso do fruto	G	Vigor competitivo, capacidade de re/colonização
Peso da semente	G	Vigor competitivo, capacidade de re/colonização
Tipo de dispersão	Cat.	Capacidade de re/colonização
Tipo de polinização	Cat.	Capacidade de re/colonização
Tipo de fruto	Cat.	Vigor competitivo, capacidade de re/colonização
Forma de vida	Cat.	Vigor competitivo, resposta a distúrbios

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As fitofisionomias analisadas apresentaram elevada riqueza florística (Marimon et al. 2002; Franczak et al. 2011; Mews et al. 2011; Miguel et al. 2011b), especialmente por estarem inseridas em um mosaico vegetacional na zona de transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica (Marimon et al. 2002).

As três áreas avaliadas apresentaram elevada similaridade na composição florística entre os anos dos inventários, (índice de Morisita e índice de Sørensen, respectivamente, Tabelas 2 e 3). Esta alta similaridade florística, entre os anos de levantamentos em cada uma das comunidades, pode ser explicada pela baixa intensidade dos eventos de perturbações que ocorreram nas áreas, tais como a seca (2005) e a queimada (2008), não sendo fortes o suficiente para resultar em baixa similaridade nas comunidades. Embora o fogo possua um papel importante na seleção de fenótipos e na composição de espécies de áreas savânicas de cerrado, a alta

similaridade sugere que as espécies arbustivo-arbóreas sejam muito resilientes a este distúrbio (Silva & Batalha 2010).

Tabela 2. Similaridade (índice de Morisita) das espécies lenhosas da comunidade de mata de galeria, cerradão, e cerrado típico, Nova Xavantina – MT.

Mata de Galeria			
	1999	2006	
2006	0.98		
2011	0.97	0.99	
Cerradão			
	2002	2005	2008
2005	0.95		0.99
2008	0.93	0.99	
2010	0.92	0.93	0.93
Cerrado Típico			
	2002	2006	2008
2006	0.97		1
2008	0.97	1	
2011	0.93	0.97	0.97

Tabela 3. Similaridade (índice de Sørensen) das espécies lenhosas da comunidade de mata de galeria, cerradão, e cerrado típico, Nova Xavantina – MT.

Mata de galeria			
	1999	2006	
2006	0.95		
2011	0.96	0.99	
Cerradão			
	2002	2005	2008
2005	0.95		0.98
2008	0.93	0.98	
2010	0.89	0.94	0.96
Cerrado Típico			
	2002	2006	2008
2006	0.95		1
2008	0.95	1	
2011	0.91	0.95	0.95

Foram amostradas e analisadas as características funcionais de 195 espécies, sendo 88 no cerrado típico, 89 no cerradão e 105 na mata de galeria, onde 87 são

comuns em pelo menos duas fitofisionomias. Apenas 15 espécies foram comuns entre as três fitofisionomias: *Agonandra brasiliensis*, *Astronium fraxinifolium*, *Bowdichia virgilioides*, *Curatella americana*, *Dipteryx alata*, *Emmotum nitens*, *Erythroxylum daphnites*, *Guapira graciliflora*, *Magonia pubescens*, *Matayba guianensis*, *Mimosa laticifera*, *Plathymenia reticulata*, *Qualea multiflora*, *Tachigali vulgaris* e *Xylopia aromatica*. As famílias mais representativas dentre as comunidades foram Fabaceae (30 espécies) e Myrtaceae (11).

A comunidade de cerrado típico apresentou valor médio de diversidade funcional observada com o índice MPD determinado em 0,571. Foi verificado nesta comunidade um aumento no valor de diversidade funcional ao longo dos anos de estudo ($F_{(3, 147)} = 4,968$, $p = 0,002$), corroborando com a hipótese de que o valor de diversidade funcional seria modificado entre os períodos analisados (Figura 2), uma vez que o acaso não é suficiente para explicar a diferença observada entre os anos de estudo. Entretanto, com testes *a posteriori* podemos observar onde ocorreram diferenças no valor de diversidade funcional observada, e nesta comunidade a diferença foi apenas entre os anos de 2002 e 2011 (Figura 2).

A comunidade de cerradão apresentou o valor médio da diversidade funcional observada de 0,593. Nessa fitofisionomia também verificamos um aumento no valor de diversidade funcional entre o primeiro e os demais anos de estudo, corroborando com a hipótese de que o valor de diversidade funcional seria significativamente modificado entre o período analisado ($F_{(3, 147)} = 19,733$, $p < 0,001$) (Figura 2).

A comunidade de mata de galeria apresentou o valor médio de diversidade funcional observada de 0,591, os quais não mudaram significativamente ao longo do período avaliado ($F_{(2, 98)} = 1,032$, $p = 0,361$) não corroborando com a hipótese do presente trabalho. Portanto assume-se que é muito alta a probabilidade do acaso explicar essa variação.

Nas três áreas estudadas, tanto a riqueza de espécies quanto o número de indivíduos sofreram alterações ao longo dos inventários (Figura 2), parâmetros aos quais a diversidade funcional pode estar relacionada. Neste caso, o aumento da riqueza pode aumentar a DF enquanto diminuições na riqueza de espécies podem diminuir a DF, pois muitas características funcionais resultam em uma estreita relação entre a diversidade funcional e a riqueza de espécies (Cianciaruso et al. 2009).

O cerrado típico estudado apresentou aumento no número de indivíduos observados em cada parcela ao longo dos anos de levantamento ($F_{(3, 147)}=180,54$, $p<0,001$) (Figura 2), o qual coincidiu com o aumento nos valores observados de diversidade funcional (p de Tukey $<0,001$). A riqueza de espécies também aumentou ao longo dos anos ($F_{(3, 147)}=151,60$, $p<0,001$), (Figura 2) e as diferenças foram significativas entre 2002, 2006 e 2008 (p de Tukey $<0,001$) e entre 2008 e 2011 (p de Tukey $<0,001$).

O cerradão apresentou aumento no número de indivíduos ($F_{(3,147)}=16,194$, $p<0,001$), coincidindo com o aumento nos valores observados de diversidade funcional. Entretanto, essa diferença foi encontrada apenas entre o levantamento de 2002 e os demais (p de Tukey $<0,001$) (Figura 2).

O cerradão apresentou variações na riqueza de espécies ao longo dos anos ($F_{(3, 147)}= 11,527$, $p<0,001$, Figura 2), cujas diferenças apontaram um aumento na riqueza de espécies entre 2002 e 2005 (p de Tukey $<0,001$). Entretanto, entre 2005 e 2010 observamos que o valor da riqueza diminuiu (p de Tukey= 0,011), retornando aos valores registrados em 2002 (p de Tukey= 0,053). A redução observada entre 2005 e 2010 pode estar ligada a um intenso evento de seca registrado em 2005 (Phillips et al. 2010), o qual pode ter levado a uma redução na riqueza de espécies desta comunidade.

Na mata de galeria o aumento do número de indivíduos não coincidiu com o aumento no valor de diversidade funcional, tal como observado no cerradão e no cerrado típico, embora o número de indivíduos tenha aumentado significativamente ao longo dos anos de levantamento ($F_{(2, 98)}=20,539$, $p<0,001$) (Figura 2). Entretanto, esta diferença pode ser observada apenas entre 1999 e os demais anos de estudo (p de Tukey $<0,001$). O aumento na riqueza de espécies na mata de galeria ao longo dos anos ($F_{(2, 98)}= 18,040$, $p<0,001$, Figura 2) seguiu o mesmo padrão registrado para o número dos indivíduos (p de Tukey $<0,001$).

O aumento no valor de diversidade funcional na comunidade de cerrado típico sugere que a passagem do fogo que ocorreu em 2008 tenha atuado nesta área como um *feedback* positivo, favorecendo o desenvolvimento de espécies que necessitam de abertura de clareiras para seu estabelecimento na comunidade, e mantendo aquelas resistentes ao fogo. Embora queimadas frequentes possam reduzir a diversidade funcional das espécies arbóreas (Cianciaruso et al. 2010; Silva et al. 2011), em menor frequência elas também podem ser responsáveis pelo aumento da diversidade funcional

(Cianciaruso et al. 2010), tal como observado no levantamento realizado três anos após a passagem do fogo de 2008 nesta comunidade (Figura 2). Neste caso, a resistência ao fogo que algumas espécies do cerrado possuem (Hoffmann 2000; Moreira 2000; Bond et al. 2005) permitem que as comunidades mantenham suas populações em decorrência à este distúrbio (Hoffmann 1998). Desta forma, em comunidades savânicas, o fogo pode atuar como um filtro ambiental, estruturando as características funcionais das comunidades (Pausas & Verdú 2008; Verdú & Pausas 2007) e tende a reunir espécies co-ocorrentes com nichos similares, ou seja, espécies com características funcionais semelhantes, persistindo na comunidade após os eventos de fogo (Chase 2003, Fukami et al. 2005), promovendo uma atração fenotípica na comunidade (Webb et al. 2002; Cianciaruso et al. 2009).

Após a queimada de 2008 foi registrado um aumento significativo, tanto na riqueza quanto no número de indivíduos na comunidade de cerrado típico. Neste caso, sugere-se que a mortalidade de algumas espécies menos resistentes ao fogo podem ter favorecido a entrada de outras espécies mais adaptadas. Enquanto que a persistência de algumas espécies na área queimada deve-se à capacidade que algumas espécies lenhosas do bioma Cerrado possuem para resistirem ao fogo (Hoffmann 2000; Moreira 2000).

Estudos têm demonstrado que o Cerrado é muito resiliente em termos de mudanças florísticas, apesar da ocorrência de queimadas (Felfili et al. 2000; Ratter et al. 2003; Mews et al. 2011). A grande capacidade de rebrota a partir de caules e raízes e demais tipos de reprodução vegetativa de muitas espécies do cerrado típico contribuem para garantir a elevada taxa de recrutamento nas comunidades (Hoffmann & Moreira 2002; Henriques & Hay 2002; Aquino et al. 2007).

Por outro lado, algumas espécies do Cerrado podem desaparecer após um ou mais eventos de queimada (Hoffmann 1999; Hoffmann & Moreira 2002; Aquino et al. 2007), o que provoca diminuição no número de indivíduos e de espécies arbóreas na comunidade (Moreira 2000; Miranda et al. 2002). Além disso, queimadas frequentes podem limitar a capacidade de rebrota das espécies não adaptadas ao fogo, resultando no aumento das taxas de mortalidade (Medeiros & Miranda 2008). Neste caso, a comunidade passa a ser dominada por indivíduos de pequeno porte e pode entrar em declínio (Felfli et al. 2000; Libano & Felfili 2006).

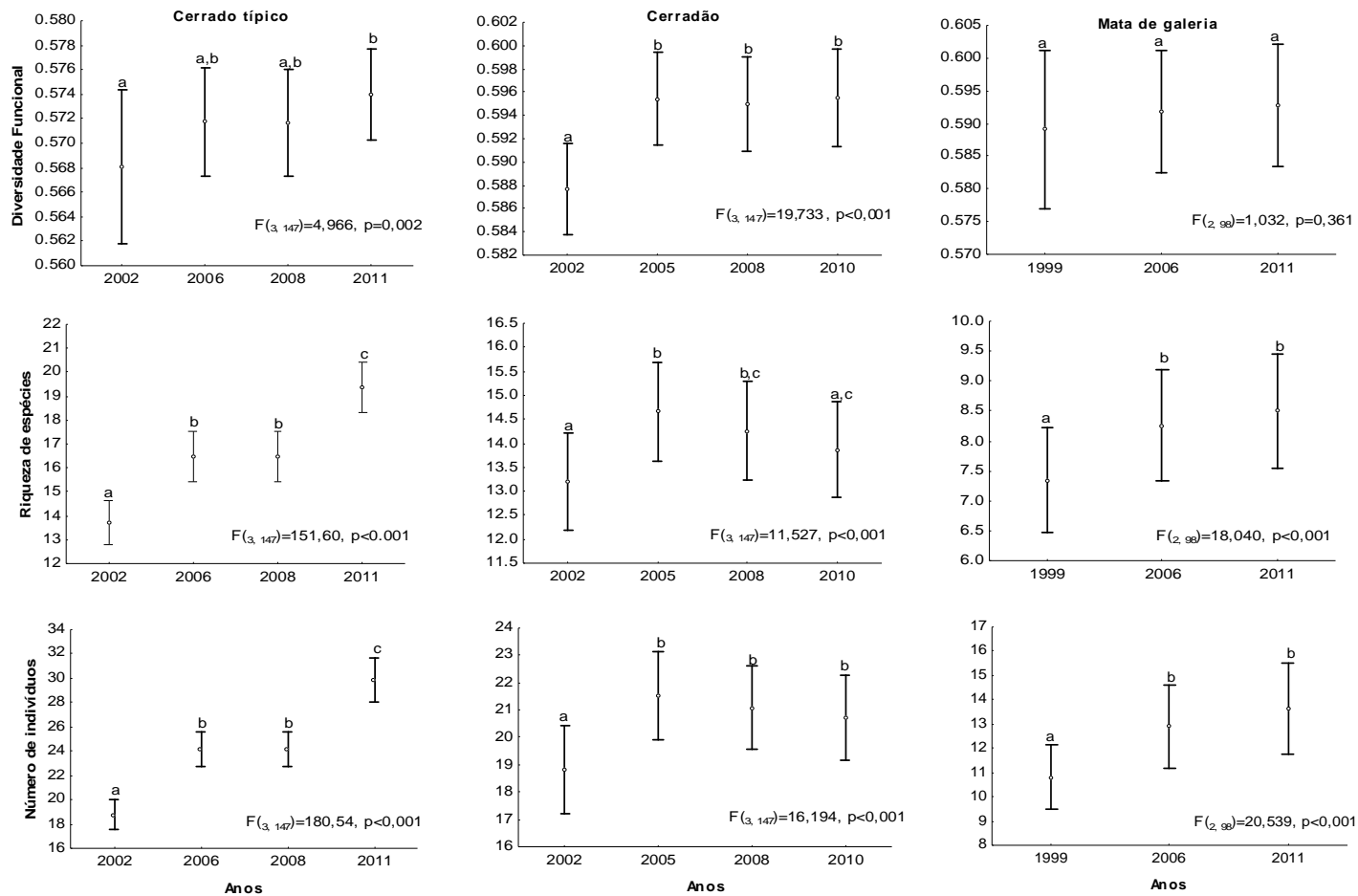


Figura 2: Média observada de diversidade funcional, riqueza de espécies e número de indivíduos, nas comunidades lenhosas de cerrado típico, cerradão e mata de galeria, ao longo dos anos de inventários, Nova Xavantina - MT.

Os padrões de dinâmica da comunidade e das espécies avaliadas no cerrado típico também sugerem que mudanças que ocorreram na composição florística e na estrutura da comunidade são caracterizadas pelo balanço positivo entre a entrada e saída de algumas espécies e pelo aumento da densidade de indivíduos e biomassa (Mews et al. 2011). Assim, mudanças temporais na riqueza também indicam que as mudanças ocorrem em função de espécies pouco abundantes (Libano & Felfili 2006). Essas mudanças positivas podem estar relacionadas à ausência de fogo por um período superior à três anos, condição que favorece o estabelecimento de muitos indivíduos, compensando a taxa de mortalidade (Mews et al. 2011) e resultando no aumento da densidade e biomassa total da comunidade (Moreira 2000; Hoffmann & Moreira 2002; Mews et al. 2011). Isso faz com que a manutenção ou aumento temporal da riqueza e diversidade de espécies seja um padrão esperado nas formações savânicas do Cerrado (Aquino et al. 2007; Mews et al. 2011).

O aumento no valor de diversidade funcional que a comunidade de cerradão apresentou, verificado do primeiro ano de levantamento em 2002 para o ano de 2005, reforça o caráter de resiliência desta comunidade, como verificado na comunidade de cerrado típico. Esta condição pode ter sido beneficiada pelo aumento nos níveis de precipitação entre os anos de 2003 e 2004 (Figura 3). As áreas estudadas encontram-se em uma região com forte influência amazônica e apresentam elevados valores de riqueza e diversidade quando comparados com áreas localizadas em porções mais centrais do bioma Cerrado (Marimon-Junior & Haridasan 2005; Marimon et al. 2006). Neste caso, a posição geográfica destas fitofisionomias, na borda sul amazônica, pode representar uma vantagem, onde apesar de eventos de queimadas e seca (2005) as comunidades mantiveram ou ampliaram a diversidade funcional ao longo do tempo.

Marimon et al. (2006) registraram um avanço de até 7 km da Floresta Amazônica sobre o Cerrado em um período de 35 anos, na borda sul da Amazônia, em uma região distante apenas 200 km da área do presente estudo. Alguns autores observam que eventos de avanço da floresta sobre o cerrado somente seriam possíveis quando as condições climáticas fossem favoráveis (Durigan & Ratter 2006; Phillips et al. 2008). Neste caso, o avanço ou manutenção da diversidade funcional em fitofisionomias florestais e savânicas em um intervalo de quase 10 anos, além de reforçar a tendência registrada por Marimon et al. (2006), também reforça o caráter

resiliente destas fitofisionomias às perturbações, permitindo às comunidades manter e até aumentar sua diversidade funcional.

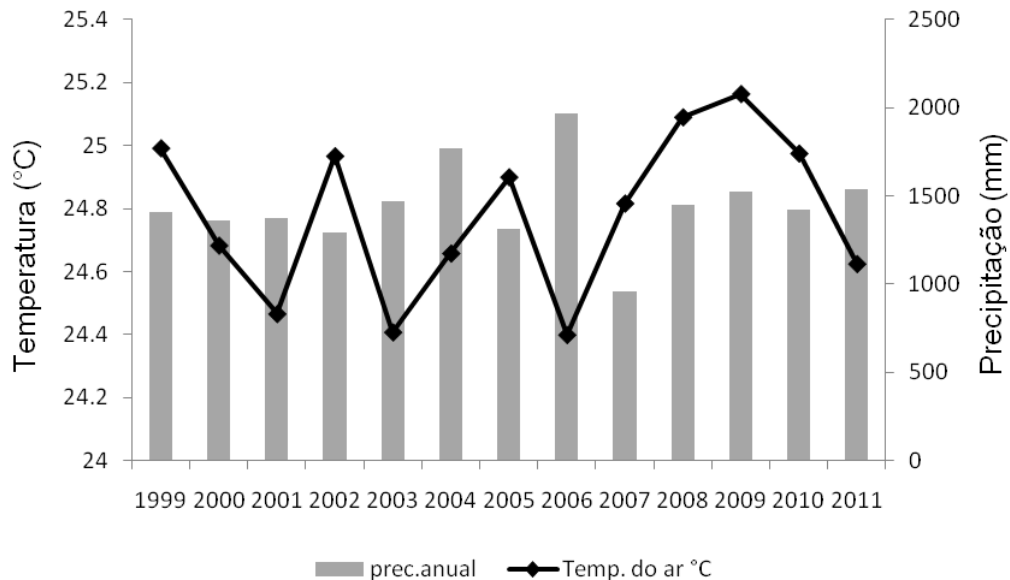


Figura 3. Climatograma representativo para Nova Xavantina-MT entre os meses de janeiro de 1999 a dezembro de 2011, sendo: ■ precipitação anual, —● temperatura do ar. Fonte: INMET, Estação meteorológica de Nova Xavantina (8331.9).

O aumento na diversidade funcional entre o primeiro e último levantamento, observado tanto para o cerrado típico quanto para o cerradão, pode ter sido resultante de alterações climáticas, como seca (2005) e antrópicas, como fogo (2008), que resultaram no aumento da heterogeneidade ambiental. Neste caso, a abertura de clareiras no cerradão, provocadas pelo fogo pode permitir a entrada de novas espécies, assim como eventos de seca costumam selecionar aquelas mais adaptadas a tais condições (Franczak et al. 2011).

Em qualquer comunidade, inclusões de novas espécies com características funcionais diferentes daquelas previamente existentes, podem resultar no aumento do valor de diversidade funcional (Mason et al. 2003; Petchey & Gaston 2006). Neste caso, as espécies que diferem em seus papéis funcionais dentro de uma comunidade representam uma complementaridade funcional, responsáveis por manter o funcionamento geral do ecossistema (Blüthgen 2012).

Na comunidade de mata de galeria não houve aumento no valor de diversidade funcional, entretanto não houve diminuição desses valores, a diversidade funcional

permaneceu constante ao longo do período avaliado. Neste caso, condições ambientais mais estáveis, onde as espécies não estão sujeitas a um stress hídrico e o lençol freático menos profundo (Marimon et al. 2002, 2003) permite que as raízes permaneçam supridas de água inclusive no período seco, provavelmente estejam contribuindo para a manutenção da diversidade funcional ao longo do tempo.

Outra explicação para a manutenção da diversidade funcional na mata de galeria seria de que as espécies que foram incluídas ao longo dos anos tenham apresentado valores de redundância funcional, ou seja, aquelas que foram adicionadas à comunidade possuindo características funcionais similares às espécies que já se encontravam na comunidade não contribuíram para um aumento significativo no valor de diversidade funcional (Petchey & Gaston 2002, 2006). A redundância funcional, nesse caso, acaba sendo importante nas comunidades, pois representam um seguro contra a perda de funções ecossistêmicas quando ocorre a perda de espécies (Blüthgen 2012).

Outro fator observado em comunidades florestais, como em matas de galeria, é um padrão onde poucas alterações na composição florística são explicadas pela baixa interferência antrópica (Braga & Rezende 2007; Lopes & Schiavini 2007). Considerando que a mata estudada encontra-se em uma unidade de conservação, mesmo a queimada registrada em 2001 e 2008 pode não ter sido suficientemente intensa para causar distúrbios relevantes na floresta ao ponto de resultar em variações no valor de diversidade funcional. Também é provável que a intensidade da queimada de 2008 tenha sido menor do que a de 2001, visto que a temperatura média entre os anos de 2003 a 2006 (24,5 °C) foram menores que a média entre os anos de 1999 a 2002 (24,9 °C), com maior precipitação entre os anos de 2003 a 2006 (6.521,6 mm) e menor entre 1999 a 2002 (5.434,6 mm). Além disso, a precipitação nos meses de seca de junho a agosto no ano de 2008 (16 mm) foi o dobro da precipitação de 2001, com cerca de 3% a mais de umidade relativa do ar do que a registrada em 2001.

O aumento na riqueza de espécies e no número de indivíduos verificado nas comunidades de mata de galeria e cerradão, ao longo dos inventários, podem indicar que a queimada que ocorreu em 2008 não causou impactos significativos nestas comunidades de formações florestais, conferindo a estas fitofisionomias elevada resiliência a este evento. Queimadas de baixa intensidade costumam causar pouco impacto nas formações florestais e podem até acentuar sua heterogeneidade, gerando mosaicos de vegetação em diferentes estágios sucessionais, o que permite a coexistência

de muitas espécies arbóreas (Ribeiro & Schiavini 1998; Felfili et al. 2001 a,b). Tanto a presença quanto a exclusão do fogo e mudanças na frequência ou na época das queimadas, podem alterar a estrutura e a composição florística de uma comunidade vegetal (Moreira 2000; Hoffmann & Solbrig 2003).

Por outro lado, com a redução ou ausência de perturbações como o fogo, pode ocorrer aumento da densidade de espécies lenhosas e de espécies intolerantes ao fogo, influenciando no aumento da riqueza de espécies (Henriques & Hay 2002, Moreira 2000). Em florestas tropicais não perturbadas há um equilíbrio entre taxas de recrutamento e mortalidade, onde nos primeiros anos após a formação de clareiras, ocorre o aumento na densidade da regeneração natural das espécies, declinando gradualmente a partir do terceiro ano em decorrência do aumento da mortalidade das espécies de rápido crescimento e curta longevidade (Brokaw 1985).

Desta forma, a comunidade passa por um estágio sucessional, onde espécies pioneiras (intolerantes à sombra) dão espaço às espécies tolerantes de sombra (Oliveira-Filho et al. 1997). A partir daí, as comunidades parecem ser moldadas pela competição entre as espécies, o que leva à dispersão fenotípica, em que as espécies co-ocorrentes são mais distintas (Silva et al. 2010; Silva et al. 2011), gerando grande diversidade de espécies nas comunidades. Um fator verificado na mata de galeria estudada, e que pode estar influenciando na elevada riqueza e abundância das espécies, deve-se à heterogeneidade ambiental da área (Marimon et al. 2002), onde a presença de clareiras e o efeito de borda (Felfili 1995, 1997; Kellman & Meave 1997) podem tornar mais complexa a dinâmica sucessional de matas de galeria (Rodrigues 2000).

O aumento na riqueza de espécies, verificado nas formações florestais de cerrado e mata de galeria, resulta também de diversos processos que atuam na comunidade e conseqüentemente permitem maior número de interações entre as espécies (e.g. polinização, dispersão de sementes), o que pode potencializar o funcionamento das comunidades. Assim, infere-se que em escalas mais locais as condições ambientais e as interações entre as espécies devem ser os determinantes principais da composição e estrutura das comunidades (Case 1999). Com base na avaliação dos papéis desenvolvidos pelas espécies nas comunidades, poderemos compreender como ocorre a estruturação da composição de espécies e o funcionamento do ecossistema (Diaz & Cabido 2001; Hooper et al. 2002, 2005; Flynn et al. 2009).

A diversidade funcional encontrada para as fitofisionomias de cerradão e mata de galeria nos diferentes anos de estudo não diferiram do acaso, pois todos os valores de Z, na média, estão próximos de zero (Figura 4). Isso significa que não podemos inferir sobre a atuação de filtros ambientais ou de processos, como diferenciação de nicho, na estruturação das comunidades estudadas. Quando espécies co-ocorrentes exibem uma estrutura igual à esperada ao acaso, isso pode indicar que processos que independem das características das espécies (e.g. limitação de dispersão e processos neutros) podem ser mais importantes na estruturação das assembleias (Pausas & Verdú 2010).

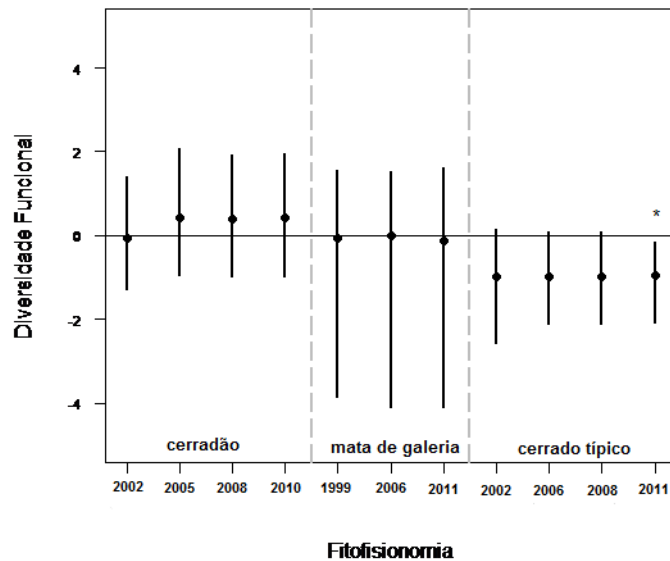


Figura 4: Intervalo de confiança e média das comunidades analisadas de cerradão, mata de galeria e cerrado típico, Nova Xavantina - MT. As barras representam 95% do intervalo de confiança.

Por outro lado, no cerrado típico, o resultado foi diferente das demais fisionomias florestais, apenas no ano de 2011 (Figura 4), onde os valores observados de diversidade funcional foram menores do que o esperado ao acaso (valor negativo abaixo de zero). Com isso, pode-se inferir que esteja ocorrendo algum processo na estruturação dessa assembléia, como filtros ambientais, que selecionam espécies com características funcionais mais similares e aptas para sobreviver no ambiente (Weiher & Keddy 1995). No caso do cerrado típico, sugere-se que este filtro seja o fogo, visto que queimadas anuais atuam reduzindo a diversidade funcional. Portanto, a ação recorrente do fogo estimula as mudanças fenotípicas nas características funcionais nas savanas, além de

serem responsáveis por estruturar comunidades com espécies mais semelhantes do que o esperado pelo acaso (Cianciaruso 2009).

Os demais processos de interação entre as espécies, avaliados neste estudo, como a polinização e dispersão de sementes, fazem parte de uma grande variedade dos sistemas de interações que afetam tanto a estrutura quanto a composição de espécies de uma comunidade, imprescindíveis à manutenção, funcionamento e sobrevivência das espécies de um habitat (Del-Claro & Torezan-Silingardi 2012).

Na comunidade de mata de galeria foram recrutadas nove espécies ao longo dos levantamentos, das quais seis produzem frutos do tipo carnosos e três espécies que produzem frutos secos. Foi verificado, ainda nesta comunidade, que 72% das espécies apresentam síndromes de dispersão de sementes zoocóricas, 24% são anemocóricas e 4% autocóricas.

No cerrado foram recrutadas cinco espécies entre os levantamentos, onde quatro produzem frutos carnosos e uma espécie produz fruto seco. Além disso, 62% das espécies desta comunidade possuem síndromes de dispersão zoocóricas, 37% anemocóricas e 1% são autocóricas. Desta forma, o gradiente topográfico e edáfico observado entre as áreas amostradas (Marimon et al. 2001, 2002, 2003; Marimon-Junior & Haridasan 2005) pode favorecer a heterogeneidade de interações ecológicas, como verificado nas síndromes de dispersão analisadas nas comunidades de formações florestais de mata de galeria e cerrado. Em geral, formações florestais dos trópicos possuem maiores proporções de plantas com frutos carnosos (Mikich & Silva 2001), o que explica a principal síndrome de dispersão de sementes ser zoocórica (Martins et al. 2007; Stefanello et al. 2009; Galetti et al. 2011).

Das 13 espécies recrutadas nos levantamentos do cerrado típico, oito produzem frutos carnosos e seis espécies produzem frutos secos. O cerrado típico apresentou ainda maiores proporções de espécies zoocóricas (59%), sendo que as demais (41%) foram anemocóricas. O mesmo padrão foi observado por vários autores em diversas áreas de cerrado sentido restrito, que também apresentam maiores proporções de espécies zoocóricas (Batalha & Mantovani 2000; Vieira et al. 2002; Pirani et al. 2009). Em geral, o Cerrado apresenta dispersão anemocórica coincidindo com o final do período de seca e dispersão zoocórica na estação chuvosa (Batalha & Mantovani 2000; Lenza & Klink 2006; Oliveira 2008; Silvério & Lenza 2010).

Em relação à polinização, nas áreas do presente estudo predominaram espécies zoofílicas, que de maneira geral é o tipo predominante em ambientes tropicais (Eriksson & Bremer 1992), bem como em diversas fisionomias de Cerrado, com predomínio de espécies melitófilas (Barbosa & Sazima, 2008), como também foi verificado nesse estudo. Deste modo, conhecer e avaliar as interações bióticas entre os organismos são de extrema importância para compreendermos a dinâmica e funcionamento das comunidades.

4. CONCLUSÕES

O fogo pode ter sido o principal fator na alteração dos valores das características funcionais das espécies lenhosas das comunidades de cerrado típico e cerradão, embora apenas para o cerrado típico, no último ano, é que foi verificado um padrão diferente do esperado pelo acaso, indicando que o fogo pode estar atuando como um filtro ambiental selecionando espécies com características funcionais mais similares para persistir na comunidade após esse tipo de perturbação.

Também pode ser provável que alguns dos traços analisados não estejam influenciando na estruturação das comunidades, ou que outros processos estejam agindo na formação destas. Entretanto, traços como dispersão de sementes e polinização representam atividades voltadas ao uso de recursos, o que pode levar à competição dentro das comunidades, interações que são vitais à manutenção e sobrevivência das espécies dentro das assembleias.

Enfatizamos a importância dos estudos de diversidade funcional, que neste trabalho nos mostrou que mesmo após períodos de seca e variações climáticas, além de outras perturbações como o fogo, que levaram à entrada e saída de indivíduos e espécies nas comunidades, não causaram diminuição nos valores de diversidade funcional. Pelo contrário, esta se manteve e até mesmo aumentou ao longo do tempo nas comunidades, demonstrando a importância de se conhecer bem as características funcionais de cada espécie presente na comunidade. Isso nos permite conhecer um pouco mais sobre as estratégias, adaptações e variações das comunidades vegetais em função do gradiente temporal e dos processos ecossistêmicos que as mantêm em funcionamento, mostrando o quanto estas comunidades são variáveis, tendo em vista as intervenções antrópicas e mudanças climáticas que parecem estar sendo moldadas ao longo do tempo.

5. AGRADECIMENTOS

À CAPES pela bolsa concedida, ao CNPq/PELD pelo apoio financeiro (Proj. N° 558069/2009-6), ao orientador Marco Antonio e a co-orientadora Beatriz S. Marimon, aos amigos e colegas do laboratório de Ecologia Vegetal que contribuíram nas coletas de campo, sugestões e ajudas para o desenvolvimento desta dissertação ou simplesmente pela amizade, respeito e apoio. A Mônica, Fernando, Mariângela, Paulo, Claudinei, Bianca, Regiane, Leandro (Maracahipes), Alex, Carlos, Ricardo, Oriaes, Ben Hur, Eddie, todos os amigos do Laboratório de Ecologia Vegetal e aos colegas da UFG, Fernando Sobral e Marcus Cianciaruso pelo auxílio com as análises estatísticas. Aos membros da banca e à todas as pessoas que contribuíram para a conclusão deste trabalho.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abad, J.C.S. & Marimon, B.S. 2008. Caracterização e Diagnóstico Ambiental do Parque Municipal do Bacaba (Nova Xavantina, MT). In: Gestão e educação ambiental: água, biodiversidade e cultura (J.E. Santos & C. Galbiati, orgs.). Rima, São Carlos, p.23-56.

Aquino, F.G.; Walter, B.M.T. & Ribeiro, J.F. 2007. Woody community dynamics in two fragments of “cerrado” stricto sensu over a seven year period (1995-2002), MA, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 113-121.

Barbosa, A.A.A. & Sazima, M. 2008. Biologia Reprodutiva de plantas Herbáceo-Arbustivas de uma Área de Campo Sujo de Cerrado. In *Cerrado: ecologia e flora* (S. M., Sano; S. P., Almeida & J. S. Ribeiro, eds.). EMBRAPA - Brasília, DF. p.291-307.

Barreira, S.; Scolforo, J.R.S.; Botelho, S.A.; Mello, J.M. 2002. Estudo da estrutura da regeneração natural e da vegetação adulta de um cerrado *sensu stricto* para fins de manejo florestal. *Scientia Forestalis*. 61:64-78.

Batalha, M.A. & Mantovani, W. 2000. Reproductive phenological patterns of cerrado plant species at the Pé de Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): a comparison between the herbaceous and woody floras. *Revista Brasileira de Biologia*. 60(1):129-145.

Batalha, M.A.; Silva, I.A. Cianciaruso, M.V. & Carvalho, G.H. 2011. Trait diversity on the phylogeny of cerrado woody species. *Oikos* 000: 001–011.

Bawa, K. 1990. Plant-pollinator interactions in tropical rain forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 399-422.

Blüthgen, N. 2012. Interações plantas-animais e a importância funcional da biodiversidade. Pp. 261-304. In: *Ecologia das Interações Plantas Animais: uma abordagem ecológico-evolutiva* (Del-Claro, K. & Torezan-Silingardi, H.M.). Technical Books: Rio de Janeiro.

Benites, V.M.; Caiafa, A.N.; Mendonça, E.S.; Schaefer, C.E. & Ker, J.C. 2003. Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. *Floresta e Ambiente* 10(1): 76-85.

Bond, W.J.; Woodward, F.I. & Midgely, G.F. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist* 165: 525-538.

Braga, F.M.S. & Rezende, A.V. 2007. Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do Catetinho, Brasília-DF. *Cerne* 13: 138-148.

Brower, J.E. & Zar, J.H. 1977. *Field and laboratory methods for general ecology*. W.C. Brown Co. Pub., Iowa.

Brokaw, N.V.L. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology*, Durham. 66(3): 682-687.

Bucci, S.J.; Goldstein, G.; Meinzer, F.C., Franco, A.C. Campanello, P. & Scholz, F.G. 2005. Mechanisms contributing to seasonal homeostasis of minimum leaf water potential and predawn disequilibrium between soil and plant water potential in Neotropical savanna trees. *Trees* 19(3): 296-304.

Case, T.J. 1999. *An illustrated guide to theoretical ecology*. Oxford University Press, Oxford.

Cazetta, E; Schaefer, H.M. & Galetti, M. 2009. Why are fruits colorful? The relative importance of achromatic and chromatic contrasts for detection by birds. *Evolutionary Ecology*. 23(2): 233-244.

Chase, J.M. 2003. Community assembly: when should history matter? *Oecologia* 136: 489-498.

Cianciaruso, M.V.; Batalha, M.A. Gaston, K.J. Petchey, O.L. 2009. Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology*. 90:81–89.

Cianciaruso, M. V.; Silva, I. A. & Batalha, M. A. 2010. Aboveground biomass of functional groups in the ground layer of savannas under different fire frequencies. *Australian Journal of Botany*. 58:169–174.

Cianciaruso, M. V. 2009. Diversidade Funcional: como incluir a variação intra-específica e o efeito do fogo em comunidades vegetais do Cerrado. Tese de doutorado. 130p. (Universidade Federal de São Carlos) São Carlos-SP.

Cornelissen, J.H.C.; Lavorel, S.; Garniel, E.; Díaz, S.; Buchmann, N.; Gurevich D.E.; Reich, P.B.; Steege, H. ter; Morgan, H.D.; Heijden, M.G.A. van der; Pausas, J.G. & Poorter, H. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51: 335-380.

Coutinho, L. M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. In Goldammer JG. Fire in the tropical biota. Springer, Berlin. p. 81-103.

Del-Claro, K. & Torezan-Silingardi, H.M. 2012. *Ecologia das Interações Plantas Animais: uma abordagem ecológico-evolutiva*. Rio de Janeiro: Technical Books. 336p.

Díaz, S. & Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 646-655.

Durigan, G. & Ratter, J.A. 2006. Successional changes in cerrado and cerrado/Forest ecotonal vegetation in western São Paulo state, Brazil, 1962-2000. *Edinburgh Journal of Botany* 63 (1): 119-130.

Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *Bot. Rev.* 38: 201–341.

Eriksson, O. & Bremer, B. 1992. Pollination systems, dispersal modes, life forms, and diversification rates in angiosperm families. *Evolution* 46: 258-266.

Felfili, J.M. 1995. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. *Vegetatio* 117:1-15.

Felfili, J.M. 1997. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in Central Brazil. *Forest Ecol. Manag.* 91:235-245.

Felfili, J.M.; Rezende, A.V.; Silva Júnior, M.C.D.; Silva, M.A. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. *Journal of Tropical Ecology*. 16: 579-590.

Felfili, J.M. et al. Flora fanerogâmica das Matas de Galeria e Ciliares do Brasil Central. In: Ribeiro, J.F.; Fonseca, C.E.L.; Sousa-Silva, J.C. (Eds.). Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001a. p.195-263.

Felfili, J.M. et al. Desenvolvimento inicial de espécies de mata de galeria. In: Ribeiro, J.F.; Fonseca, C.E.L.; Sousa-Silva, J.C. (Eds.). Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001b. p.779-811.

Fiedler, N.C.; Azevedo, I.N.C.; Rezende, A.V.; Medeiros, M.B. & Venturoili, F. 2004. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado *sensu stricto*, na Fazenda Água Limpa-DF. *Revista Árvore* 28(1):129-138.

Flynn, D.F.B.; Gogol-Prokurat, M.; Nogeire, T.; Molinari, N.; Richers, B.T.; Lin, B.B.; Simpson, N.; Mayfield, M.M.; Declerck, F. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, Montpellier. 12(1):22-33.

Franczak, D.D.; Marimon, B.S.; Marimon-Junior, B.H.; Mews, H.A.; Maracahipes, L. & Oliveira E.A. 2011. Changes in the structure of a savanna Forest over a six-year period in the Amazon-Cerrado transition, Mato Grosso state, Brazil. *Rodriguésia*. 62(2): 425-436.

Fukami, T.; Bezemer, T.M.; Mortimer, S.R. & van der Putten, W.H. 2005. Species divergence and trait convergence in experimental plant community assembly. *ecology Letters*. 8(12): 1283-1290.

Galetti, M.; Pizo, M. A. & Morellato, L.P.C. 2011. Diversity of functional traits of fleshy fruits in a species-rich Atlantic rain forest. *Biota Neotrop*. 11(1): 000-000.

Gomes, V.S.M.; Buckeridge, S.S. & Silva, C.O. 2008. Birds foraging for fruits and insects in shrubby resting vegetation, southeastern Brazil. *Biota Neotrópica* 8:21-31.

Gómez, J. P.; Bravo, G. A. Brumfield, R. T.; Tello, J. G. & Cadena, C. D. 2010. A phylogenetic approach to disentangling the role of competition and habitat filtering in community assembly of Neotropical forest birds. *J. Anim. Ecol.* 79: 1181-1192.

Henriques, R.P.B. & Hay, J.D. 2002. Patterns and dynamics of plant populations. In Oliveira, P. S. & R. S. Marquis, *Ecology and Natural History of a Neotropical savanna: The cerrados of Brazil*. p. 140-178. The University of Columbia Press.

Hoffmann, W.A. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. *Journal of Applied ecology*, 35(3):422–433.

Hoffmann, W.A. 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. *Ecology* 80: 1354–1369.

Hoffmann, W.A. 2000. Post-establishment seedling success of savanna and forest species in the Brazilian Cerrado. *Biotropica* 32: 62-69.

Hoffmann, W.A. 2005. *Ecologia comparativa de espécies lenhosas de cerrado e mata*. In Scariot, A.; Sousa-Silva, J.C.; Felfili, J.M. eds. *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*, ministério do meio ambiente. Departamento de Ecologia Universidade de Brasília, DF.

Hoffmann, W.A. & Moreira, A.G. 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants. *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna* (eds P.S. Oliveira & R.J. Marquis), pp. 159–177. Columbia University Press, New York.

Hoffmann, W.A. & Solbrig, O.T. 2003. The role of topkill in the differential response of savanna woody plants to fire. *Forest Ecology and Management* 180, 273–286.

Hooper, D.U.; Solan, M.; Symstad, A.; Díaz, S.; Gessner, M.O.; Buchmann, N.; Degrange, V.; Grime, P.; Hulot, F.; Mermillod-Blondin, F.; Roy, J.; Spehn, E.; Van Peer, L. 2002. Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning. In:

Loreau, M.; Naeem, S.; Inchausti, P. (Eds). Biodiversity and ecosystem functioning. Oxford: Oxford University Press. p. 195-281.

Hooper, D.U.; Chapin, F.S.; Ewel, J.J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S.; Lawton, J.H.; Lodge, D.M.; Loreau, M.; Naeem, S.; Schmid, B.; Setälä, H.; Symstad, A.J.; Vandermeer, J.; & Wardle, D.A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*. 75: 3–35.

Howe, H. & Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 13:201-228.

Kellman, M. & Meave, J. 1997. Fire in the tropical gallery forests of Belize. *Journal of Biogeography* 24(1):23-24.

Kent, M. & Coker, P. 1992. *Vegetation description and analysis; a practical approach*. Pp. 363. Bealhaven Press, London.

Klink, C.A. & Machado, R.B. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*. 1: 147-155.

Lavergne, S.; Garnier, E. & Debussche, M. 2003. Do rock endemic and widespread plant species differ under the Leaf – Height – Seed plant ecology strategy scheme? *Ecology Letters*. 6: 398-404.

Lenza, E. & Klink, C.A. 2006 Comportamento fenológico de espécies lenhosas em um cerrado sentido restrito de Brasília, DF. *Rev. Bras. Bot.* 29(4): 627-638.

Liancourt, P.; Viard-Crétat, F. & Michalet, R. 2009. Contrasting community responses to fertilization and the role of the competitive ability of dominant species. *Journal of Vegetation Science* 20: 138–147.

Libano, A.M. & Felfili, J.M. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado sensu stricto do Brasil Central em um período de 18 anos (1985 - 2003). *Acta Bot. Bras.* 20(4):927-936.

Loiola, P.P.; Cianciaruso, M.V. Silva, I.A. & Batalha, M.A. 2010. Functional diversity of herbaceous species under different fire frequencies in Brazilian savannas. *Flora*. 205: 674–681.

Lopes, S.F. & Schiavini, I. 2007. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21: 249-261.

Marimon, B.S.; Varella, R.F. & Marimon-Júnior, B.H. 1998. Fitossociologia de uma área de cerrado de encosta em Nova Xavantina, Mato Grosso. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* 3: 82-101.

Marimon, B.S.; Felfili, J.M.; Lima, E.S. & Rodrigues, A.J. 2001. Distribuição de circunferências e alturas em três porções da mata de galeria do Córrego Bacaba, Nova Xavantina - MT. *Revista Árvore* 25(3): 335-343.

Marimon, B.S.; Felfili, J.M. & Lima, E.S. 2002. Floristic and phytosociology of the gallery forest of the Bacaba stream, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 59(2): 303-318.

Marimon, B.S.; Felfili, J.M.; Lima, S.L. & Pinheiro-Neto, J. 2003. Padrões de distribuição de espécies na Mata de Galeria do Córrego Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, em relação a fatores ambientais. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* 12(1): 1-10.

Marimon, B.S.; Lima, E.S.; Duarte, T.G.; Chierigatto, L.C. & J.A. Ratter. 2006. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. Iv.* An analysis of the cerrado–amazonian forest ecotone. *Edinburgh Journal of Botany*. 63: 323–341.

Marimon, B.S.; Felfili, J.M.; Lima, E.S.; Duarte, W.M.G.; & Marimon-Junior, B.H. 2010. Environmental determinants for natural regeneration of gallery forest at the Cerrado/Amazonia boundaries in Brazil. *Acta Amazônica*. 40: 107-118.

Marimon-Junior, B.H. & Haridasan, M. 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado *sensu stricto* em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta Botânica Brasilica* 19(4): 913-926.

Martins, M.; Zanzini, A.C.S. & Santiago, W.T.V. 2007. Síndromes de Dispersão em Formações Florestais do Bioma Cerrado no Estado do Tocantins. *Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre*. 5(1): 807-809.

Mason, N.W.H.; MacGillivray, K.; Steel, J.B. & Wilson, J.B. 2003. An index of functional diversity. *Journal of Vegetation Science* 14: 571-578.

Mason, N.W.H.; Wilson, J.B. & Steel, J.B. 2007. Are alternative stable states more likely in high stress environments? Logic and available evidence do not support
Didham et al. 2005. *Oikos*. 116: 353-357.

Maury, C.M. 2002. Biodiversidade brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: MMA/SBF. 404p.

Mayfield, M.M.; Ackerly, D. & Daily G.C. 2006. The diversity and conservation of plant reproductive and dispersal functional traits in human-dominated tropical landscapes. *Journal of Ecology* (94): 522–536.

Medeiros, M.B. & Miranda, H.S. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. *Acta Botanica Brasílica*. 19: 493-500.

Mews, H.A.; Marimon, B.S.; Maracahipes, L.; Franczak, D.D. & Marimon-Junior, B.H. 2011. Dinâmica da comunidade lenhosa de um Cerrado Típico na região Nordeste do Estado de Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotrop*. 11(1): 000-000.

Miguel, A.; Marimon, B.S.; Oliveira, E.A.; Maracahipes, L. & Marimon-Junior, B.H. 2011a. Dinâmica da comunidade lenhosa de uma floresta de galeria na transição Cerrado-Floresta Amazônica no Leste de Mato Grosso, em um período de sete anos (1999 a 2006). *Biota Neotrop*. 11(1): 000-000.

Miguel, A.; Marimon, B.S.; Maracahipes, L.; Oliveira, E.A. & Marimon-Junior, B.H. 2011b. Mudanças na estrutura da vegetação lenhosa em três porções da mata de galeria do córrego Bacaba (1999-2006), Nova Xavantina-MT. *Revista Árvore, Viçosa-MG*. 35(3):725-735.

Mikich, S.B. & Silva, S.M. 2001. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de floresta estacional semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil. *Acta Botânica Brasílica*. 15(1): 89-113.

Miranda, H.S.; Bustamante, M. C. & . Miranda, A.C. 2002. The fire factor. In P. S. Oliveira, and R. J. Marquis (Eds.). *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*, p. 51–68. Columbia University Press, New York.

Miranda, H.S. & Sato, M.N. 2005. Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. In *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação* (A. Scariot, J.C. Sousa-Silva & J.M. Felfli, orgs.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p.93-105.

Miranda, H.S.; Sato, M.N.; Andrade, S.M.A.; Haridasan, M. & Morais, H.C. 2004. Queimadas de Cerrado: caracterização e impactos. In *Cerrado ecologia e caracterização* (Aguiar, L.M.S. & Camargo, A.J.A., eds.). EMBRAPA Cerrados, Planaltina, DF, p.69-123.

Moog, D., Kahmen, S. & Poschlod, P. 2005. Application of CSR- and LHS-strategies for the distinction of differently managed grasslands. *Basic and Applied Ecology*. 6: 133-143.

Moreira, A.G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *Journal of Biogeography* 27: 1021-1029.

Mouchet, M.; Villéger, S.; Mason, N.W.H.; Mouillot, D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*. 24: 867-876.

Nimer, E. 1989. *Climatologia do Brasil*. Rio de Janeiro, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

Oliveira, P.E.A.M. 2008. Fenologia e biologia reprodutiva das espécies de Cerrado. In *Cerrado: ecologia e flora* (S. M., Sano; S. P., Almeida & J. S. Ribeiro, eds.). EMBRAPA - Brasília, DF. p.273-287.

Oliveira-Filho, A.T.; Mello, J.M. & Scolforo, J.R. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology* 131: 45-66.

Pausas, J.G. & Verdú, M. 2005. Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean Basin: a phylogenetic approach. *Oikos*. 109:196–202.

Pausas, J.G. & Verdú, M. 2008. Fire reduces morphospace occupation in plant communities. *Ecology* 89: 2181-2186.

Pausas, J.G. & Verdú, M. 2010. The jungle of methods for evaluating phenotypic and phylogenetic structure of communities. *BioScience*. 60(8): 614-625.

Pavoine, S.; Vallet, J.; Dufour, A. B.; Gachet, S. & Daniel, H. 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos* 118: 391-402.

Pavoine, S. & Bonsall, M.B. 2011. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biological Reviews*. 00(00): 00.

Paz, H. & Martínez-Ramos, M. 2003. Seed mass and seedling performance within eight species of *Psychotria* (Rubiaceae). *Ecology*, 84, 439-450.

Petchey, O. L. & Gaston, K. J. 2002. Functional diversity (FD), species richness, and community composition. *Ecology Letters*. 5(3): 402-411.

Petchey, O. L. & Gaston, K. J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*. 9(6): 741-758.

Petchey, O. L.; Evans, K. L.; Fishburn, I. S.; Gaston, K. J. 2007. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology*, London. 76(5): 977-985.

Peternelli, E.F.; Della Lucia, T.M.C.; Martins, S.V. 2004. Espécies de formigas que interagem com as sementes de *Mabea fistulifera* Mart. (Euphorbiaceae). *Revista Árvore*. 28(5): 733-738.

Phillips, O.L.; Lewis, S.L.; Baker, T.R.; Chao, K.J. & Higuchi, N. 2008. The changing Amazon forest. *Phil.Trans.R.Soc.B*. 363:1819–1827.

Phillips, O.L.; Aragão, L.E. C.; Lewis, S.L.; Lloyd, J.; Malhi, Y.; Quesada, C.A.; Amaral, I.; Almeida, S.; Baker, T.R.; Chave, J.; Feldpausch, T.R.; Gloor, E.; Higuchi, N.; Meir, P.; Nepstad, D.; Laurance, W.F.; Silva, J.N. M.; Salomão, R. et al. 2009. Drought sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science*. 323:1344 - 1347.

Phillips, O.L.; Heijden, G.van der; Lewis, S.L.; González, G.L.; Aragão, L.E.O.C.; Lloyd, J.; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Almeida, S.; Dávila, E.A.; Amaral, I.; Andelman, S.; Andrade, A.; Arroyo, L.; Aymard, G.; Baker, T.R.; Blanc, L. Bonal, D.; et al. 2010. Drought–mortality relationships for tropical forests. *New Phytologist* 187: 631–646

Pijl, L.V.D. 1982 Principles of dispersal in higher plants. 2.ed. New York: Springer Verlag, 211p.

Pinto, J.R.R. & Oliveira-Filho, A.T. 1999. Perfil florístico da comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 22(1): 53-67.

Pirani, F.R.; Sanchez, M. & Pedroni, F. 2009. Fenologia de uma comunidade arbórea em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, MT, Brasil. *Acta bot. bras.* 23(4): 1096-1109.

Podani, J. 2000. Introduction to the exploration of multivariate biological data. Backhuys.

Ratter, J.A.; Bridgewater, S. & Ribeiro, J.F. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Edinburgh Journal of Botany* 60: 57-109.

Ribeiro, J.F. & Schiavini, I. Recuperação de matas de galeria: integração entre a oferta ambiental e a biologia das espécies. 1998. In: Ribeiro, J. F. (Ed.). *Cerrado: matas de galeria*. Planaltina: Embrapa-CPAC. p.137-153.

Ribeiro, J. F. & Walter, B. M. T. 1998. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P. *Cerrado: Ambiente e flora*. Planaltina-DF: Embrapa. 556p.

Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2001. As Matas de Galeria no contexto do bioma Cerrado. Pp: 29-47. In: Ribeiro, J.F.; Fonseca, C.E.L. & Sousa-Silva, J.C. (ed.), *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. Embrapa, Planaltina – DF.

Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. Pp. 151-199. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. eds. *Cerrado: Ecologia e Flora*. Embrapa, Planaltina.

Ricotta, C.; Avena, G. & Chiarucci, A. 2005. Quantifying the effects of nutrient addition on the taxonomic distinctness of serpentine vegetation. *Plant Ecology*. 179: 21-29.

Ricklefs, R.E. 2003. *A economia da natureza*. 5.ed. Rio de Janeiro: Guanabara, Koogan. 503 p.

Rodrigues, R.R. 2000. Florestas Ciliares: uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. (Rodrigues, R R.; Leitão Filho, H.F. Eds.). São Paulo: Universidade de São Paulo/Fapesp. p.91-107.

Rossete, A.N.; Ivanauskas, N.M.; Gonçalves, A.V.; Bleich, M.E. & Pinto-Júnior, O.B. 2001. Mapeamento do meio físico e da vegetação da Estação Biológica Municipal “Mario Viana” – Nova Xavantina, MT. Em preparação.

Safi, S.H.; Jamal, W. & Ahmad, S. 2011. A study of employee satisfaction in terms of organization culture. *African Journal of Business Management*. 5(34): 13309-13315.

Shimatani, K. 2001, On the Measurement of Species Diversity Incorporating Species Differences. Kenichiro Shimatani. *Oikos*. 93: 135-147.

Silva, I.A. & Batalha, M.A. 2010. Phylogenetic structure of Brazilian savannas under different fire regimes. *Journal of Vegetation science*. 21(6): 1003-1013.

Silva, I.A.; Carvalho, G.H.; Loiola, P.P.; Cianciaruso, M.V.; & Batalha, M.A. 2010. Herbaceous and shrubby species co-occurrences in Brazilian savannas: the roles of fire and chance. *community ecology*. 11(1): 97-104.

Silva, I.A.; Loiola, P.P.; Rosatti, N.B.; Silva, I.A.; Cianciaruso, M.V. & Batalha, M.A. 2011. Os Efeitos dos Regimes de Fogo sobre a Vegetação de Cerrado no Parque Nacional das Emas, GO: Considerações para a Conservação da Diversidade. *Biodiversidade Brasileira*. 2: 26-39.

Silvério, D. V. & Lenza, E. 2010. Fenologia de espécies lenhosas em um cerrado típico no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotropica*. 10(3): 205-216.

Silvério, D. V.; Mews, H.A.; Lenza, E. & Marimon, B.S. 2010. Impactos do agrupamento do bambu *Actinocladum verticillatum* (Nees) McClure ex Soderstr. (POACEAE) sobre a vegetação lenhosa de duas fitofisionomias de Cerrado na transição Cerrado-Floresta Amazônica. *Acta Amazonica*. 40(2): 347-356.

Sneath, P.H.A. & Sokal, R.R. 1973. Numerical taxonomy: the principles and practice of numerical classification. Freeman, San Francisco, 573 p.

Souza, J.S.; Espírito-Santo, F.D.B; Fontes, M.A.L.; Oliveira-Filho, A.T. & Botezelli, L. 2003. Análises das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do Rio Capivari, Lavras-MG. *Revista Árvore*. 27(2): 186-206.

Stefanello, D.; Fernandes-Bulhão, C. & Martins, S.V. 2009. Síndromes de dispersão de sementes em três trechos de vegetação ciliar (nascente, meio e foz) ao longo do rio Pindaíba, MT. *Rev. Árvore*. 33(6): 1051-1061.

Terborgh, J. 1990. Seed and fruit dispersal-Commentary. In: Bawa, K.S.; Hadley, M. (Eds.). *Reproductive ecology of tropical forest plants*. Paris: UNESCO, p.181-190.

Tilman, D. 2001. Functional diversity. Pp.109–120. In: S.A Levin (ed.). *Encyclopaedia of biodiversity* San Diego, Academic.

Townsend, C.R.; Begon, M. & Harper, J.L. 2006. *Fundamental ecology*. Artmed, Porto Alegre (in Portuguese).

Verdú, M. & Pausas, J. G. 2007. Fire drives phylogenetic clustering in Mediterranean Basin woody plant communities. *Journal of Ecology*. 95: 1316–1323.

Vieira, D.L.M.; Aquino, F.G.; Brito, M.A.; Fernandes-Bulhão, C. & Henriques, R.P.B. 2002. Síndromes de dispersão de espécies arbustivo-arbóreas em Cerrado *Sensu Stricto* do Brasil Central e Savanas Amazônicas. *Revista Brasileira de Botânica*. 5(2): 215-220.

Webb, C. 2000. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: An example for rain forest trees. *The American Naturalist*. 156(2): 145-155.

Webb, C.O.; Ackerly, D.D.; McPeck, M.A.; Donoghue, M.J. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 33: 475-505.

Westoby, M. 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil*. 199: 213-227.

Weiher, E. & Keddy, P.A. 1995. Assembly rules, null models, and trait dispersion: new questions from old patterns. *Oikos*. 74(1):159-164.

As Árvores são poemas que a Terra escreve para o Céu”. (Khalil Gibran Khalil)