



**EFEITOS DA DIVERSIDADE FUNCIONAL NA PRODUÇÃO
FLORESTAL: ESTUDO DE CASO NO CERRADO SENTIDO
RESTRITO**

MILTON SERPA DE MEIRA JUNIOR

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

FACULDADE DE TECNOLOGIA

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**EFEITOS DA DIVERSIDADE FUNCIONAL NA
PRODUÇÃO FLORESTAL: ESTUDO DE CASO NO
CERRADO SENTIDO RESTRITO**

MILTON SERPA DE MEIRA JUNIOR

ORIENTADOR: Dr. JOSÉ IMAÑA ENCINAS

COORIENTADOR: DR. JOSÉ ROBERTO RODRIGUES PINTO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

PUBLICAÇÃO: PPGEFL. DM-244/2015

BRASÍLIA/DF, FEVEREIRO DE 2015

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**EFEITOS DA DIVERSIDADE FUNCIONAL NA
PRODUÇÃO FLORESTAL: ESTUDO DE CASO NO
CERRADO SENTIDO RESTRITO**

MILTON SERPA DE MEIRA JUNIOR

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO REQUISITO PARCIAL À OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM CIÊNCIAS FLORESTAIS.

APROVADA POR:

**Dr. José Imaña Encinas (Departamento de Engenharia Florestal – UnB)
(Orientador)**

**Dr. Pedro Higuchi (Departamento de Engenharia Florestal – UDESC)
(Examinador externo)**

**Dr. Ricardo de Oliveira Gaspar (Departamento de Engenharia Florestal – UnB)
(Examinador interno)**

**Dr. Mauro Eloi Nappo (Departamento de Engenharia Florestal – UnB)
(Examinador suplente)**

BRASÍLIA/DF, 06 DE FEVEREIRO – 2015

M514e Meira Junior, Milton Serpa de.
Efeitos da diversidade funcional na produção florestal : estudo de caso no Cerrado sentido restrito / Milton Serpa de Meira Junior. -- 2015.
viii, 44 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) - Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Florestal, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, 2015.
Inclui bibliografia.
Orientação: José Imaña Encinas ; Coorientação: José Roberto Rodrigues Pinto.

1. Manejo florestal. 2. Cerrados. 3. Biodiversidade.
I. Imaña Encinas, José. II. Pinto, José Roberto Rodrigues.
III. Título.

CDU 502.3(81:251)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

MEIRA JUNIOR, M.S. (2015). Efeitos da diversidade funcional na produção florestal: estudo de caso no cerrado sentido restrito. Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais. Publicação PPG/EFL. DM-244/2015, Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais, Universidade de Brasília, Brasília-DF, 44 p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Milton Serpa de Meira Junior

TÍTULO: Efeitos da diversidade funcional na produção florestal: estudo de caso no cerrado sentido restrito.

GRAU: Mestre; ANO: 2015; ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: Conservação da Natureza

Concedo à Universidade de Brasília-UnB permissão para reproduzir cópias desta tese de doutorado e para emprestá-las somente para propósitos acadêmicos e científicos. Reservo outros direitos de publicação, de forma que nenhuma parte desta tese de doutorado pode ser reproduzida sem minha autorização por escrito.

Milton Serpa de Meira Junior
Endereço eletrônico: milton.serpa@gmail.com

AGRADECIMENTOS

À Deus por me dá a oportunidade de realizar este trabalho, por todas as alegrias que eu tive ao longo da minha vida.

Ao professor José Imaña Encinas, pela confiança no meu trabalho, pela oportunidade e orientação em desenvolver este trabalho e me dedicar tanto tempo nos com muita atenção, amizade, e paciência. E ao professor José Roberto pelo auxílio e orientação para a produção deste trabalho e do meu crescente conhecimento.

Aos professores Pedro Higuchi, Ricardo de Oliveira Gaspar e Mauro Eloi Nappo, membros da banca examinadora, pelas correções, sugestões e seu tempo dedicado a fim de enriquecer o trabalho.

À UnB e aos professores do programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e demais programas pelos ensinamentos e pela oportunidade de estar cursando neste local.

À secretária de Pós-Graduação em Ciências Florestais, coordenadores do curso, Reginaldo Pereira e Claudio del Menezi, e seus funcionários, Chiquinho, Pedro e Thiago. Por todo o apoio, paciência e auxílios nas questões burocráticas.

As pessoas que me ajudaram em campo Silvia, Josiane, Glauce, Gileno, Sebastião e Geraldo. Aos que me auxiliaram nas análises e discussões Tassiana e Leandro.

Aos amigos que me acolheram Pedro, Henrique, Lamartine, Gileno, Glauce, Luduvico, Tangriene, Tita, Tassiana, Fabricio e todos aqueles que estiveram comigo neste momentos difíceis, por seu incentivo, pelas festas e pela grande convivência.

À Sílvia, minha namorada, amiga e companheira de trabalho desde a coletas dos dados até as análises e escrita desta dissertação, por sua ajuda, seus conselhos, suas críticas e seu apoio; seu carinho, seu amor e paciência.

Aos meus pais, Milton e Lena e meus irmãos Livia, Abrahão, Rafa e Danilo, por acreditarem e apoiarem com muita dedicação a minha trajetória até aqui. À minha avó Alaíde, que me inspira com toda sua alegria e com seus ensinamentos. E também meus tios, tias, primos que me apoiaram.

MUITO OBRIGADO A TODOS!

RESUMO

EFEITOS DA DIVERSIDADE FUNCIONAL NA PRODUÇÃO FLORESTAL: ESTUDO DE CASO NO CERRADO SENTIDO RESTRITO

Autor: Milton Serpa de Meira Junior

Orientador: José Imaña Encinas

Coorientador: José Roberto Rodrigues Pinto

Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais

Brasília, 06 Fevereiro de 2015

Este trabalho teve como objeto avaliar os efeitos da diversidade funcional sobre o estoque florestal em uma área no Cerrado sentido restrito. A diversidade funcional é o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam no funcionamento das comunidades vegetais. A teoria da diversidade funcional prevê que as maiores diferenças na utilização de recursos levam ao aumento da função do ecossistema. Com a crescente redução de habitats se faz necessário quantificar e prever os efeitos da perturbação nos padrões de biodiversidade para orientar os esforços de conservação e nos sistemas de manejo dos recursos ambientais. Para avaliar os efeitos na diversidade funcional foram mensurados oito atributos funcionais em área de Cerrado sentido restrito. A produtividade da assembleia foi avaliada através do estoque da assembleia lenhosa, o qual foi mesurado por meio do volume e biomassa utilizando as equações: $V = 1,09 \times 10^{-4} \times D_b^2 + 4,51 \times 10^{-4} \times D_b^2 \times Ht$; $B = -0,4913 + 0,0291 \times (Db^2 \times Ht)$. Para cada uma das variáveis foram testados dez modelos matemáticos. Foram mensurados na área de estudo 1694 indivíduos distribuídos em 27 famílias e 56 espécies, sendo 111 indivíduos mortos. Para as duas variáveis estudadas, volume e biomassa, os melhores modelos foram exponenciais e logarítmicos. Nenhum modelo linear apresentou regressão ou parâmetros significativos. Os gráficos de resíduos para as variáveis mostraram que apesar de apresentar regressão e parâmetros significativos e os modelos apresentaram dependência espacial dos resíduos. Conclui-se que os modelos não são bons preditores para a quantificação do volume.

Palavras chaves: Atributos funcionais. Serviços do ecossistema. Ecologia Funcional

ABSTRACT

EFFECTS OF FUNCTIONAL DIVERSITY IN FOREST PRODUCTION: A CASE STUDY IN *CERRADO SENTIDO RESTRITO*

Author: Milton Serpa de Meira Junior

Supervisor: José Imaña Encinas

Co Supervisor: José Roberto Rodrigues Pinto

Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais

Brasília, February 6, 2015

The object this study was to evaluate the effects of functional diversity on forest productivity in an area in the Cerrado *strictu sensu*. Functional diversity is the value and the variation of species and their characteristics that influence the functioning of plant communities. The theory of functional diversity provides that the greatest differences in resource utilization lead to increased ecosystem function. With the increasing reduction of habitats is necessary to quantify and predict the effects of disturbance on biodiversity patterns to guide conservation efforts and management systems of environmental resources. To assess the effects on functional diversity were measured eight functional attributes in the Cerrado restricted sense area. The productivity of woody meeting was gauged through the volume and biomass using the equations: $V = 1,09 \times 10^{-4} \times D_b^2 + 4,51 \times 10^{-4} \times D_b^2 \times Ht$; $B = -0,4913 + 0,0291 \times (Db^2 \times Ht)$. For each of the ten variables were tested mathematical models. Were measured in the study area in 1694 individuals belonging to 27 families and 56 species, with 111 dead individuals. For two variables, volume and biomass, the best designs were exponential and logarithmic. No linear regression model showed significant or parameters. The residual graphs for variables showed that despite a significant regression parameters and models presented spatial dependence of waste. We find that models are not good predictors for quantifying the volume.

Key words: Functional traits. Ecosystem services. Functional Ecology

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
1.1 APRESENTAÇÃO	1
1.2 REVISÃO DE LITERATURA	2
1.2.1 Perspectiva histórica da diversidade funcional	2
1.2.2 Relação entre diversidade funcional e os serviços do ecossistema	4
1.2.3 Medidas e índices de diversidade funcional	7
1.2.4 Traços funcionais	10
1.2.5 Considerações finais	14
1.3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	14
2. INFLUÊNCIA DA DIVERSIDADE FUNCIONAL NO ESTOQUE FLORESTAL: ESTUDO DE CASO NO CERRADO SENTIDO RESTRITO	23
2.1 INTRODUÇÃO	23
2.2 METODOLOGIA	24
2.2.1 Caracterização da área de estudo	24
2.2.2 Amostragem e levantamento da vegetação	24
2.2.3 Mensuração das características funcionais	25
2.2.4 Diversidade funcional	26
2.2.5 Relação entre diversidade funcional e produção das assembleias	26
2.3 RESULTADOS	28
2.4 DISCUSSÃO	36
2.5 CONCLUSÃO	38
2.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 – Resumo dos principais índices de diversidade funcional	9
Tabela 1.2 – Associação dos traços funcionais	12
Tabela 2.1: Atributos funcionais usados para calcular a diversidade funcional.....	25
Tabela 2.2: Modelos para estimativa das variáveis volume e biomassa.	27
Tabela 2.3 – Número de indivíduo, volume e biomassa por espécie	28
Tabela 2.4: Ajuste dos modelos para quantificar volume e biomassa.....	31

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Relação entre diversidade funcional e volume.....	30
Figura 2.2 - Relação entre diversidade funcional e a biomassa.....	30
Figura 2.3: Distribuição gráfica dos resíduos dos modelos para o volume.	32
Figura 2.4: volume observado <i>versus</i> volume estimado.....	33
Figura 2.5: Distribuição gráfica dos resíduos dos modelos para a biomassa.	34
Figura 2.6: biomassa observada <i>versus</i> biomassa estimada	35

1. INTRODUÇÃO

1.1 APRESENTAÇÃO

Apesar da discussão sobre a influência da biodiversidade nos serviços ecossistêmicos ter iniciado na década de 50 do século passado (CIANCIARUSO; SILVA; et al., 2009), estudos sobre esse tema tornaram-se mais crescentes a partir de 1990 (KÖRNER, 1993; VITOUSEK; HOOPER, 1993; TILMAN; DOWNING, 1994; NAEEM et al., 1994, 1995). Neste contexto, a diversidade funcional é considerada elemento chave para entender os processos do ecossistema e sua resposta ao estresse ou perturbação ambiental através dos atributos das espécies (CADOTTE et al., 2011), auxiliando assim na compressão das regras de montagem e funcionamento do ecossistema.

A diversidade funcional (*functional diversity* – FD) é o valor da variação das espécies e de suas características que influenciam no funcionamento das comunidades vegetais (TILMAN, 2001). Segundo este autor a FD pode esclarecer os processos determinantes para o funcionamento dos ecossistemas, uma vez que interligam organismos e comunidades no uso dos recursos ambientais. O interesse na quantificação da FD aumentou nas duas últimas décadas, devido a sua relação com o funcionamento e manutenção dos processos que regulam as comunidades (PETCHEY; GASTON, 2006; CIANCIARUSO; BATALHA; et al., 2009). Esse interesse desencadeou muitos trabalhos que desenvolveram diversas maneiras para sua quantificação (WALKER et al., 1999; PETCHEY; GASTON, 2002; MASON et al., 2003; BOTTA-DUKÁT, 2005; VILLÉGER et al., 2008; LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010; RICOTTA et al., 2012; CHIU; CHAO, 2014). Estes estudos auxiliaram os pesquisadores a entender os processos ecológicos que regem as comunidades, principalmente com a preocupação generalizada sobre o impacto das atividades humanas sobre os ecossistemas.

Em síntese, a FD mede especificamente as diferenças entre as espécies a partir das características que sejam funcionais ao ecossistema (TILMAN et al., 2001). Portanto, mensurar a FD é medir a diversidade de traços funcionais que influenciam os processos regulatórios do ecossistema, independentemente da filogenia dos organismos (CIANCIARUSO; SILVA; et al., 2009). Ecossistemas com baixa diversidade funcional resultam no efeito conhecido como “Floresta Vazia”, onde a princípio existe vegetação que parece intacta, porém a fauna silvestre está em baixa densidade, prejudicando a manutenção e funcionamento do ecossistema (REDFORD, 1992).

Os aspectos funcionais das comunidades ou das assembleias vegetacionais podem e devem, portanto, ser incluídos nas propostas de manejo florestal e na recuperação de áreas degradadas (THORPE; STANLEY, 2011). Afinal, ecossistemas com grande diversidade de características funcionais têm notadamente maior eficiência na captura e uso da água, nutrientes e luz, bem como produtividade mais elevada (HOOPER; VITOUSEK, 1997). Sendo assim, este trabalho apresenta o histórico das discussões sobre diversidade funcional na ecologia, as suas aplicações e as medidas e índices descritos na literatura para sua avaliação.

1.2 REVISÃO DE LITERATURA

1.2.1 Perspectiva histórica da diversidade funcional

Biodiversidade ou diversidade biológica é a diversidade de vida na Terra em todos os seus níveis, desde os genes aos ecossistemas, bem como os processos ecológicos e evolutivos que a suportam (GASTON, 1996). Assim, a biodiversidade não se refere apenas à riqueza de espécies (MAGURRAN, 2004). Estudos sobre a conservação mostram que é importante não apenas conservar espécies, mas também ecossistemas, informação genética, comunidades, interações ecológicas e em consequência todo o mundo natural sobre a biosfera (GASTON, 1996).

No último século, o conhecimento sobre ecologia avançou bastante e muitas teorias foram formuladas, como: a teoria da sucessão ecológica (CLEMENTS, 1916; GLEASON, 1927); teoria da abundância e raridade de espécies (FISHER et al., 1943; PRESTON, 1948; MACARTHUR, 1960); teoria de nicho (ELTON, 1946; HUTCHINSON, 1959); a teoria de biogeografia de ilhas (MACARTHUR; WILSON, 1967) e a teoria da distribuição latitudinal da diversidade de espécies (BROWN, 1995). Essas teorias, denominadas heurísticas na ecologia de comunidades, contribuíram consideravelmente para a compreensão do espaço-temporal dos padrões de diversidade biológica (MAGURRAN, 2004). Na teoria de nicho, Elton (1946) caracterizou o nicho como sendo o impacto da espécie em determinado ambiente. Complementarmente Hutchinson (1959) conceituou o nicho como sendo a soma de todos os fatores ambientais agindo sobre o organismo de uma determinada espécie. Assim, pode-se definir o nicho como hipervolume n-dimensional composto pelas interações com outros organismos, que envolve todas as respostas fisiológicas às condições do meio ambiente, além do impacto causado por estes no meio em que vivem (HUTCHINSON, 1959).

Diamond (1975), em seu estudo sobre a avifauna realizado no arquipélago de Nova Guiné observou que diversos pares de espécies nunca ou raramente ocorriam juntos na mesma ilha. A ausência de barreiras geográficas ou restrições climáticas que limitassem a dispersão dessas espécies levou o autor a concluir que o padrão observado deveria ser consequência da exclusão competitiva (por essas espécies ocuparem o mesmo nicho). Assim, definiu-se algumas regras de montagem que predizem como a competição pode levar a padrões não aleatórios de co-ocorrência de espécies (DIAMOND, 1975).

A coexistência de diferentes organismos implica naturalmente na sobreposição do espaço-temporal da distribuição de algumas espécies. Essa situação acontece especificamente quando os organismos utilizam o recurso comum de forma semelhante, e se diz que seus nichos estão sobrepostos, em consequência poderá ocorrer competição de diferentes intensidades, dependendo da dimensão da sobreposição (PUTMAN, 1994). A maioria das espécies difere em suas características morfológicas e ecológicas e os ecossistemas mais diversos apresentam maior probabilidade de ter espécies que sejam capazes de prevalecer durante determinada perturbação ambiental (MCNAUGHTON, 1977). Este autor também sustenta a ideia de que a estabilidade do ecossistema e a biodiversidade estão correlacionados de maneira positiva.

A quantidade de espécies extintas que os ecossistemas podem suportar, antes de se tornarem instáveis, depende sobretudo da redundância funcional (WALKER, 1992). Assim, algumas espécies podem desempenhar papéis equivalentes no ecossistema (funcionalmente redundante) e podem torna-se localmente extintas sem causar perdas substanciais no funcionamento do ecossistema. Mas, existe um ponto crítico a partir do qual a perda de espécies resultaria em prejuízo cada vez maior ao funcionamento do ecossistema, como foi demonstrado na série de estudos em ecossistemas mais simples, como campos e pradarias (VITOUSEK; HOOPER, 1993).

A identificação de grupos de espécies de acordo com as características vegetativas, história de vida, fenologia e biologia da semente utilizando o procedimento metodológico de análise de agrupamento foi proposto por Leishman e Westoby (1992). Esses grupos foram denominados como “grupos funcionais”, que seria o agrupamento das espécies de acordo com seus atributos funcionais, tais como: associação fitossociológica, forma de vida, morfologia geral, posição na copa, fenologia, a estrutura de órgãos como folhas ou raízes, e as suas características fisiológicas (NAEEM et al., 1994).

Espécies pertencentes ao mesmo grupo funcional desempenham papéis semelhantes no ecossistema (KÖRNER, 1993). Mas, o declínio da biodiversidade pode influenciar no

funcionamento do ecossistema, principalmente quando ocorre a perda de um grupo funcional (NAEEM et al., 1994). Vitousek e Hooper (1993) definem grupo funcional como o conjunto de espécies que têm efeitos similares em processos ecossistêmicos específicos.

Baseado nos grupos funcionais, Tilman (1997) descreveu três modelos simples de interações competitivas interespecíficas em comunidades contendo vários números de espécies escolhidas aleatoriamente. Esses modelos preveem que, em média, o estoque da biomassa vegetal aumenta assintoticamente com a biodiversidade original da comunidade. Os três modelos mostraram que tanto a identidade das espécies e a biodiversidade influenciam simultaneamente no funcionamento dos ecossistemas, mas sua importância relativa varia muito entre os modelos (TILMAN, 1997). Assim, as funções do ecossistema estariam diretamente ligadas a biodiversidade e mais precisamente a diversidade funcional da área (RICOTTA, 2005).

A diversidade funcional está conceituada como “o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades” (TILMAN, 2001). Ou seja, medir a diversidade funcional significa medir a diversidade de características funcionais, que são componentes dos fenótipos dos organismos que influenciam os processos na comunidade (CIANCIARUSO; SILVA; et al., 2009). Apenas a biodiversidade de espécies não é suficiente para a manutenção dos serviços ecossistêmicos, para tanto as espécies da comunidade devem apresentar diversidade funcional considerável.

A diversidade funcional é, portanto, o componente da biodiversidade que busca, justamente, medir a extensão das diferenças ecológicas entre as espécies da comunidade (DÍAZ; CABIDO, 2001). Deste modo ela pode ajudar a compreender os padrões de ocorrência de espécies e as regras de montagem dirigidas por características funcionais (PETCHEY et al., 2007; SAFI et al., 2011). Neste caso, a identificação de características funcionais chaves podem contribuir para a melhor compreensão dos diferentes processos ecológicos que regem os ecossistemas (ROSCHEER et al., 2013). Assim, a diversidade funcional ajuda a esclarecer os processos que determinam o funcionamento das comunidades, pois em teoria une organismos e comunidade por mecanismos como complementaridade no uso de recursos e facilitação (PETCHEY; GASTON, 2006).

1.2.2 Relação entre diversidade funcional e os serviços do ecossistema

Apesar dos esforços de conservação, a perda da biodiversidade continua em ritmo acelerado tanto em escalas regionais quanto globais em uma ampla variedade de ecossistemas, devido ao aumento da intensidade dos distúrbios, como a exploração excessiva das espécies (WORM; TITTENSOR, 2011), a destruição de habitats (VISCONTI et al.,

2011), as alterações climáticas (MACLEAN; WILSON, 2011), e a invasão por espécies exóticas (HERMOSO et al., 2011). A redução drástica da biodiversidade está colocando em perigo a sustentabilidade dos processos ecológicos e da prestação de serviços ecossistêmicos (CARDINALE et al., 2012). Assim, há necessidade urgente de quantificar e prever os efeitos da perturbação nos padrões de biodiversidade para orientar os esforços de conservação e nos sistemas de manejo dos recursos ambientais (MOUILLOT et al., 2013).

Para prever os efeitos das mudanças naturais e antrópicas sobre a biodiversidade é necessário melhorar a capacidade de previsão das teorias ecológicas (PETERS, 1991). Pesquisas sobre biodiversidade e funcionamento de ecossistemas demonstraram que a biodiversidade influencia de maneira favorável em uma série de processos do ecossistema, como a biomassa vegetal e quantidade de carbono (HUSTON, 1997; CIANCIARUSO; SILVA; et al., 2009). Entretanto a quantificação da biodiversidade não é tarefa fácil, pois envolve a diversidade de genes, fenótipos, populações, espécies, comunidades e ecossistemas (MOUCHET et al., 2010).

As medidas de biodiversidade clássicas (riqueza de espécies ou a variedade de índices de diversidade, como Shannon e Simpson) basearam-se nas premissas de que (MAGURRAN, 2004): (1) todas as espécies são iguais, ou seja, a importância das espécies é estabelecida pela densidade relativa; (2) todos os indivíduos são iguais, independente da sua dimensão e (3) as densidades das espécies foram avaliadas corretamente com as ferramentas apropriadas e em unidades semelhantes. Porém, as espécies não são iguais quanto ao funcionamento do ecossistema, tornando essas suposições das medidas de biodiversidade clássicas não válidas (MOUCHET et al., 2010). Portanto, medidas de diversidade que incorporem informações sobre as relações filogenéticas das espécies (RICOTTA et al., 2005) ou suas características funcionais (PETCHEY; GASTON, 2006) devem ser melhores do que as medidas clássicas (CIANCIARUSO et al., 2009).

A biodiversidade, considerando todos os seus componentes, afeta a prestação dos serviços do ecossistema (CARDINALE et al., 2012). Entre estes, a diversidade funcional (FD) surgiu como fator determinante da variedade de serviços de ecossistemas, incluindo as taxa de decomposição, quantidade de madeira, sequestro de carbono, retenção de nutrientes no solo, polinização e controle biológico de pragas (BELLO et al., 2010). Mais especificamente, a pesquisa dos serviços ecossistêmicos recentemente tem procurado incorporar os efeitos da FD sobre as propriedades dos ecossistemas relevantes para os serviços ecossistêmicos (CONTI; DÍAZ, 2013).

Embora os efeitos da FD sobre o funcionamento do ecossistema suportam a hipótese de relação positiva com a biomassa (TILMAN et al., 1997). O funcionamento do ecossistema é impulsionado principalmente por características das espécies mais abundantes (dominantes) (PETCHEY; GASTON, 2006). No entanto, estudos recentes têm relatado não apenas efeitos positivos FD (SCHUMACHER; ROSCHER, 2009; MOUILLOT et al., 2011), mas também os negativos (LALIBERTÉ; TYLIANAKIS, 2012) da relação entre a FD e a biomassa vegetal acima do solo.

Muitos serviços ecossistêmicos dependem de interações entre plantas em outros níveis tróficos (BELLO et al., 2010; CARDINALE et al., 2012). Por exemplo, o ciclo do carbono e do nitrogênio e a manutenção da variedade de funções do solo envolvem múltiplas interações entre plantas, herbívoros, carnívoros e a biota do solo (BARDGETT; WARDLE, 2003). A polinização depende de interações entre a diversidade de plantas, polinizadores e os organismos que interagem com os polinizadores, por exemplo, os predadores (KREMEN et al., 2007). A combinação da perspectiva multitróficas com a abordagem baseada nas características funcionais tem se apresentado como o próximo grande passo para o avanço da pesquisa sobre a biodiversidade e o funcionamento do ecossistema (CARDINALE et al., 2012). Os estudos recentes têm destacado o papel de características funcionais em interações entre níveis tróficos e os seus resultados em termos de funcionamento do ecossistema (LAVOREL, 2013).

A teoria da diversidade funcional prevê que as maiores diferenças na utilização de recursos levam ao aumento da função do ecossistema (TILMAN, 2001). As principais diferenças devem, portanto, estar nas características que determinam como os organismos utilizam recursos (LAVOREL, 2013). Existem amplas previsões teóricas que a função do ecossistema aumenta com a FD (DÍAZ; CABIDO, 2001). Estas previsões são frequentemente encontradas em estudos que manipularam a diversidade de espécies e assumem que a FD está sendo manipulada simultaneamente (PETCHEY; GASTON, 2006).

Em um estudo teórico, com a hipótese de que se as espécies têm características funcionais complementares, leva em consideração que as espécies vão ocupar nichos espaciais não sobrepostos e como diversidade de espécies aumenta, também aumentará o espaço total ocupado nicho (LOREAU, 1998). Assim, a maior diversidade de características funcionais aumenta a eficiência na utilização de recursos em ambientes heterogêneos (DÍAZ; CABIDO, 2001).

Na prática, avaliar e quantificar a relação entre FD e função do ecossistema é difícil de executar (LAVOREL, 2013). Em um dos primeiros testes em campo, Tilman (1997)

estudou as comunidades de pastagens onde foram plantadas números variados de grupos funcionais e avaliadas as várias funções do ecossistema. Ele descobriu que a riqueza funcional e composição explicam melhor a função do ecossistema do que a riqueza de espécies. Em seis experimentos sobre os benefícios da diversidade funcional em relação ao funcionamento do ecossistema descobriu-se que as métricas multivariadas da FD explicaram melhor a variação da função do ecossistema do que a riqueza funcional ou riqueza de espécies (PETCHEY et al., 2004). Neste caso, a FD pode explicar esta variação melhor do que a riqueza, pois apresenta um valor numérico quantitativo. Por exemplo, se as comunidades em um ecossistema têm maior FD que outra comunidade, esse ecossistema deve ter melhor aproveitamento das funções, mesmo que a FD esteja fortemente correlacionada com a riqueza em ambos (LAVOREL, 2013).

Então porque plantios homogêneos apresentam maior biomassa? As análises descritas mostram que os efeitos da riqueza de espécies de plantas sobre a biomassa vegetal são geralmente positivas, mas que diversas policulturas plantas costumam atingir menos de biomassa do que suas espécies mais produtivas (CARDINALE et al., 2007). Em alguns casos os efeitos da diversidade funcional não estavam relacionados com a biomassa, apresentando poder explicativo menor do que efeitos abióticos (SCHUMACHER; ROSCHER, 2009; FREITAS et al., 2012). Uma possível explicação para o efeito pode ser que os fatores abióticos podem favorecer a dominância de espécies altamente competitivas sob alta disponibilidade de recursos (SCHUMACHER; ROSCHER, 2009).

1.2.3 Medidas e índices de diversidade funcional

Mensurar a diversidade funcional significa medir a diversidade de atributos funcionais, os quais são elementos fenotípicos dos organismos que influenciam nos serviços da comunidade (CIANCIARUSO; SILVA; et al., 2009). Com o crescente interesse em avaliar a diversidade funcional, várias medidas e índices estão sendo desenvolvidos. No entanto, a maioria dessas medidas difere quanto a informação gerada e a maneira com que quantificam a diversidade, podendo ser categóricas ou contínuas (RICOTTA, 2005; PETCHEY; GASTON, 2006).

A primeira medida de diversidade funcional utilizada foi o número de grupos funcionais (GF) presentes na comunidade, ou seja, a riqueza de grupos funcionais (*functional group richness* - FGR) (TILMAN et al., 1997; DÍAZ; CABIDO, 2001). Nessa medida as espécies são agrupadas de acordo com algum método de classificação, de maneira que espécies dentro do mesmo grupo sejam mais similares entre si do que com espécies de grupos diferentes em relação aos atributos funcionais (TILMAN, 1997). Entretanto, essa medida

apresenta duas ressalvas, a primeira por ter decisões arbitrárias quanto ao nível de corte para selecionar os grupos funcionais e a segunda que quando selecionado o grupo funcional considera-se que todas as espécies do mesmo grupo apresentam a mesma função e que espécies de outro GF são igualmente diferentes (CIANCIARUSO; SILVA; et al., 2009).

Porém, existem outras formas de mensurar a diversidade funcional sem necessidade da utilização de decisões arbitrárias (PETCHEY; GASTON, 2002; MASON et al., 2003; MOUILLOT et al., 2005). Quando as informações quantitativa ou qualitativa sobre as características funcionais das espécies são utilizadas para produzir classificações funcionais, a diversidade funcional pode ser estimada sem dividir as espécies entre os grupos funcionais (PETCHEY; GASTON, 2006). Essa medida contínua é dada pela dispersão de pontos (espécies) no espaço n-dimensional dos atributos funcionais (PETCHEY; GASTON, 2006). Com essa forma de cálculo espera-se que a adição de uma espécie não-exclusiva (sem acrescentar nenhum atributo funcional), deixa inalterada a diversidade funcional e que a adição de uma espécie exclusiva sempre irá aumentar a diversidade funcional. As principais medidas de diversidade funcional descritas e utilizadas na literatura estão na Tabela 1.1.

A correlação entre alguns índices descritos na literatura (Tabela 1.1) foram testados (MOUCHET et al., 2010), exceto *Functional dispersion* (FDis) e *Functional Hill numbers*. Dentre os índices testados, três foram sugeridos *Functional richness* (FRic), *Functional evenness* (FEve) e *Functional divergence* (FDiv) (MOUCHET et al., 2010), pois são índices de facetas diferentes e complementares. O *Rao's quadratic entropy* (Q) não é independente da FRic, existindo correlação entre eles; e GFD ou FD precisam de uma análise de cluster, que tem alguns problemas metodológicos e as informações podem ser perdidas pela redução da dimensionalidade do espaço funcional (MOUCHET et al., 2008; VILLÉGER et al., 2008). Porém em alguns casos, como por exemplo, quando o número de espécies é pequeno FRic, FDis e FEve não são tão relevantes (VILLÉGER et al., 2008). Estas facetas da diversidade funcional (FRic, FDis e FEve) podem apresentar os efeitos da diversidade funcional nas regras de montagem das comunidades, podendo assim avaliar os efeitos de cada faceta separadamente, o que é difícil quando utiliza-se apenas um índice para representar toda a diversidade funcional.

Tabela 1.1 – Resumo dos principais índices de diversidade funcional descritos e aplicados.

Índice	Faceta	Descrição	Referência
<i>Functional attribute diversity</i> (FAD)	Diversidade	Mede a distância padronizada entre as espécies que estão separadas no espaço n-dimensional dos atributos.	Walker et al. (1999)
<i>Functional diversity</i> (FD)	Diversidade	Mede a soma dos braços de um dendrograma funcional.	Petchey e Gaston (2002)
FDvar	Diversidade	Variação nos valores dos atributos das espécies	Mason et al. (2003)
<i>Rao's quadratic entropy</i> (Q)	Equabilidade	Soma das distâncias entre pares de espécies ponderadas pela abundância relativa.	Botta-Dukát (2005)
<i>Functional regularity</i> (FRO)	Equabilidade	Usa os valores reais medidos em escala contínua dos traços funcionais das espécies, ponderada pela abundância.	Mouillot et al. (2005)
<i>Functional richness</i> (Fric)	Riqueza	Volume de envelope convexo.	Cornwell et al. (2006)
<i>Modified functional attribute diversity</i> (MFAD)	Diversidade	Mede a distância padronizada entre as unidades que estão separadas no espaço n-dimensional dos atributos.	Schmera et al. (2009)
<i>Generalized functional diversity</i> (GFD)	Diversidade	Soma dos braços do dendrograma funcional utilizando algoritmos.	Mouchet et al. (2008)
<i>Functional divergence</i> (Fdiv)	Divergência	Desvio das espécies na distância média do centro de gravidade, ponderada pela abundância relativa.	Villéger et al. (2008)
<i>Functional evenness</i> (Feve)	Equabilidade	Soma dos braços do dendrograma de cobertura mínima, ponderado pela abundância das espécies	Villéger et al. (2008)
<i>Functional dispersion</i> (FDis)	Dispersão	É a distância média de cada espécie em relação ao centroide dos atributos das espécies na comunidade.	Laliberté e Legendre (2010)
<i>Functional rarefaction</i>	Rarefação	Curva de rarefação funcional.	Ricotta et al. (2012)
<i>Functional Hill numbers</i>	Diversidade e suas facetas	Quantifica a equabilidade das abundâncias e das espécies (funcionalmente) distintas em uma comunidade ou assembleia.	Chiu e Chao (2014)

A FDis foi proposta por Laliberté e Legendre (2010) como índice complementar às três facetas apresentadas por Villéger et al. (2008). Esse índice é uma adaptação da dispersão multivariada de Anderson (2006), o qual é medido pela distância média ponderada no espaço multidimensional dos traços das espécies individuais para o centróide ponderado de todas as espécies, onde os pesos correspondem às abundâncias relativas das espécies (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010). Este índice contempla outra faceta da diversidade funcional, sem apresentar nenhuma correlação com os três índices propostos por Villéger et al. (2008), FRic, FDis e FEve.

Functional Hill Numbers (FHN), proposto por Chiu e Chao (2014), leva em consideração não apenas a abundância das espécies, mas também a influência desta seguindo vários pesos diferentes para esta variável de acordo com o modelo proposto por Hill (1973). O produto do FHN e a FD significativa quantifica a diversidade funcional total, ou seja, a distância total efetiva entre espécies da comunidade (CHIU; CHAO, 2014). As três medidas (FHN, FD significativa e diversidade funcional total) quantificam os diferentes aspectos do espaço das características das espécies, e todas são baseadas na abundância das espécies e nas espécies aos pares de distâncias funcionais (CHIU; CHAO, 2014).

Quando a abundância das espécies não é considerada ou as espécies são igualmente abundantes, a diversidade funcional total se reduz à soma de todas as distâncias pareadas entre as espécies de uma assembleia, índice igual à *Functional diversity* (FD) proposto por Petchey e Gaston (2002). Assim, o FHN e a diversidade funcional média satisfazem os princípios da replicação, o que implica que a diversidade funcional total satisfaz o princípio da replicação quadrática (CHIU; CHAO, 2014). Quando há várias comunidades ou montagens definidas pelo pesquisador, cada uma das três medidas (FHN, FD significativa e diversidade funcional total) do conjunto reunido (diversidade gama) pode ser decomposto em componentes multiplicativamente alfa e beta, sendo que, os dois componentes são independentes (CHIU; CHAO, 2014).

1.2.4 Traços funcionais

Os traços funcionais são características das espécies que representam a funcionalidade das mesmas ao ambiente. Esses traços podem ser valores quantitativos ou qualitativos. Logo, os traços funcionais são quaisquer características morfológicas, fisiológicas ou fenológicas, mensuráveis nas plantas individuais e na célula de todo nível de organismo, que potencialmente afetam a sua aptidão (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013).

Cornelissen et al. (2003) forneceram um protocolo metodológico internacional destinado a padronizar o esforço da pesquisa com diversidade funcional, com base no consenso entre um grupo amplo de cientistas neste campo. O artigo possui um manual prático com descrição passo-a-passo, com breves informações sobre o contexto ecológico, de 28 traços funcionais reconhecidos como fundamentais para abordar as questões ecológicas de grande escala (Tabela 1.2).

Pérez-Harguindeguy et al. (2013) atualizou e ampliou o manual anterior (CORNELISSEN et al., 2003). O novo manual mantém o foco claramente apresentado no anterior, amplamente aplicável, descrições passo-a-passo, com um mínimo de texto em teoria, e não só inclui métodos atualizados para os traços anteriormente abrangidos, mas também introduz novos protocolos para outras características. Este novo manual tem um melhor equilíbrio entre as características da planta inteira, as características das folhas, raízes e caule e atributos das características regenerativas, e coloca ênfase especial sobre as características importantes para a previsão de efeitos das espécies chave nas propriedades do ecossistema.

Os traços contidos no novo manual representam um conjunto de características funcionais de plantas vasculares que podem, juntos, representar as respostas da planta-chave para o meio ambiente, bem como efeitos essenciais de plantas sobre os processos e serviços dos ecossistemas em várias escalas espaciais, como: parcelas locais, paisagens e biomas. Podem também ajudar a responder questões de teoria ecológica e evolutiva, bem como as práticas relacionadas com a conservação e manejo dos recursos naturais. E na maioria dos casos, os traços para a medição são relativamente fáceis, baratos e padronizados em muitos biomas e regiões (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013).

Embora não haja nenhum limite para o número de características relevantes em diferentes contextos de estudo, um pequeno número de características tem sido quase universalmente considerados relevantes, porque estão no centro do ciclo de vida da planta, como: tamanho da planta, tamanho da semente) e a estrutura do tecido foliar (WESTOBY, 1998). Além disso, existem algumas listas centrais de características das plantas que são consideradas importantes, como o uso de recursos naturais, regeneração, dispersão e resposta a distúrbios generalizados (KNEVEL et al., 2003).

Tabela 1.2 – Associação dos traços funcionais das plantas com: 1) respostas das plantas para quatro classes de mudanças ambientais; 2) força competitiva e defesa da planta contra herbívoros e patógenos; e 3) Os efeitos da planta sobre os ciclos biogeoquímicos e regimes de perturbação. Adaptado de Cornelissen et al. (2003). X: são os traços importantes para a avaliação; ?: são os traços que a avaliação depende do pesquisador

	Resposta ao clima	Resposta ao CO ₂	Resposta aos recursos do solo	Resposta ao distúrbio	Capacidade competitiva	Defesa/proteção da planta	Efeitos no ciclo biogeoquímico	Efeitos regime de distúrbio
Traços da planta								
Forma de crescimento	X	X	X	X	X	X	X	X
Forma de vida	X	X	X	X	X		X	X
Altura da planta	X	X	X	X	X	X	X	X
Capacidade de clonagem	X	?	X	X	X			?
Presença de espinhos	X	?			X	X		?
Flamabilidade		?			X	X	X	X
Traços foliares								
Área foliar específica	X	X	X		X	X	X	
Tamanho da folha	X	?	X		X	X	X	
Matéria seca foliar	X	?	X			X	X	X
Fosforo e nitrogênio foliar	X	X	X	X	X	X	X	
Resistência física	X	?	X	X		X	X	
Tempo de vida	X	X	X	X	X	X	X	
Fenologia das folhas	X				X		X	X
Rota fotossintética	X	X			X			X
Resistência a geada	X				X	X		
Traços do tronco								
Densidade específica do tronco	X	?	?	X		X	X	X
Teor de matéria seca do galho	X	?	?	?		X	X	X

	Resposta ao clima	Resposta ao CO ₂	Resposta aos recursos do solo	Resposta ao distúrbio	Capacidade competitiva	Defesa/proteção da planta	Efeitos no ciclo biogeoquímico	Efeitos regime de distúrbio
Tempo de secagem do galho	X	?	?				?	X
Espessura da casca			X	X		X		?
Traços abaixo do solo								
Comprimento radicular específico	X	?	X		X	X		?
Diâmetros das raízes finas	X	X	X					
Distribuição da profundidade radicular	X	?	X	X	X		X	X
95% profundidade de enraizamento	X	?	X		X			X
Estratégia de captação de nutrientes	X	X	X	X	X		X	
Traços regenerativos								
Modo de dispersão				X				
Forma e tamanho do propágulo				X				
Massa da semente			X	X	X	X		
Capacidade de rebrota		X	X	X			X	

No novo manual, é apresentada uma descrição detalhada sobre a seleção de espécies e indivíduos, traços da planta inteira, traços foliares, traços do tronco, traços subterrâneos e traços regenerativos (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013). Entretanto, nenhum manual pode responder à pergunta de quais são os melhores atributos funcionais para medir, porque isso depende fortemente dos objetivos, das características ecológicas e da escala da área de estudo, e de outras circunstâncias práticas (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013).

1.2.5 Considerações finais

Os estudos sobre a FD contribuíram com importantes avanços no conhecimento da relação biodiversidade e funções do ecossistema dentro e entre comunidades. Podendo, assim, ser utilizado em políticas de conservação e manejo florestais e dos recursos naturais e em planos de recuperação de áreas degradadas. Além da manutenção dos ecossistemas, o funcionamento dos mesmos e os seus serviços são essenciais para a subsistência da população humana.

A implementação do uso da FD nas propostas de manejo visa ganhar maior reestabelecimento da produção original da área, pois, as comunidades com maior FD apresentam maior produtividade primária (TILMAN, 2001). Também vale ressaltar que, se a redução da diversidade for muito drástica, as funções do ecossistema podem ser reduzidas. Não só a manutenção da vegetação, mas também a manutenção das funções do ecossistema e os seus benefícios são princípios que o manejo busca manter. Além de que, comunidades com reduzida FD apresentam menor capacidade de recuperação de distúrbios (queda de árvores, queimadas, patógenos, etc.) que podem elevar as chances de insucesso do planejamento da proposta de manejo.

Seguindo os princípios das funções do ecossistema os planos de recuperação também podem utilizar a FD para melhorar as perspectivas de recuperação (THOMPSON et al., 2010). Com um grupo de espécies que aumentem o valor desta variável é possível acelerar o processo de recuperação não apenas da cobertura vegetal, mas também das funções da vegetação para o ecossistema como um todo. Tornando o ambiente mais estável e mais resiliente a possível distúrbios.

1.3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, M. J. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, v. 62, n. 1, p. 245–53, 2006. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16542252>>. Acesso em: 15/7/2014.

- BARDGETT, R. D.; WARDLE, D. A. Herbivore-mediated linkages between aboveground and belowground communities. **Ecology**, v. 84, n. 9, p. 2258–2268, 2003. Disponível em: <<http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/02-0274>>. Acesso em: 18/10/2014.
- BELLO, F.; LAVOREL, S.; DÍAZ, S.; et al. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 10, p. 2873–2893, 2010. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10531-010-9850-9>>. Acesso em: 10/7/2014.
- BOTTA-DUKÁT, Z. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. **Journal of Vegetation Science**, v. 16, n. 5, p. 533–540, 2005. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x>>. Acesso em: 11/11/2014.
- BROWN, J. H. **Macroecology**. Chicago: University of Chicago, 1995.
- CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCNICK, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 5, p. 1079–1087, 2011. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>>. Acesso em: 9/7/2014.
- CARDINALE, B. J.; DUFFY, J. E.; GONZALEZ, A.; et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 59–67, 2012. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22678280>>. Acesso em: 9/7/2014.
- CARDINALE, B. J.; WRIGHT, J. P.; CADOTTE, M. W.; et al. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 46, p. 18123–8, 2007. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=2084307&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: 21/10/2014.
- CHIU, C.-H.; CHAO, A. Distance-based functional diversity measures and their decomposition: a framework based on hill numbers. **PloS one**, v. 9, n. 7, p. e100014, 2014. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=4085071&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: 2/10/2014.
- CIANCIARUSO, M. V.; BATALHA, M. A.; GASTON, K. J.; PETCHEY, O. L. Including intraspecific variability in functional diversity. **Ecology**, v. 90, n. 1, p. 81–9, 2009. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19294915>>. .
- CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional : novas abordagens para a Ecologia de comunidades Introdução Medidas Tradicionais de Diversidade. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 93–103, 2009.

- CLEMENTS, F. E. **Plant succession: an analysis of the development of vegetation.** Washington: Carnegie Institution of Washington, 1916.
- CONTI, G.; DÍAZ, S. Plant functional diversity and carbon storage - an empirical test in semi-arid forest ecosystems. (S. Lavorel, Ed.) **Journal of Ecology**, v. 101, n. 1, p. 18–28, 2013. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/1365-2745.12012>>. Acesso em: 14/11/2013.
- CORNELISSEN, J. H. C.; LAVOREL, S.; GARNIER, E.; et al. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 51, n. 4, p. 335, 2003. Disponível em: <<http://www.publish.csiro.au/?paper=BT02124>>. .
- CORNWELL, W. K.; SCHWILK, D. W.; ACKERLY, D. D. A trait-based test for habitat filtering convex hull volume. **Ecology**, v. 87, n. 6, p. 1465–1471, 2006. Disponível em: <<http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/0012-9658%282006%2987%5B1465%3AATTFHF%5D2.0.CO%3B2>>. Acesso em: 7/11/2014.
- DIAMOND, J. M. Assembly of species communities. In: M. L. Condy; J. M. Diamond (Eds.); **Ecology and evolution of communities**. 1st ed., p.342–444, 1975. Cambridge: Harvard University Press.
- DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 11, p. 646–655, 2001. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534701022832>>. Acesso em: 23/10/2014.
- ELTON, C. Competition and the Structure of Ecological Communities. **The Journal of Animal Ecology**, v. 15, n. 1, p. 54, 1946. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/1625?origin=crossref>>. Acesso em: 29/9/2014.
- FISHER, R. A.; CORBET, A. S.; WILLIAMS, C. B. The Relation Between the Number of Species and the Number of Individuals in a Random Sample of an Animal Population. **The Journal of Animal Ecology**, v. 12, n. 1, p. 42, 1943. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/1411?origin=crossref>>. Acesso em: 29/9/2014.
- FREITAS, J. R.; CIANCIARUSO, M. V.; BATALHA, M. A. Functional diversity, soil features and community functioning: a test in a cerrado site. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, p. 463–70, 2012. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22990816>>. .
- GASTON, K. J. What is biodiversity? In: K. J. Gaston (Ed.); **Biodiversity: a biology of numbers and difference**. p.1–9, 1996. Oxford: Blackwell Science.

- GLEASON, H. A. Further views on the succession-concept. **Ecology**, v. 8, n. 3, p. 299, 1927. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/1929332?origin=crossref>>. .
- HERMOSO, V.; CLAVERO, M.; BLANCO-GARRIDO, F.; PRENDA, J. Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. **Ecological Applications**, v. 21, n. 1, p. 175–188, 2011. Disponível em: <<http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/09-2011.1>>. Acesso em: 11/11/2014.
- HILL, M. O. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. **Ecology**, v. 54, n. 2, p. 427, 1973. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/1934352?origin=crossref>>. Acesso em: 8/10/2014.
- HOOPER, D. U.; VITOUSEK, P. M. The Effects of Plant Composition and Diversity on Ecosystem Processes. **Science**, v. 277, n. 5330, p. 1302–1305, 1997. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.277.5330.1302>>. Acesso em: 18/11/2013.
- HUSTON, M. A. Hidden treatments in ecological experiments: re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. **Oecologia**, v. 110, n. 4, p. 449–460, 1997. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s004420050180>>. .
- HUTCHINSON, G. E. Homage to Santa Rosalia or Why Are There So Many Kinds of Animals? **The American Naturalist**, v. 93, n. 870, p. 145, 1959. Disponível em: <<http://www.journals.uchicago.edu/doi/abs/10.1086/282070>>. Acesso em: 29/9/2014.
- KNEVEL, I. C.; BEKKER, R. M.; BAKKER, J. P.; KLEYER, M. Life-history traits of the Northwest European flora: The LEDA database. **Journal of Vegetation Science**, v. 14, n. 4, p. 611–614, 2003. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/3236836>>. Acesso em: 8/12/2014.
- KÖRNER, C. Scaling from species to vegetation: The usefulness of functional groups. In: E.-D. Schulze; H. A. Mooney (Eds.); **Biodiversity and ecosystem function**. p.117–140, 1993. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/index/10.1007/978-3-642-58001-7>>. Acesso em: 8/11/2014.
- KREMEN, C.; WILLIAMS, N. M.; AIZEN, M. A; et al. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. **Ecology letters**, v. 10, n. 4, p. 299–314, 2007. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17355569>>. Acesso em: 9/7/2014.
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299–305, 2010. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20380219>>. .
- LALIBERTÉ, E.; TYLIANAKIS, J. M. Cascading effects of long-term land-use changes on plant traits and ecosystem functioning. **Ecology**, v. 93, n. 1, p. 145–155, 2012.

Disponível em: <<http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/11-0338.1>>. Acesso em: 11/11/2014.

LAVOREL, S. Plant functional effects on ecosystem services. (M. Hutchings, Ed.) **Journal of Ecology**, v. 101, n. 1, p. 4–8, 2013. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/1365-2745.12031>>. Acesso em: 24/9/2014.

LEISHMAN, M. R.; WESTOBY, M. Classifying Plants into Groups on the Basis of Associations of Individual Traits--Evidence from Australian Semi-Arid Woodlands. **The Journal of Ecology**, v. 80, n. 3, p. 417, 1992. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2260687?origin=crossref>>. Acesso em: 25/10/2014.

LOREAU, M. Ecosystem development explained by competition within and between material cycles. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 265, n. 1390, p. 33–38, 1998. Disponível em: <<http://rspb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rspb.1998.0260>>. .

MACARTHUR, R. On the relative abundance of species. **American Naturalist**, v. 94, n. 874, p. 25–36, 1960. Disponível em: <www.jstor.org/stable/2458395>. .

MACARTHUR, R.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University, 1967.

MACLEAN, I. M. D.; WILSON, R. J. Recent ecological responses to climate change support predictions of high extinction risk. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 30, p. 12337–42, 2011. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=3145734&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: 11/10/2014.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell ed. Oxford, 2004.

MASON, N. W. H.; MACGILLIVRAY, K.; STEEL, J. B.; WILSON, J. B. An index of functional diversity. **Journal of Vegetation Science**, v. 14, n. 4, p. 571–578, 2003. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02184.x>>. Acesso em: 6/11/2014.

MCNAUGHTON, S. J. Diversity and Stability of Ecological Communities : A Comment on the Role of Empiricism in Ecology. **The American Naturalist**, v. 111, n. 979, p. 515–525, 1977. Disponível em: <<http://links.jstor.org/sici?sici=0003-0147%28197705%2F06%29111%3A979%3C515%3ADASOEC%3E2.0.CO%3B2-9>>. .

MOUCHET, M. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 867–876, 2010.

Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>>. Acesso em: 27/2/2013.

MOUCHET, M.; GUILHAUMON, F.; VILLÉGER, S.; et al. Towards a consensus for calculating dendrogram-based functional diversity indices. **Oikos**, v. 117, p. 794–800, 2008. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.0030-1299.2008.16594.x/full>>. .

MOUILLOT, D.; GRAHAM, N. A J.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; BELLWOOD, D. R. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 3, p. 167–77, 2013. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23141923>>. Acesso em: 9/7/2014.

MOUILLOT, D.; MASON, W. H. N.; DUMAY, O.; WILSON, J. B. Functional regularity: a neglected aspect of functional diversity. **Oecologia**, v. 142, n. 3, p. 353–9, 2005. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15655690>>. Acesso em: 22/10/2014.

MOUILLOT, D.; VILLÉGER, S.; SCHERER-LORENZEN, M.; MASON, N. W. H. Functional structure of biological communities predicts ecosystem multifunctionality. **PLoS one**, v. 6, n. 3, p. e17476, 2011. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=3053366&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: 27/9/2014.

NAEEM, S.; THOMPSON, L. J.; LAWLER, S. P.; LAWTON, J. H.; WOODFIN, R. M. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. **Nature**, v. 368, n. 6473, p. 734–737, 1994. Disponível em: <<http://www.nature.com/doi/10.1038/368734a0>>. Acesso em: 15/10/2014.

NAEEM, S.; THOMPSON, L. J.; LAWLER, S. P.; LAWTON, J. H.; WOODFIN, R. M. Empirical Evidence that Declining Species Diversity May Alter the Performance of Terrestrial Ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Science**, v. 347, n. 1321, p. 249–262, 1995. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.1995.0025>>. .

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; DÍAZ, S.; GARNIER, E.; et al. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 61, p. 167–234, 2013.

PETCHEY, O. L.; EVANS, K. L.; FISHBURN, I. S.; GASTON, K. J. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. **The Journal of animal ecology**, v. 76, n. 5, p. 977–85, 2007. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17714276>>. Acesso em: 10/11/2013.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, n. 3, p. 402–411, 2002. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x>>. .

- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology letters**, v. 9, n. 6, p. 741–58, 2006. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16706917>>. Acesso em: 27/2/2013.
- PETCHEY, O. L.; HECTOR, A.; GASTON, K. J. How do different measures of functional diversity perform? **Ecology**, v. 85, n. 3, p. 847–857, 2004.
- PETERS, R. H. **A critique for ecology**. University ed. Cambridge, 1991.
- PRESTON, F. W. The Commonness, And Rarity, of Species. **Ecology**, v. 29, n. 3, p. 254, 1948. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/1930989?origin=crossref>>. Acesso em: 2/9/2014.
- PUTMAN, R. **Community Ecology**. 1st ed. London: Chapman &Hall, 1994.
- REDFORD, K. H. The Empty Forest. **BioScience**, v. 42, n. 6, p. 412–422, 1992.
- RICOTTA, C. A note on functional diversity measures. **Basic and Applied Ecology**, v. 6, n. 5, p. 479–486, 2005. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1439179105000435>>. Acesso em: 7/11/2013.
- RICOTTA, C.; PAVOINE, S.; BACARO, G.; ACOSTA, A. T. R. Functional rarefaction for species abundance data. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, n. 3, p. 519–525, 2012. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.2041-210X.2011.00178.x>>. Acesso em: 13/11/2014.
- ROSCHER, C.; SCHUMACHER, J.; LIPOWSKY, A.; et al. A functional trait-based approach to understand community assembly and diversity–productivity relationships over 7 years in experimental grasslands. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 15, n. 3, p. 139–149, 2013. Elsevier GmbH. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1433831913000243>>. Acesso em: 18/11/2013.
- SAFI, K.; CIANCIARUSO, M. V.; LOYOLA, R. D.; et al. Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 366, n. 1577, p. 2536–44, 2011. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=3138614&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: 9/7/2014.
- SCHMERA, D.; ERŐS, T.; PODANI, J. A measure for assessing functional diversity in ecological communities. **Aquatic Ecology**, v. 43, n. 1, p. 157–167, 2009. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10452-007-9152-9>>. Acesso em: 5/11/2014.
- SCHUMACHER, J.; ROSCHER, C. Differential effects of functional traits on aboveground biomass in semi-natural grasslands. **Oikos**, v. 118, n. 11, p. 1659–1668,

2009. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1600-0706.2009.17711.x>>. Acesso em: 23/10/2014.

THOMPSON, K.; PETCHEY, O. L.; ASKEW, A. P.; et al. Little evidence for limiting similarity in a long-term study of a roadside plant community. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 2, p. 480–487, 2010. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2745.2009.01610.x>>. Acesso em: 23/10/2014.

THORPE, A. S.; STANLEY, A. G. Determining appropriate goals for restoration of imperilled communities and species. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 2, p. 275–279, 2011. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2664.2011.01972.x>>. Acesso em: 10/11/2014.

TILMAN, D. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. **Science**, v. 277, n. 5330, p. 1300–1302, 1997. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.277.5330.1300>>. Acesso em: 11/11/2013.

TILMAN, D. Functional Diversity. In: S. A. Levin (Ed.); **Encyclopedia of Biodiversity**. v. 3, p.109–120, 2001. San Diego.

TILMAN, D.; DOWNING, J. A. Biodiversity and stability in grasslands. **Nature**, v. 367, n. 6461, p. 363–365, 1994. Disponível em: <<http://www.nature.com/doi/10.1038/367363a0>>. Acesso em: 27/10/2014.

TILMAN, D.; LEHMAN, C. L.; THOMSON, K. T. Plant diversity and ecosystem productivity: Theoretical. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 94, p. 1857–1861, 1997.

TILMAN, D.; REICH, P. B.; KNOPS, J.; et al. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. **Science**, v. 294, n. 5543, p. 843–5, 2001. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11679667>>. .

VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–301, 2008. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18724739>>. .

VISCONTI, P.; PRESSEY, R. L.; GIORGINI, D.; et al. Future hotspots of terrestrial mammal loss. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 366, n. 1578, p. 2693–702, 2011. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=3140729&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: 24/9/2014.

VITOUSEK, P. M.; HOOPER, D. U. Biological diversity and terrestrial ecosystem biogeochemistry. In: E. D. Schulze; H. A. Mooney (Eds.); **Biodiversity and Ecosystem Function**. p.3–14, 1993. Berlin: Springer-Verlag.

- WALKER, B. H. Biodiversity and Ecological Redundancy. **Biodiversity and Ecological Redundancy**, v. 6, n. 1, p. 18–23, 1992.
- WALKER, B. H.; KINZIG, A.; LANGRIDGE, J. Plant Attribute Diversity, Resilience, and Ecosystem Function: The Nature and Significance of Dominant and Minor Species. **Ecosystems**, v. 2, p. 95–113, 1999.
- WESTOBY, M. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. **Plant and soil**, v. 199, n. 2, p. 213–227, 1998. Disponível em:
<<http://link.springer.com/article/10.1023%2FA%3A1004327224729#page-1>>. Acesso em: 8/12/2014.
- WORM, B.; TITTENSOR, D. P. Range contraction in large pelagic predators. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 29, p. 11942–7, 2011. Disponível em:
<<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=3141942&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: 11/11/2014.

2. INFLUÊNCIA DA DIVERSIDADE FUNCIONAL NO ESTOQUE FLORESTAL: ESTUDO DE CASO NO CERRADO SENTIDO RESTRITO

2.1 INTRODUÇÃO

Pesquisas sobre a biodiversidade e funcionamento de ecossistemas tem demonstrado que esta relação influencia de maneira favorável em uma série de processos do ecossistema, como o estoque das plantas e a quantidade de carbono (HUSTON, 1997; TILMAN et al., 2001). Entretanto, a quantificação da biodiversidade é difícil de ser interpretada, pois envolve a diversidade de genes, fenótipos, populações, espécies, comunidades e ecossistemas (MOUCHET et al., 2010). As medidas de biodiversidade clássicas (riqueza de espécies ou uma variedade de índices de diversidade, como Shannon e Simpson) basearam-se nas premissas de que: (1) todas as espécies são iguais, ou seja, a importância das espécies é estabelecida pela densidade relativa; (2) todos os indivíduos são iguais, independentemente da sua dimensão, e (3) as densidades das espécies foram avaliadas corretamente (MAGURRAN, 2004). Porém, as espécies não são iguais quanto ao funcionamento do ecossistema, tornando essas suposições das medidas de biodiversidade clássicas não válidas (MOUCHET et al., 2010). Medidas de diversidade que incorporem informações sobre as relações filogenéticas das espécies (RICOTTA, 2005) ou suas características funcionais (PETCHEY; GASTON, 2006) devem ser melhores do que as medidas clássicas (CIANCIARUSO et al., 2009).

Tilman (2001) afirma que a diversidade funcional apresenta o valor da variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades. Podendo, portanto, esclarecer os processos determinantes para o funcionamento dos ecossistemas florestais (estoque, ciclagem de nutrientes, taxa de decomposição, etc.) uma vez que esses interligam organismos e comunidades no uso dos recursos ambientais. A produtividade primária do ecossistema é o fator chave que afeta as funções do ecossistema e a sua estabilidade. Muitos ecologistas usam gradientes de biodiversidade, como perda de espécies em comunidades de plantas, a fim de testar diretamente as influências da biodiversidade na produtividade do ecossistema (WANG et al., 2007). Entender os processos que sustentam os serviços do ecossistema é fundamental para quantificar os efeitos das mudanças atuais e futuras destes serviços para a sua manutenção (CARDINALE et al., 2012).

A diversidade funcional mede as diferenças entre as espécies a partir das características que sejam funcionais ao ecossistema (CIANCIARUSO; BATALHA; et al., 2009). Mensurar a diversidade funcional é medir a diversidade de traços funcionais que influenciam os processos do ecossistema, independentemente da filogenia dos organismos (CIANCIARUSO; BATALHA; et al., 2009). Tilman et al. (1997) e Hooper e Vitousek (1997) sugeriram que os ecossistemas com grande diversidade de características funcionais têm maior eficiência no aproveitamento de água, nutrientes, luz, bem como o estoque mais elevado. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a influência da diversidade funcional no estoque de volume e biomassa da assembleia lenhosa de uma área no cerrado *stricto sensu*. Com a hipótese de que a diversidade funcional influencia de forma favorável o estoque florestal da assembleia lenhosa.

2.2 METODOLOGIA

2.2.1 Caracterização da área de estudo

A área de cerrado sentido restrito avaliada localiza-se na Fazenda Água Limpa (FAL) nas coordenadas 15°56' a 15°59' S e 47°55' a 47°58' W no Distrito Federal, distanciando 20 km ao sul da cidade de Brasília. A FAL tem uma área total de 4.390,0 ha, e o solo predominante na área de estudo é o Latossolo Vermelho-Amarelo, pobre em nutrientes e com um alto teor de alumínio (FIEDLER et al., 2004).

A altitude média é de 1100 m e conforme a classificação de Köppen o clima da região é do tipo Aw, sendo caracterizado por duas estações bem definidas (quente e chuvosa), que ocorrem de outubro a abril, e outra fria e seca de maio a setembro, com temperatura média foi de 22,1°C e precipitação média anual de 1.500 mm (MUNHOZ; FELFILI, 2005).

2.2.2 Amostragem e levantamento da vegetação

Foram amostradas aleatoriamente dez parcelas de 20 x 50 m (1000 m²), segundo levantamento efetuado em 2009 (BORGES, 2009). Nestas parcelas foram amostrados todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com *Db* (diâmetro a 30 cm do solo) > 5 cm (FELFILI et al., 2005). Durante a amostragem, os indivíduos foram mensurados quanto ao *Db* e *Ht* (altura total). As espécies foram classificadas em famílias de acordo com o sistema do APG III (CHASE; REVEAL, 2009). Para a verificação de grafia e sinónimas nomenclaturais foram utilizados os bancos de dados do Missouri Botanic Garden (MOBOT) e do Internacional Plant Names Index (IPNI).

O volume, a biomassa seca e o estoque de carbono de cada indivíduo foi calculado com base nas equações propostas por (REZENDE et al., 2006):

$$V = 1,09 \times 10^{-4} \times D_b^2 + 4,51 \times 10^{-4} \times D_b^2 \times Ht$$

$$B = -0,4913 + 0,0291 \times (D_b^2 \times Ht)$$

V : Volume individual, em m³; B : Biomassa seca individual, em Kg; D_b : Diâmetro a 30 cm do solo, em cm; Ht : Altura total, em metros.

2.2.3 Mensuração das características funcionais

Para a determinação da diversidade funcional foram selecionadas as espécies de maiores abundâncias e que representassem aproximadamente 80% da abundância amostrada (PAKEMAN; QUESTED, 2007). Foram utilizadas oito características funcionais: área basal, altura total, tamanho da copa (comprimento e largura), massa seca foliar, área foliar específica, densidade da madeira e densidade da casca, conforme é mostrado na Tabela 2.1 (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013).

Tabela 2.1: Atributos funcionais usados para calcular a diversidade funcional de espécies lenhosas em área de cerrado sentido restrito.

Variável	Unidade	Importância funcional
Forma de vida	Categórica	Potencial de crescimento, captação de recursos, distribuição da biomassa área
Área Basal	m ²	Ocupação do espaço, captação de recursos e biomassa total
Altura total	m	Vigor competitivo, fecundidade total da planta, tempo de intervalos em que as espécies de plantas são dadas a crescer entre os distúrbios, correlacionada com a biomassa acima do solo, profundidade radical, propagação lateral, e o tamanho das folhas
Tamanho de copa	m ²	Capacidade de competição, vigor competitivo, captação de recursos, ocupação do espaço
Massa seca foliar	mg	Equilíbrio de energia e água, relacionadas a fatores alométricos, estresse de nutrientes e perturbação do meio ambiente
Área foliar específica	mm ² .mg ⁻¹	Vida útil da folha, defesas estruturais da folha, positivamente correlacionada com o potencial da taxa de crescimento ou taxa máxima fotossintética com base nas massas
Densidade da madeira	mg.mm ⁻³	Resistência estrutural e armazenamento de carbono
Densidade da casca	mg.mm ⁻³	Resistência estrutural e armazenamento de carbono

A área basal e a altura foram determinadas a partir dos dados da amostragem, sendo calculada a média aritmética dos indivíduos. Para a determinação do comprimento de copa foram utilizadas duas medições perpendiculares da copa, sendo a primeira medida a de maior raio de copa. Para medição das características foliares da diversidade funcional (comprimento da folha, matéria seca foliar e área foliar específica) foram retiradas dez folhas maduras por árvore, as quais não deverão apresentar sintomas patógenos ou de ataque de

herbivoria (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013). A quantificação da matéria seca foliar foi feita pela média do peso seco de cinco folhas após 24 horas em uma estufa a 105°C, esse peso seco foi dividido pela massa foliar saturada em água durante 5 horas (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013). Para a medição do comprimento da folha e a área foliar específica foram utilizadas cinco folhas, as quais foram escaneadas. A partir da imagem digital destas folhas foi calculado o comprimento da folha no sentido da nervura principal e a área foliar específica identificou-se como a razão entre a área da folha e sua massa seca (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013), utilizando o pacote EImage no software R *project* (PAU et al., 2010).

As informações quanto a densidade da madeira e a densidade da casca foram utilizados dados do levantamento efetuado por Vale et al., (2002). Estes autores quantificaram os dados de densidade básica da madeira e densidade básica da casca no mesmo local de amostragem.

2.2.4 Diversidade funcional

A diversidade funcional foi mensurada em três aspectos multifacetados (divergência, uniformidade e dispersão), através de índices divergência funcional, uniformidade funcional (VILLÉGER et al., 2008) e a dispersão funcional (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010). O cálculo de cada um dos aspectos da diversidade funcional foi feita no programa R por meio do pacote FD (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010).

A divergência funcional mede a divergência na distribuição das abundâncias funcionais das espécies no volume convexo (MOUCHET et al., 2010). Essa divergência foi medida utilizando o índice *Fdiv* (*Functional Divergence*) que quantifica como as espécies divergem nas suas distâncias (ponderado pela sua abundância) a partir do centro de gravidade no espaço funcional (MOUCHET et al., 2010). E a uniformidade funcional é a regularidade da distribuição de abundância funcional no volume convexo e é baseada na árvore de cobertura mínima, que liga todas as espécies no espaço multidimensional, que foi dada pelo índice *Feve* (*Functional Evenness*) (VILLÉGER et al., 2008; MOUCHET et al., 2010). A dispersão funcional (*Fdis* – *Functional Dispersion*) que é a distância média de espécies individuais para o baricentro de todas as espécies na comunidade no espaço multidimensional funcional foi calculado pela dispersão multivariada proposta por Anderson (2006) (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010).

2.2.5 Relação entre diversidade funcional e produção das assembleias

Para verificar a relação entre a produção florestal (volume, biomassa e carbono) e os aspectos da diversidade funcional (riqueza, divergência, uniformidade e dispersão), foram

testados diversos modelos combinando variáveis independentes (aspectos da diversidade funcional) e a variável resposta (a produção florestal). Assim, foi ajustada uma regressão para cada variável da produção florestal (com exceção dos indivíduos mortos) e analisada a relação entre a produção florestal e a diversidade funcional da assembleia lenhosa, identificando qual ou quais dos aspectos da diversidade funcional está mais relacionado com essa produção. Os modelos propostos estão apresentados na Tabela 2.2.

Tabela 2.2: Modelos para estimativa das variáveis volume e biomassa em relação aos parâmetros da diversidade funcional. V: Volume, em m³; B: Biomassa seca, em Kg; FDIIV: Índice de Divergência Funcional; FEVE: Índice de Uniformidade Funcional; FDIS: Índice de Dispersão Funcional.

Variável	Modelo	Equação
Volume	V1	$V = \beta_0 + \beta_1 F_{Eve} + \beta_2 F_{Div} + \beta_3 F_{Dis} + e$
Volume	V2	$V = \beta_0 + \beta_1 F_{Eve} + \beta_2 F_{Div} + \beta_3 F_{Dis} + \beta_4 (F_{RIC} * F_{EVE} * F_{DIS}) + e$
Volume	V3	$V = \beta_0 + \beta_1 \ln(F_{Eve}) + \beta_2 \ln(F_{Div}) + \beta_3 \ln(F_{Dis}) + e$
Volume	V4	$V = \beta_1 e^{F_{Eve} * F_{Div} * F_{Dis}} + e$
Volume	V5	$V = \beta_0 * e^{\beta_1 * F_{Eve} * F_{Div} * F_{Dis}} + e$
Volume	V6	$V = \beta_1 e^{F_{RIC} * F_{EVE} * F_{DIS}} + \beta_2 \ln(F_{Eve}) + \beta_3 \ln(F_{Div}) + \beta_4 \ln(F_{Dis}) + e$
Volume	V7	$V = \beta_1 * \ln(F_{Eve} * F_{Div} * F_{DIS}) + \beta_2 \ln(F_{Eve}) + \beta_3 \ln(F_{Div}) + \beta_4 \ln(F_{Dis}) + e$
Volume	V8	$V = \beta_1 * \ln(F_{Eve} + F_{Div} + F_{DIS}) + e$
Volume	V9	$\ln(V) = \beta_0 + \beta_1 * \ln(F_{Eve} * F_{Div} * F_{DIS}) + e$
Volume	V10	$V = F_{Eve}^{\beta_1} * F_{Div}^{\beta_2} * F_{Dis}^{\beta_3} + e$
Biomassa	B1	$B = \beta_0 + \beta_1 F_{Eve} + \beta_2 F_{Div} + \beta_3 F_{Dis} + e$
Biomassa	B2	$B = \beta_0 + \beta_1 F_{Eve} + \beta_2 F_{Div} + \beta_3 F_{Dis} + \beta_4 (F_{RIC} * F_{EVE} * F_{DIS}) + e$
Biomassa	B3	$B = \beta_0 + \beta_1 \ln(F_{Eve}) + \beta_2 \ln(F_{Div}) + \beta_3 \ln(F_{Dis}) + e$
Biomassa	B4	$B = \beta_1 e^{F_{Eve} * F_{Div} * F_{Dis}} + e$
Biomassa	B5	$B = \beta_0 * e^{\beta_1 * F_{Eve} * F_{Div} * F_{Dis}} + e$
Biomassa	B6	$B = \beta_1 e^{F_{RIC} * F_{EVE} * F_{DIS}} + \beta_2 \ln(F_{Eve}) + \beta_3 \ln(F_{Div}) + \beta_4 \ln(F_{Dis}) + e$
Biomassa	B7	$B = \beta_1 * \ln(F_{Eve} * F_{Div} * F_{DIS}) + \beta_2 \ln(F_{Eve}) + \beta_3 \ln(F_{Div}) + \beta_4 \ln(F_{Dis}) + e$
Biomassa	B8	$B = \beta_1 * \ln(F_{Eve} + F_{Div} + F_{DIS}) + e$
Biomassa	B9	$\ln(B) = \beta_0 + \beta_1 * \ln(F_{Eve} * F_{Div} * F_{DIS}) + e$
Biomassa	B10	$B = F_{Eve}^{\beta_1} * F_{Div}^{\beta_2} * F_{Dis}^{\beta_3} + e$
Biomassa	B10	$B = (F_{Eve} * F_{Div} * F_{DIS})^{\beta_1} + e$

A qualidade do ajuste foi avaliada por: significância dos parâmetros; valor de F calculado da regressão; distribuição gráfica dos resíduos e coeficiente de determinação ajustado (R^2_{Aj}). Os ajustes foram efetuados no software *STATISTICA 8*.

2.3 RESULTADOS

Foram mensurados 1694 indivíduos distribuídos em 27 famílias e 56 espécies, sendo 111 indivíduos mortos (Tabela 2.3), das quais as 42 mais abundantes foram mensuradas para o cálculo da diversidade funcional. Das 56 espécies amostradas 46 estão entre as cem espécies mais comuns da região central do cerrado sentido restrito, corroborando com (BRIDGEWATER et al., 2004; RATTER et al., 2006). As famílias mais ricas em espécies foram Fabaceae (12), Vochysiaceae (5) e Malpighiaceae (4). Quinze famílias apresentaram apenas uma espécie. As espécies com maior número de indivíduos foram *Roupala montana* (127), *Ouratea hexasperma* (120), *Miconia leucocarpa* (113), *Caryocar brasiliense* (110), *Eremanthus glomerulatus* (109) e *Qualea grandiflora* (91). Cinco espécies apresentaram apenas um indivíduo arbóreo.

Tabela 2.3 – Número de indivíduos (NI), volume em m³ (V) e biomassa (B) em quilogramas por espécie na área de cerrado *stricto sensu*.

Espécie	Família	NI	V	B
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae	127	0,6706	394,27
<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill.	Ochnaceae	120	0,8989	342,78
<i>Miconia leucocarpa</i> DC.	Melastomataceae	113	0,8657	635,4
Morta	Morta	111	1,1931	1087,59
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	Caryocaraceae	110	1,5875	1327,14
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	Asteraceae	109	0,5771	515,26
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	91	1,5197	1563,2
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	Vochysiaceae	79	0,8791	767,29
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Calophyllaceae	78	0,3765	251,01
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Fabaceae	77	1,0141	1064,34
<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	Styracaceae	74	0,5746	451,68
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Cov.	Fabaceae	59	0,3693	262,42
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	Asteraceae	51	0,2246	105,06
<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	49	0,1988	82,76
<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.	Malpighiaceae	40	0,1866	99,71
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin	Araliaceae	38	0,4311	508,87
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	Rubiaceae	37	0,1880	77,18
<i>Pterodon pubescens</i> (Benth) Benth.	Fabaceae	23	0,1586	157,59
<i>Tachigali vulgaris</i> L.F. Gomes da Silva & H.C. Lima	Fabaceae	22	0,7794	1370,72
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	20	0,0709	18,07
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	Apocynaceae	19	0,1097	68,38
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	19	0,1218	92,84

Espécie	Família	NI	V	B
<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	Erythroxylaceae	16	0,0689	17,07
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Myrsinaceae	16	0,0613	35,02
<i>Rourea induta</i> Planch.	Connaraceae	14	0,0556	22,69
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	Malpighiaceae	12	0,0679	39,71
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	Connaraceae	12	0,0460	16,16
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	Malvaceae	12	0,2124	248,88
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Myrtaceae	11	0,1807	238,03
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	Malpighiaceae	11	0,0414	25,37
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	Nyctaginaceae	11	0,0571	30,76
<i>Kielmeyera speciosa</i> A.St.-Hil.	Calophyllaceae	10	0,0401	20,69
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Fabaceae	10	0,0370	19,17
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Fabaceae	8	0,0426	29,04
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	8	0,1080	103,37
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	Dilleniaceae	7	0,0322	10,08
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	Malpighiaceae	7	0,0343	25,67
<i>Vochysia elliptica</i> (Spr.) Mart.	Vochysiaceae	7	0,0495	42,05
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	Apocynaceae	6	0,0456	36,92
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Lythraceae	5	0,0229	16,06
<i>Miconia ferruginata</i> DC.	Melastomataceae	5	0,0687	63,35
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Fabaceae	5	0,0312	22,69
<i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl	Vochysiaceae	5	0,1760	268,78
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	4	0,0199	13,06
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Fabaceae	4	0,0468	39,23
<i>Plenckia populnea</i> Reissek	Celastraceae	3	0,0242	19,18
<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	Celastraceae	3	0,0109	2,91
<i>Symplocos rhamnifolia</i> A. DC.	Symplocaceae	3	0,0146	5,66
<i>Diospyros hispida</i> A.DC.	Ebenaceae	2	0,0091	3,02
<i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel	Fabaceae	2	0,0091	6,45
<i>Neea theifera</i> Oerst.	Nyctaginaceae	2	0,0086	2,26
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltldl.) K.Schum.	Rubiaceae	2	0,0081	5,09
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	1	0,0042	2,76
<i>Machaerium opacum</i> Vogel	Fabaceae	1	0,0033	1,24
<i>Mimosa clausenii</i> Benth.	Fabaceae	1	0,0038	1,5
<i>Psidium salutare</i> (Kunth) O.Berg	Myrtaceae	1	0,0039	1,94
<i>Strychnos pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Loganiaceae	1	0,0248	17,36

As espécies com maior volume foram *C. brasiliense*, *Q. grandiflora*, os indivíduos mortos e *D. miscolobium*. As espécies com maior biomassa foram *Q. grandiflora*, *T. vulgaris*, *C. brasiliense*, e os indivíduos mortos. A área apresentou um volume total de 14,667 m³/ha com erro de amostragem de 1,099 m³/ha e amplitude de 1,2374 a 1,8754 m³/ha. A biomassa total de 12.696,7925 Kg/ha com erro de amostragem de 1.402,6385 Kg/ha, com

amplitude de 1.061,6409 a 1.943,6183 Kg/ha. As figuras 2.1 e 2.2 mostram a relação entre o estoque florestal (volume e biomassa) e as facetas de diversidade funcional na área avaliada.

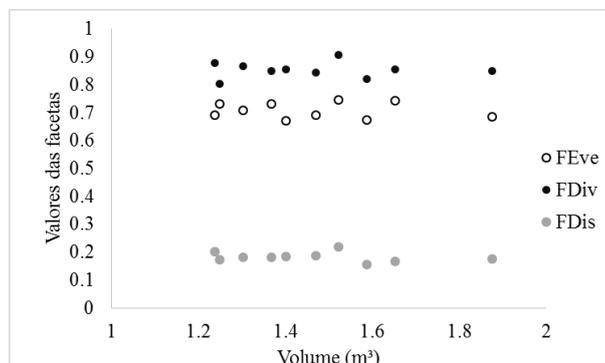


Figura 2.1 – Relação entre as facetas da diversidade funcional e o volume em metros cúbicos. Em que: FDiv: Índice de Divergência Funcional; FEVE: Índice de Uniformidade Funcional; FDis: Índice de Dispersão Funcional.

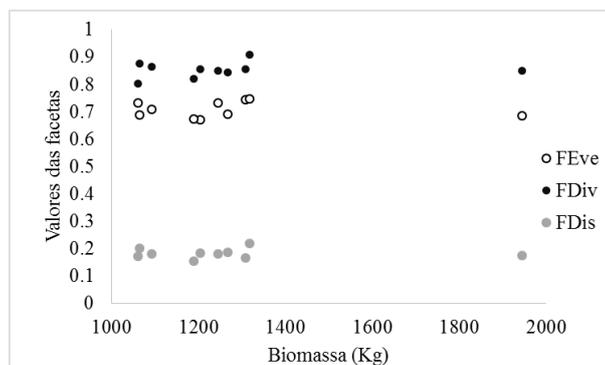


Figura 2.2 - Relação entre as facetas da diversidade funcional e a biomassa em quilogramas. Em que: FDiv: Índice de Divergência Funcional; FEVE: Índice de Uniformidade Funcional; FDis: Índice de Dispersão Funcional.

Para o volume os melhores modelos foram os exponenciais e logarítmicos (Tabela 2.4). Nenhum modelo linear apresentou regressão ou parâmetros significativos, ou seja, não há relação aditiva entre os aspectos multifacetados da diversidade funcional e o volume. Os parâmetros acompanhados da interação entre os aspectos da diversidade funcional foram significativos em todos os modelos para o volume, com o modelo contendo ou não outros parâmetros. Mas, quando a interação não estava presente, o modelo não era significativo e não apresentava nenhum parâmetro também significativo.

Para a variável biomassa os melhores modelos também foram exponenciais e logarítmicos (Tabela 2.4). Não foi identificada relação aditiva entre os aspectos multifacetados da diversidade funcional e a biomassa. Para a biomassa a interação entre os aspectos multifacetados da diversidade funcional foi o principal parâmetro relacionado com a biomassa lenhosa.

Tabela 2.4: Ajuste dos modelos para quantificar volume e biomassa na área de cerrado stricto sensu. β_i : Parâmetros do modelo; p-valor: nível de significância da anova da regressão; R^2_{aj} : coeficiente de determinação ajustado. *: parâmetro significativo a 95% de probabilidade.

Modelo	β_0	β_1	β_2	β_3	β_4	p-valor	R^2_{aj}
V1	-1,039	-0,445	-10,598	5,573	-	0,426	-0,04
V2	14,078	-10,780	-51,208	-3,372	65,463	0,617	-0,07
V3	-1,239	-0,324	-1,956	4,650	-	0,400	-0,01
V4	-	1,312*	-	-	-	0,0001	-0,21
V5	1,826*	-1,986	-	-	-	0,0001	-0,06
V6	-	-0,853	-0,204	-1,818	4,7119	0,0006	-0,02
V7	-	9,619*	-9,686*	-10,748*	-6,614*	0,0007	-0,03
V8	-	2,630*	-	-	-	0,0001	-0,02
V9	-0,130	-0,229	-	-	-	0,0008	-0,05
V10	-	0,097	-0,358	1,203	-	0,0001	-0,01
B1	-536,35	-1159,85	-7007,78	4577,31	-	0,0858	-0,14
B2	5341,75	-5178,28	-22797,54	1099,34	25452,97	0,9439	-0,58
B3	-515,41	-826,73	-1223,73	3694,22	-	0,8629	-0,34
B4	-	1022,50*	-	-	-	0,0001	0,02
B5	1420,47*	-1,02	-	-	-	0,0001	-0,11
B6	-	-364,85	-778,32	-1174,61	3740,06	0,0001	-0,33
B7	-	-119,48	-600,29	-760,3	3129,91	0,0001	-0,34
B8	-	2278,17*	-	-	-	0,0001	0,01
B9	6,96*	-0,079	-	-	-	0,0001	-0,11
B10	-	-3,16	-4,8*	14,06*	-	0,0002	-0,15
B11	-	-3,13	-	-	-	0,0001	0,01

O gráfico de resíduos para o volume (Figura 2.3) e para a biomassa (Figura 2.5) mostra que apesar de apresentar regressão e parâmetros significativos, os modelos apresentaram dependência espacial dos resíduos. Sendo assim, os modelos não são bons preditores para a quantificação do volume (Figura 2.4) e biomassa (Figura 2.6), ou seja, utilizando apenas a diversidade funcional e suas facetas o estoque não será estimada com qualidade. Dentro os modelos que apresentaram regressão significativa, os modelos V7 e B8 para volume e biomassa, respectivamente, apresentaram os melhores resultados na relação observado por estimado, para a variável volume.

Em relação à biomassa, os gráficos de resíduos dos modelos B4, B5 e B9 também apresentaram dependência espacial dos resíduos. Assim, esses modelos propostos não são bons preditores para a quantificação da biomassa. O gráfico de dispersão da biomassa observada versus a biomassa estimada também mostra que os modelos propostos não estimam de forma considerável a biomassa lenhosa.

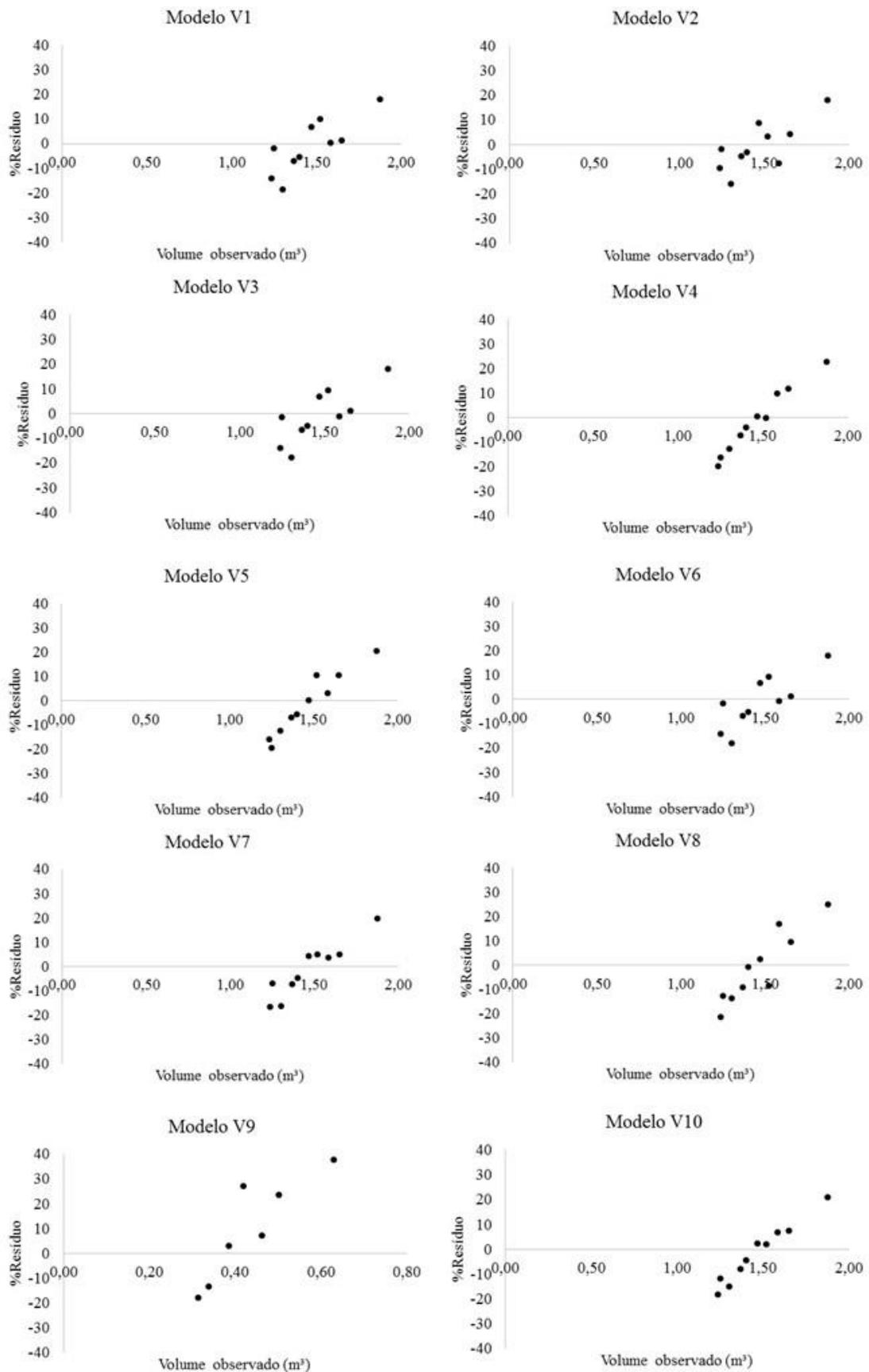


Figura 2.3: Distribuição gráfica dos resíduos dos modelos para a variável volume.

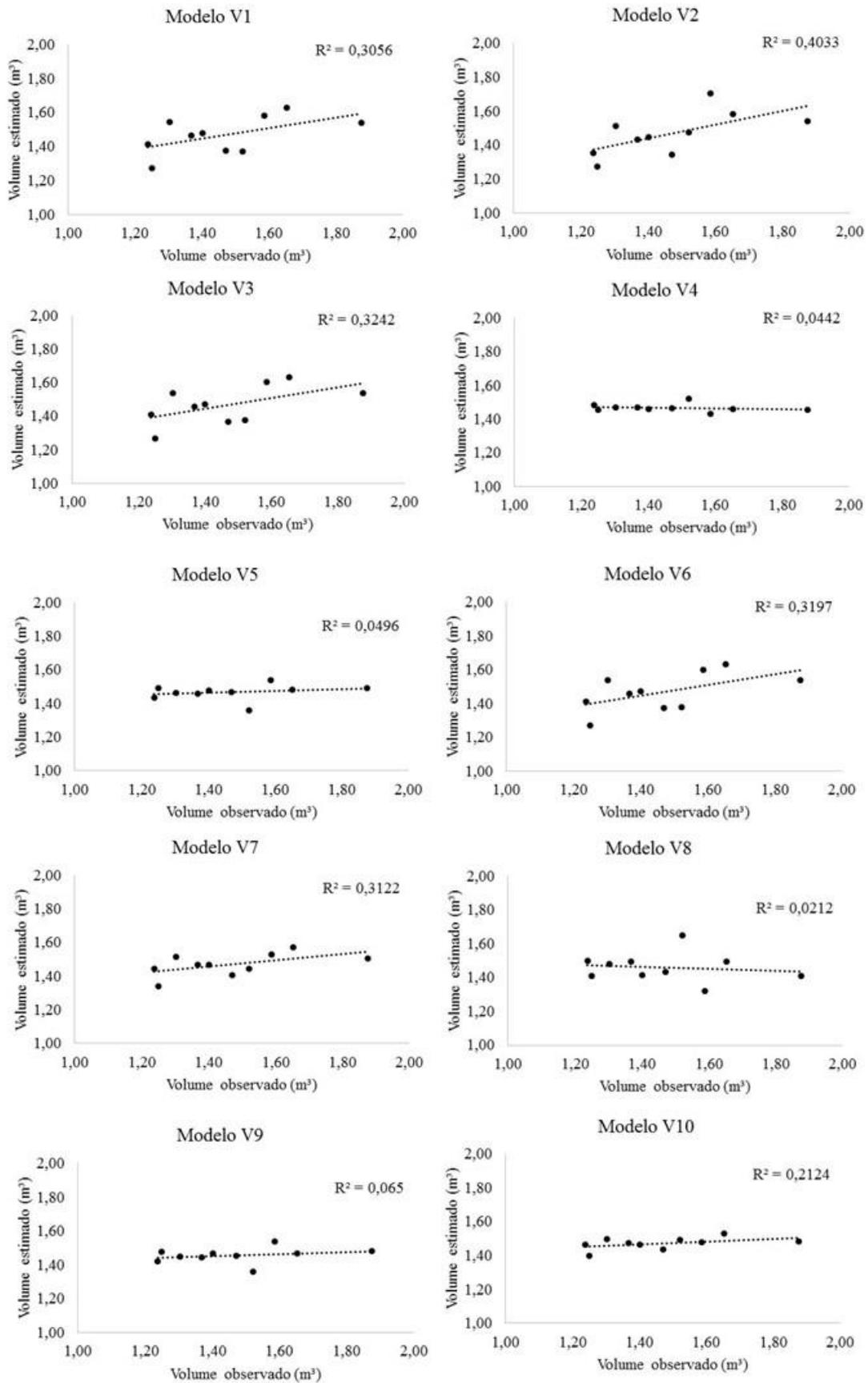


Figura 2.4: volume observado *versus* volume estimado para os modelos testado na área de cerrado sentido restrito.

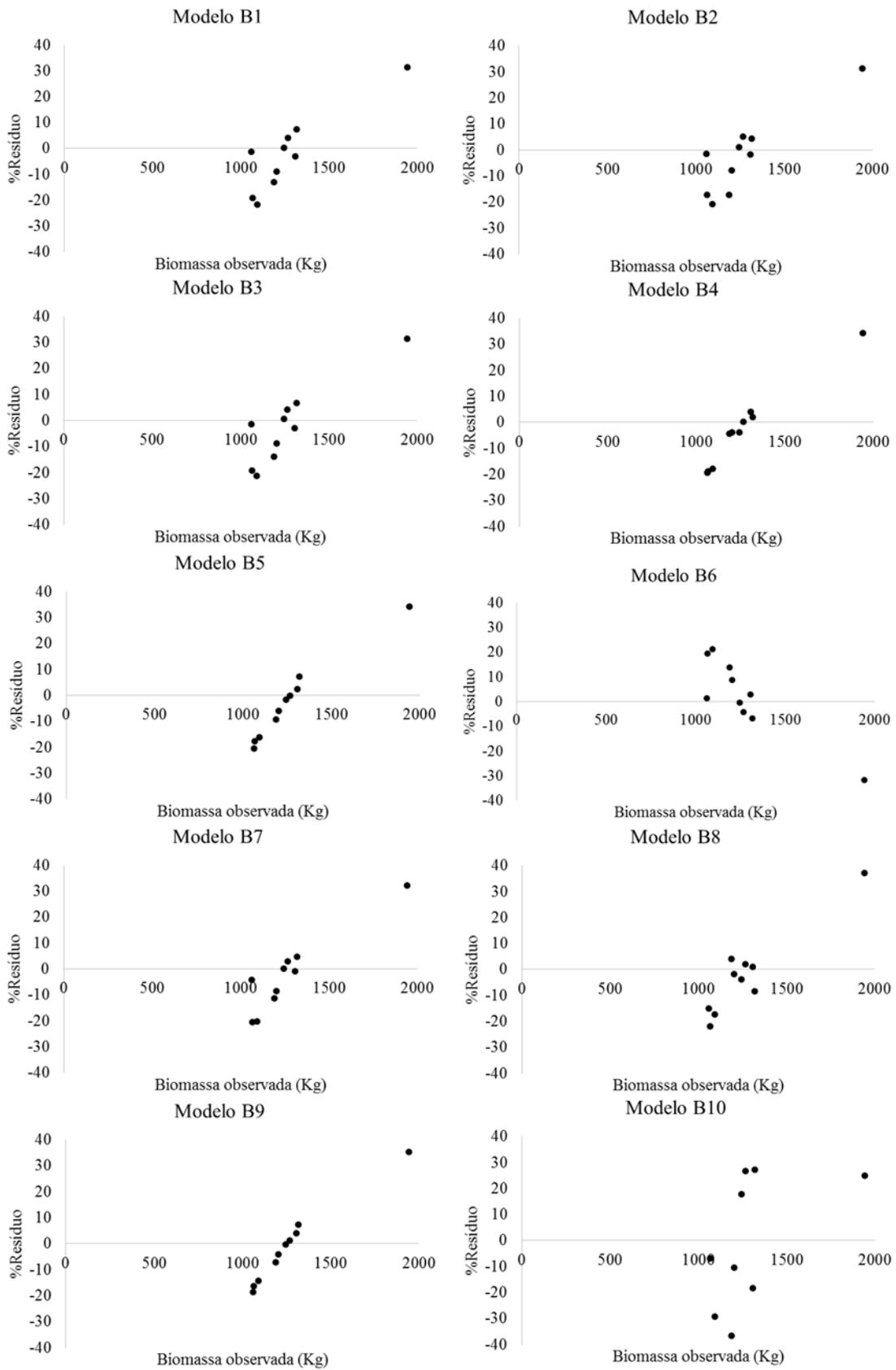


Figura 2.5: Distribuição gráfica dos resíduos dos modelos para a variável biomassa.

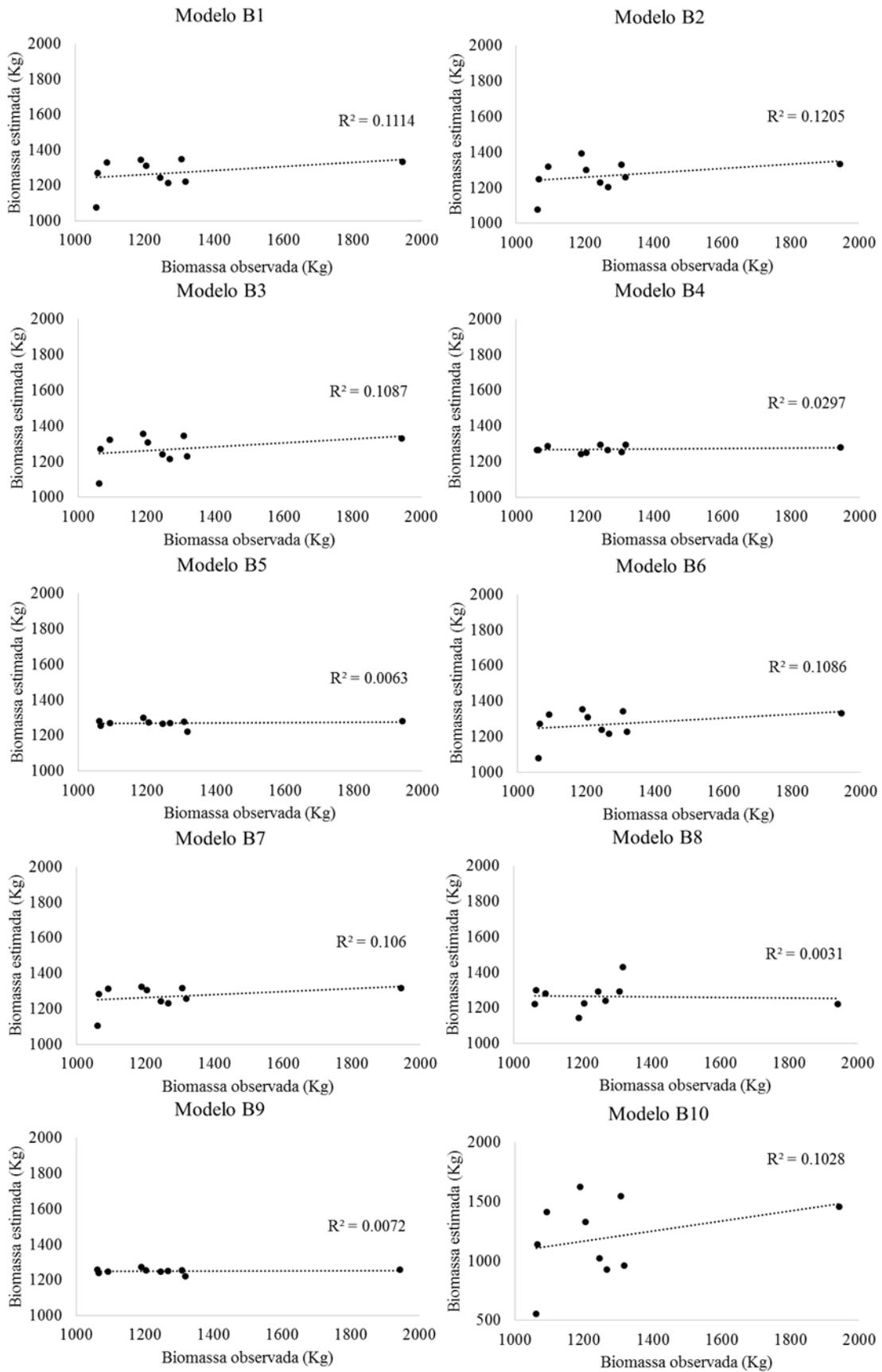


Figura 2.6: biomassa observada *versus* biomassa estimada para os modelos testado na área de cerrado sentido restrito.

2.4 DISCUSSÃO

As famílias Fabaceae e Vochysiaceae são comumente encontradas como as famílias mais ricas em áreas de cerrado sentido restrito em diversos trabalhos (FELFILI; SILVA JÚNIOR, 1993; OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2002; FELFILI et al., 2002; ANDRADE et al., 2002). Vochysiaceae é a família mais bem adaptadas ao cerrado sentido restrito, pois suas espécies são acumuladoras de alumínio, conferindo-lhes vantagens competitivas nos solos ácidos comuns nesse bioma (FELFILI et al., 1992; ANDRADE et al., 2011). Em se tratando da flora lenhosa de cerrado sentido restrito, a família Fabaceae comumente apresenta altos valores de riqueza florística (FELFILI; SILVA JÚNIOR, 1993; OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2002). A área amostrada representa uma área típica do cerrado sentido restrito da região central do bioma, contendo 82% de suas espécies entre as mais comuns desta fitofisionomia (RATTER et al., 2006).

Também, como comumente ocorre em áreas de Cerrado sentido restrito, a variação do volume e biomassa em escala local foi baixa (BITENCOURT et al., 2007). Esta homogeneidade está correlacionada com homogeneidade topográfica e edáfica apresentada na área de estudo (dados visuais em campo). Ambientes homogêneos tendem a apresentar alta similaridade florística dentro da assembleia, e portanto baixa variação da diversidade funcional.

Mesmo dentro da assembleia, a variação do volume e da biomassa apresentou correlação positiva com a diversidade funcional e seus aspectos para a assembleia lenhosa. Entretanto, dos modelos propostos, os exponenciais e logarítmicos foram os mais adequados e precisos. Entretanto, seguindo os dados da literatura é possível que os modelos logarítmicos sejam mais adequados para relacionar a diversidade funcional com o estoque florestal (TILMAN et al., 2001). Uma vez que, sendo este modelo exponencial não haveria limite ou tendência de estabilidade da influência da diversidade funcional sobre a biomassa.

Os modelos logarítmicos positivos, como determinado neste trabalho indicam que a relação biodiversidade e biomassa vegetal acima do solo tendem a estabilização do volume, a partir de determinado valor da FD. E também que, há maior instabilidade da biomassa vegetal em assembleias com baixa diversidade funcional. Assim, a FD apresenta maior influência sobre a biomassa em ambientes com menor biodiversidade e estes ambientes tendem a apresentar maior instabilidade (TILMAN et al., 2001; CARDINALE et al., 2012; LAVOREL, 2013).

Em todos os modelos, as facetas da diversidade funcional (dispersão, divergência e equabilidade) não conseguiram explicar individualmente a variação do estoque. A interação

das três facetas, quando presente, melhorou a precisão e qualidade dos ajustes, sendo significativa em todos os modelos. Conclui-se que a interação entre os aspectos foi a principal variável para explicar a variação do estoque, demonstrando que em pequenas escalas a interação foi mais importante que cada aspecto individualmente. A combinação de características funcionais da comunidade e dos aspectos da diversidade funcional leva a uma melhor previsão da variação do estoque da assembleia do que uma análise separada dos diferentes componentes da composição dos aspectos funcionais (ROSCHEER et al., 2013).

A diversidade funcional e suas facetas mostraram não serem bons preditores, de acordo com as estatísticas da regressão (coeficiente de determinação ajustado, significância dos parâmetros, gráfico de dispersão dos resíduos) para quantificar o estoque. Em ambientes de vegetação nativa variáveis bióticas (competição, predação, diversidade, etc.) e abióticas (precipitação, textura do solo, umidade no solo, etc.) influenciam diversos serviços do ecossistema, como o estoque (CARVALHO et al., 2014). Assim, a utilização apenas de variáveis da diversidade funcional pode não ser suficiente para explicar toda a variação no estoque (SCHUMACHER; ROSCHER, 2009). Em pequena escala, espécies comuns parecem ser montadas em comunidades de forma aleatória, ou seja, uma vez que as espécies tenham passado através de um filtro de dispersão (ou seja, chegada ao local) e um filtro abiótico (isto é, são capazes de sobreviver e crescer sob as condições prevalentes), interações baseadas em nichos parecem desempenhar pequena parte adicional em assembleia da comunidade local (THOMPSON et al., 2010).

A correlação positiva indica que mesmo dentro da assembleia lenhosa a variação do volume e biomassa é diretamente proporcional à diversidade funcional e seus aspectos. Outros trabalhos identificaram essa correlação positiva entre a biomassa e a diversidade funcional, porém foram mensurados apenas entre comunidades (NAEEM et al., 1995; TILMAN et al., 2001; CARDINALE et al., 2007; ZENG et al., 2012; ROSCHER et al., 2013; CARVALHO et al., 2014). Entretanto, Freitas et al. (2012) avaliando os efeitos da diversidade funcional sobre a taxa de decomposição na assembleia lenhosa do Cerrado sentido restrito, não identificou relação significativa entre as duas variáveis. Ainda é relevante avaliar os efeitos da diversidade funcional em pequenas escalas, uma vez que elas podem revelar mais detalhes sobre mecanismos de padrões biológicos subjacentes (WIENS, 1989).

Sendo assim, os serviços do ecossistema neste trabalho, avaliado por estoque de biomassa e volume, são influenciados pela diversidade funcional e seus aspectos, mesmo em pequenas escalas. Corroborando com a hipótese de que ambientes mais diversos

funcionalmente apresentam maior estoque (TILMAN, 1997). Este estoque tende a ser maior devido a complementação de nicho, ou seja, espécies que ocupam nichos diferentes não competem pelo mesmo recurso, sendo assim complementares (TILMAN et al., 2001). Portanto, a utilização da diversidade funcional como uma variável nos planos de manejo e de recuperação de áreas degradadas pode contribuir para o aumento da resiliência e recuperação dos serviços do ecossistema. Para a manutenção da resiliência é importante além de elevada diversidade funcional, que as espécies dominantes e as espécies menos abundantes tenham similaridade funcional. Assim, caso ocorra perturbações e, ou mudanças na abundância, as espécies menos abundantes podem substituir as dominantes e manter a resiliência do ambiente (WALKER et al., 1999).

2.5 CONCLUSÃO

Houve correlação positiva entre o estoque e a diversidade funcional. Os modelos logarítmicos (V7 e B8) se mostraram os mais indicados para relacionar a diversidade funcional com o estoque. Mesmo assim, a diversidade funcional não é um bom preditor para quantificação precisa do estoque em pequenas escalas. Estudos em escalas maiores, são custosos, porém apresentam maior poder conclusivo e poderá auxiliar na compreensão dos efeitos da diversidade funcional sobre o estoque arbórea.

2.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, M. J. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, v. 62, n. 1, p. 245–53, 2006. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16542252>>. Acesso em: 15/7/2014.
- ANDRADE, L. A. Z.; FELFILI, J. M.; VIOLATTI, L. Fitossociologia de uma área de cerrado denso na RECOR-IBGE, Brasília-DF. *Acta Botanica Brasilica*, v. 16, n. 2, p. 225–240, 2002. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-33062002000200009&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 30/9/2014.
- ANDRADE, L. R. M.; BARROS, L. M. G.; ECHEVARRIA, G. F.; et al. Al-hyperaccumulator Vochysiaceae from the Brazilian Cerrado store aluminum in their chloroplasts without apparent damage. *Environmental and Experimental Botany*, v. 70, n. 1, p. 37–42, 2011. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0098847210001243>>. Acesso em: 19/9/2014.
- BITENCOURT, M. D.; MESQUITA JUNIOR, H. N.; KUNTSCHIK, G.; ROCHA, H. R.; FURLEY, P. A. Cerrado vegetation study using optical and radar remote sensing: two Brazilian case studies. *Canadian Journal of Remote Sensing*, v. 33, n. 6, p. 468–480, 2007. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.5589/m07-054>>. Acesso em: 21/10/2014.

- BORGES, L. M. **Amostragem aleatória de ramos como técnica para quantificar a produção de frutos de Caryocar brasiliense Camb. (Caryocaraceae)**, 2009. Universidade de Brasília. Disponível em: <www.bibliotecaflorestal.ufv.br/handle/123456789/6258>. .
- BRIDGEWATER, S.; RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F. Biogeographic patterns, B-diversity and dominance in the cerrado biome of Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 12, p. 2295–2317, 2004. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1023/B:BIOC.0000047903.37608.4c>>. Acesso em: 20/9/2014.
- CARDINALE, B. J.; DUFFY, J. E.; GONZALEZ, A.; et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 59–67, 2012. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22678280>>. Acesso em: 9/7/2014.
- CARDINALE, B. J.; WRIGHT, J. P.; CADOTTE, M. W.; et al. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 46, p. 18123–8, 2007. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=2084307&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>. Acesso em: 21/10/2014.
- CARVALHO, G. H.; BATALHA, M. A.; SILVA, I. A.; CIANCIARUSO, M. V.; PETCHEY, O. L. Are fire, soil fertility and toxicity, water availability, plant functional diversity, and litter decomposition related in a Neotropical savanna? **Oecologia**, v. 175, n. 3, p. 923–35, 2014. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24748157>>. Acesso em: 17/9/2014.
- CIANCIARUSO, M. V.; BATALHA, M. A.; GASTON, K. J.; PETCHEY, O. L. Including intraspecific variability in functional diversity. **Ecology**, v. 90, n. 1, p. 81–9, 2009. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19294915>>. .
- FELFILI, J. M.; NOGUEIRA, P. E.; SILVA JÚNIOR, M. C.; MARIMON, B. S.; DELITTI, W. B. C. Composição florística e fitossociologia do cerrado sentido restrito no município de Água Boa - MT. **Acta Botanica Brasilica**, v. 16, n. 1, p. 103–112, 2002. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-33062002000100012&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 30/9/2014.
- FELFILI, J. M.; SILVA JÚNIOR, M. C. A comparative study of cerrado (sensu stricto) vegetation in Central Brazil. **Jornal of Tropical Ecology**, v. 9, n. 3, p. 277–289, 1993. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2559525>>. .
- FELFILI, J. M.; SILVA JÚNIOR, M. C.; REZENDE, A. V.; et al. Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado sensu stricto na Chapada Pratinha, DF - Brasil. **Acta bot. bras.**, v. 6, n. 2, p. 27–46, 1992. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/abb/v6n2/v6n2a03.pdf>>. Acesso em: 30/9/2014.
- FIEDLER, N. C.; AZEVEDO, I. N. C.; REZENDE, A. V.; MEDEIROS, M. B.; VENTUROILI, F. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística

- de uma área de cerrado sensu stricto na Fazenda Água Limpa-DF. **Revista Árvore**, v. 28, p. 129–138, 2004. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rarv/v28n1/a17v28n1.pdf>>. Acesso em: 11/9/2014.
- FREITAS, J. R.; CIANCIARUSO, M. V.; BATALHA, M. A. Functional diversity, soil features and community functioning: a test in a cerrado site. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, p. 463–70, 2012. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22990816>>. .
- HOOVER, D. U.; VITOUSEK, P. M. The Effects of Plant Composition and Diversity on Ecosystem Processes. **Science**, v. 277, n. 5330, p. 1302–1305, 1997. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.277.5330.1302>>. Acesso em: 18/11/2013.
- HUSTON, M. A. Hidden treatments in ecological experiments: re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. **Oecologia**, v. 110, n. 4, p. 449–460, 1997. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s004420050180>>. .
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299–305, 2010. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20380219>>. .
- LAVOREL, S. Plant functional effects on ecosystem services. (M. Hutchings, Ed.) **Journal of Ecology**, v. 101, n. 1, p. 4–8, 2013. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/1365-2745.12031>>. Acesso em: 24/9/2014.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell ed. Oxford, 2004.
- MOUCHET, M. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 867–876, 2010. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>>. Acesso em: 27/2/2013.
- MUNHOZ, C. B. R.; FELFILI, J. M. Fenologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma comunidade de campo sujo na Fazenda Água Limpa no Distrito Federal, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 19, n. 4, p. 979–988, 2005.
- NAEEM, S.; THOMPSON, L. J.; LAWLER, S. P.; LAWTON, J. H.; WOODFIN, R. M. Empirical Evidence that Declining Species Diversity May Alter the Performance of Terrestrial Ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Science**, v. 347, n. 1321, p. 249–262, 1995. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.1995.0025>>. .
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome. In: P. S. OLIVEIRA; R. J. MARQUIS (Eds.); **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. p.91–120, 2002. New York.

- PAKEMAN, R. J.; QUESTED, H. M. Sampling plant functional traits: What proportion of the species need to be measured? **Applied Vegetation Science**, v. 10, n. 1, p. 91, 2007. Disponível em: <[http://doi.wiley.com/10.1658/1402-2001\(2007\)10\[91:SPFTWP\]2.0.CO;2](http://doi.wiley.com/10.1658/1402-2001(2007)10[91:SPFTWP]2.0.CO;2)>. .
- PAU, G.; FUCHS, F.; SKLYAR, O.; BOUTROS, M.; HUBER, W. EImage-an R package for image processing with applications to cellular phenotypes. **Bioinformatics**, v. 26, p. 979–981, 2010.
- PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; DÍAZ, S.; GARNIER, E.; et al. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 61, p. 167–234, 2013.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology letters**, v. 9, n. 6, p. 741–58, 2006. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16706917>>. Acesso em: 27/2/2013.
- RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Biodiversity patterns of the woody vegetation of the Brazilian Cerrado. In: R. T. Pennington; G. P. Lewis; J. A. Ratter (Eds.); **Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography and conservation**. Taylor & F ed., p.31–65, 2006. London.
- REZENDE, A. V.; VALE, A. T.; SANQUETTA, C. R.; FIGUEIREDO FILHO, A.; FELFILI, J. M. Comparação de modelos matemáticos para estimativa do volume, biomassa e estoque de carbono da vegetação lenhosa de um cerrado sensu stricto em. **Scientia Forestalis**, v. 71, p. 65–76, 2006. Disponível em: <http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr71/cap07.pdf?origin=publication_detail>. Acesso em: 11/9/2014.
- RICOTTA, C. A note on functional diversity measures. **Basic and Applied Ecology**, v. 6, n. 5, p. 479–486, 2005. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1439179105000435>>. Acesso em: 7/11/2013.
- ROSCHEER, C.; SCHUMACHER, J.; LIPOWSKY, A.; et al. A functional trait-based approach to understand community assembly and diversity–productivity relationships over 7 years in experimental grasslands. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 15, n. 3, p. 139–149, 2013. Elsevier GmbH. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1433831913000243>>. Acesso em: 18/11/2013.
- SCHUMACHER, J.; ROSCHER, C. Differential effects of functional traits on aboveground biomass in semi-natural grasslands. **Oikos**, v. 118, n. 11, p. 1659–1668, 2009. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1600-0706.2009.17711.x>>. Acesso em: 23/10/2014.
- THOMPSON, K.; PETCHEY, O. L.; ASKEW, A. P.; et al. Little evidence for limiting similarity in a long-term study of a roadside plant community. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 2, p. 480–487, 2010. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2745.2009.01610.x>>. Acesso em: 23/10/2014.

- TILMAN, D. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. **Science**, v. 277, n. 5330, p. 1300–1302, 1997. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.277.5330.1300>>. Acesso em: 11/11/2013.
- TILMAN, D.; LEHMAN, C. L.; THOMSON, K. T. Plant diversity and ecosystem productivity : Theoretical. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 94, p. 1857–1861, 1997.
- TILMAN, D.; REICH, P. B.; KNOPS, J.; et al. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. **Science**, v. 294, n. 5543, p. 843–5, 2001. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11679667>>. .
- VALE, A. T.; BRASIL, M. A. M.; LEÃO, A. L. Quantificação e caracterização energética da madeira e casca de espécies do cerrado. **Ciência Florestal**, v. 12, n. 1, p. 71–80, 2002. Disponível em: <<http://cascavel.ufsm.br/revistas/ojs-2.2.2/index.php/cienciaflorestal/article/view/1702/977>>. .
- VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–301, 2008. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18724739>>. .
- WALKER, B. H.; KINZIG, A.; LANGRIDGE, J. Plant Attribute Diversity, Resilience, and Ecosystem Function: The Nature and Significance of Dominant and Minor Species. **Ecosystems**, v. 2, p. 95–113, 1999.
- WANG, Z.; YANG, C.; YANG, L.; et al. Relationship and its ecological significance between plant species diversity and ecosystem function of soil conservation in semi-humid evergreen forests, Yunnan Province, China. **Frontiers of Forestry in China**, v. 2, n. 1, p. 18–27, 2007. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11461-007-0003-6>>. Acesso em: 21/10/2014.
- WIENS, J. A. Spatial Scaling in Ecology. **Functional Ecology**, v. 3, n. 4, p. 385, 1989. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2389612?origin=crossref>>. Acesso em: 12/10/2014.
- ZENG, Y.; JIANG, L.; KE, Y.; et al. The relationship between species diversity and ecosystem function (productivity) of the late Middle Permian brachiopods community at the region of Hechuan, Chongqing, China. **Science China Earth Sciences**, v. 55, n. 8, p. 1248–1254, 2012. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11430-012-4437-9>>. Acesso em: 21/10/2014.

ANEXO

Atributos funcionais das espécies avaliadas em uma área de cerrado sentido restrito na Fazenda Água Limpa, Brasília – DF. Em que: DM= densidade da madeira, em g/cm³; DC= densidade da casca, em g/cm³; AB= área basal m²/ha; Com copa= comprimento da copa, em metros; Larg copa= largura da copa, em metros; AFE= Área foliar específica, em mm/mg; MSF= massa seca foliar, em gramas; FV= forma de vida; AR= arbórea; AB= arbustiva

unctional traits of the species evaluated in a cerrado *stricto sensu* area in the strict sense Clean Water Farm, Brasília - DF. Where: DM = wood density in g / cm³; DC = density of the shell, in g / cm³; AB = basal area m² / ha; With pantry = Cup length in meters; Width = Cup crown width in meters; AFE = specific leaf area in mm / mg; MSF = dry mass, in grams; FV = way of life; AR = tree; AB = shrub

Espécies	DM	DC	AB	Comp copa	Larg copa	AFE	MSF	FV
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	0,61	0,46	0,0007	1,78	1,888	1795,171	3,2578	AR
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	0,58	0,3	0,0007	1,818	1,914	2199,13	1,9726	AR
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	0,46	0,5	0,0012	2,538	1,482	1964,94	0,2313	AR
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	0,59	0,5	0,0005	0,91	0,944	2281,104	0,8325	AR
<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.	0,56	0,42	0,0005	1,522	1,458	1549,532	1,8589	AR
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	0,48	0,46	0,0006	1,446	1,276	1811,487	3,8885	AR
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	0,61	0,41	0,0015	3,788	3,94	2785,882	5,8022	AR
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	0,77	0,43	0,001	2,262	1,59	2417,711	0,3282	AR
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	0,51	0,41	0,0004	1,096	0,936	2831,836	0,4464	AB
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	0,62	0,46	0,0009	2,384	1,586	2278,286	1,416	AR
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	0,57	0,25	0,0005	1,19	1,07	1968,09	0,7413	AR
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	0,38	0,44	0,0012	2,808	2,43	1271,51	3,7338	AR
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	0,52	0,41	0,0005	0,782	0,726	2287,297	0,33	AB
<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil.	0,62	0,36	0,0005	0,974	0,84	1730,598	0,6747	AB
<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	0,54	0,42	0,0005	0,694	0,786	1724,012	1,306	AB
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	0,47	0,39	0,0008	1,5	1,18	2346,735	1,3028	AR
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	0,55	0,42	0,0006	1,65	1,3	4512,89	0,3618	AR

Espécies	DM	DC	AB	Comp copa	Larg copa	AFE	MSF	FV
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	0,78	0,67	0,0009	2,1	2,98	1804,109	1,86	AR
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	0,46	0,29	0,0005	0,846	0,926	1215,732	2,4026	AR
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	0,58	0,48	0,0005	0,95	1,014	1437,451	2,8014	AR
<i>Kielmeyera speciosa</i> A.St.-Hil.	0,74	0,67	0,0008	1,716	1,228	1365,318	0,9595	AR
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	0,75	0,7	0,0006	1,38	1,52	1546,854	2,6758	AR
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	0,65	0,39	0,0006	1,984	1,646	1124,263	4,3881	AR
<i>Miconia ferruginata</i> DC.	0,57	0,53	0,0009	2,674	2,19	1768,807	0,7904	AR
<i>Miconia leucocarpa</i> DC.	0,52	0,42	0,0006	1,256	1,374	1768,585	0,5805	AR
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	0,5	0,5	0,0007	1,866	1,572	2151,16	0,8809	AB
<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill.	0,43	0,37	0,0005	0,87	0,708	1652,608	6,9742	AB
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	0,42	0,33	0,0007	1,162	1,354	1817,128	1,7758	AR
<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	0,65	0,4	0,0008	2,434	1,992	1861,913	0,7702	AR
<i>Plenckia populnea</i> Reissek	0,7	0,41	0,0012	3,324	2,824	1901,755	1,0164	AR
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	0,73	0,41	0,0008	2,844	2,508	2229,6	1,0333	AR
<i>Pterodon pubescens</i> (Benth) Benth.	0,69	0,44	0,0012	3,174	3,314	1464,767	1,5673	AR
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	0,66	0,37	0,0007	2,294	2,408	2649,493	0,4232	AR
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	0,69	0,5	0,0006	2,186	1,134	2454,204	0,3781	AR
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	0,63	0,41	0,0009	1,96	2,174	1199,846	2,0622	AR
<i>Roupala montana</i> Aubl.	0,68	0,46	0,0008	2,62	2,23	924,7094	6,7752	AR
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin	0,55	0,42	0,0007	1,65	1,436	1951,968	7,6204	AR
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Cov.	0,49	0,47	0,001	2,136	1,67	1770,646	0,881	AR
<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	0,62	0,42	0,0005	1,04	1,176	1186,739	6,1621	AR
<i>Tachigali vulgaris</i> L.F. Gomes da Silva & H.C. Lima	0,72	0,56	0,0011	3,432	2,322	1361,294	8,588	AR
<i>Vochysia elliptica</i> (Spr.) Mart.	0,57	0,45	0,0005	1,194	1,218	3225,488	0,6022	AR
<i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl	0,49	0,54	0,0008	2,358	3,124	1948,263	1,8412	AR