

ANA PAULA ALVES DA SILVA

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE PLANTAS LENHOSAS EM UM
SEMIÁRIDO TROPICAL**

SERRA TALHADA,

2018



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
UNIDADE ACADÊMICA DE SERRA TALHADA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE PLANTAS LENHOSAS EM UM
SEMIÁRIDO TROPICAL**

Ana Paula Alves da Silva

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Universidade Federal Rural de Pernambuco como exigência para obtenção do título de Mestre.

Linha de pesquisa: Estrutura e funcionamento de comunidades vegetais.

Prof.(a) Dr.(a) MARIA JESUS NOGUEIRA RODAL
Orientador

Prof.(a) Dr.(a) ANDRÉ LUIZ ALVES DE LIMA
Co-orientador

SERRA TALHADA,
2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Biblioteca da UAST, Serra Talhada - PE, Brasil.

S586 Silva, Ana Paula Alves da

Diversidade taxonômica e funcional de plantas lenhosas em
um Semiárido Tropic / Ana Paula Alves da Silva. – Serra Talhada,
2018.

65 f. : il.

Orientadora: Maria Jesus Nogueira Rodal

Coorientador: André Luiz Alves de Lima

Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Conservação) –
Universidade Federal Rural de Pernambuco. Unidade Acadêmica
de Serra Talhada, 2018.

Inclui referências e apêndice.

1. Diversidade alfa. 2. Diversidade beta. 3. Diversidade funcional. 4.
Partição da diversidade. I. Rodal, Maria Jesus Nogueira, orient. II. Lima, André
Luiz Alves de. III. Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
UNIDADE ACADÊMICA DE SERRA TALHADA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE PLANTAS LENHOSAS EM UM
SEMIÁRIDO TROPICAL**

Ana Paula Alves da Silva

Dissertação julgada adequada para obtenção do título de mestre em Biodiversidade e Conservação. Defendida e aprovada em ___/___/___ pela seguinte Banca Examinadora.

Prof^(a). Dr^(a). Maria Jesus Nogueira Rodal - Orientadora
[Universidade Federal Rural de Pernambuco]

Prof^(a). Dr^(a). Ana Carolina Borges Lins e Silva – Membro Externo
[Universidade Federal Rural de Pernambuco]

Prof^(a). Dr^(a). Thiago Gonçalves Souza – Membro Externo
[Universidade Federal Rural de Pernambuco]

Prof^(a). Dr^(a). André Laurêncio de Melo – Membro Interno (suplente)
[Universidade Federal Rural de Pernambuco/Unidade Acadêmica de Serra Talhada]

Prof^(a). Dr^(a). Suzane Izídio da Silva – Membro Externo (suplente)
[Universidade Federal Rural de Pernambuco]

Dedicatória

Aos meus pais, Maria de Lourdes Moura e Nildo Isidoro, que mesmo sem compreenderem ao certo o que é uma pós-graduação, me apoiaram e me fortaleceram a continuar minha jornada acadêmica.

À minha amiga de todas as horas Rafaella Brás, pelo constante apoio para que eu pudesse chegar aqui.

À Thaysa Estevão, Darlene Morato, Diogo Lins, que estiveram comigo nos momentos mais críticos dessa jornada.

É por eles que estou aqui, esse trabalho é nosso. Eles são meus motivos para continuar e para tentar a cada dia me tornar alguém melhor

DEDICO.

Agradecimentos

Aos meus pais por sempre estar ao meu lado

À Rafaella Brás, Darlene Morato, Rebeca Gonçalves, Diogo Lins, Ana Maria Quirino, Érica Daiane, Maria Jucicléia, Rafaela Lopes, Douglas Oliveira, Lyanne Alencar, Augusto Queiroz, Maria Holanda, Valdemir Silva, Lilian Flores, Thaysa Estevão, Jéssica Rezende, pela ajuda no campo e no laboratório.

À minha orientadora, Prof.^a Dr.^a. Maria Jesus Nogueira Rodal, pela paciência e por todo o ensinamento e valiosas contribuições.

Ao meu co-orientador André Lima, por ter sido nesses dois anos meu orientador, motorista, mateiro e amigo. Agradeço pela confiança e por me ensinar muito mais que conceitos teóricos. Admiro a pessoa e o profissional que ele é.

Aos professores André Laurêncio, Edgar Santos, Thiago Gonçalves pela ajuda na identificação, escrita e estatística da dissertação.

Ao professor Francisco Marcante, pelo incentivo para que eu concluísse essa etapa.

A todos os colegas do mestrado, que por falta de espaço físico dessa folha, não poderei citar nomes, mas que serei eternamente grata pela oportunidade de tê-los em minha vida.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia Funcional de Plantas, pelo acolhimento e ajuda.

Ao Herbário do Semiárido do Brasil (HESBRA), pela ajuda na identificação das plantas.

Ao Laboratório de Experimentação de Organismos Aquáticos (LEOA), em especial Prof. Dr. Dario Falcon, por permitir o uso dos equipamentos para realização do trabalho.

Ao programa de Pós Graduação em Biodiversidade e Conservação, pelo ensino e professores.

A FACEPE pela concessão de bolsa.

Aos membros da banca examinadora, Prof. Dr. André Laurênio, Prof. Dr. Thiago Gonçalves, Prof.^a Dr.^a. Ana Carolina Borges, Prof.^a Dr.^a. Suzane Izídio, pelas valiosas contribuições.

A todas as pessoas, Maria Beatriz, Patrick Anderson, Marília Viveiros, Leonaldo Maciel, Maria de Fátima, que direta ou indiretamente me ajudaram.

Resumo

Compreender os padrões e processos que estruturam as comunidades permite avanços importantes para o conhecimento da biodiversidade. Neste sentido, estudos que consideram a diversidade taxonômica e funcional vêm ganhando destaque no âmbito da ecologia. Entretanto, em ecossistemas semiáridos, como é o caso da vegetação de caatinga, tais estudos ainda são escassos. Desta forma, esse trabalho teve por objetivo avaliar a diversidade taxonômica e funcional em dois trechos de vegetação de caatinga situados a diferentes distâncias do curso de água. Foram instaladas 20 (10 x 5 m) parcelas na área adjacente do rio e 20 na área distal ao rio. Para verificar se a diversidade alfa tem relação com a proximidade do rio foi realizada uma Série de Hill. Para avaliar se a diversidade beta das comunidades é conduzida pela abundância ou composição de espécies foram utilizados dois índices de dissimilaridade: (1) Sørensen, e (2) Bray-Curtis. A influência da proximidade do rio na distribuição e abundância das características funcionais em cada área foi avaliada pela média ponderada da comunidade. Foi ainda calculado o sinal filogenético para avaliar se espécies filogeneticamente próximas eram semelhantes em relação às suas características. A diversidade funcional das áreas foi avaliada pelos índices de riqueza funcional e dispersão funcional. Foi possível observar que a diversidade alfa taxonômica respondeu positivamente ao aumento da proximidade do rio. Diferenças na abundância de espécies entre as áreas impulsionaram a diversidade beta que foi dirigida pela substituição de espécies. Os valores das características funcionais diferiram entre as áreas, com conteúdo de clorofila, espessura foliar, área foliar e área foliar específica maiores na área adjacente ao rio e teor de matéria seca foliar, espessura da casca e densidade de madeira, maiores na área distal ao rio. Os índices de riqueza e dispersão funcional não diferiram com relação à proximidade do rio, sugerindo que além dos filtros abióticos, as interações bióticas têm uma importante influência sobre esses índices. A diversidade taxonômica e funcional responde de forma diferente a proximidade do rio, sugerindo a necessidade de reunir também informações das interações bióticas a fim de compreender os padrões e processos responsáveis pela montagem da comunidade.

Palavras-chave: Diversidade alfa, diversidade beta, diversidade funcional, partição da diversidade.

Abstract

Understanding the patterns and processes that structure communities allows important advances in biodiversity knowledge. In this sense, studies that consider the taxonomic and functional diversity have been gaining prominence in the ambit of ecology. However, in semi-arid ecosystems, such as caatinga vegetation, such studies are still scarce. In this way, the objective of this work was to evaluate the taxonomic and functional diversity in two parts of caatinga vegetation located at different distances from the watercourse. Twenty (10 x 5 m) parcels were installed in the adjacent river area and 20 in the river distal area. To verify if the alpha diversity is related to the proximity of the river, a Hill Series was performed. In order to evaluate if the beta diversity of the communities is driven by the abundance or composition of species, two indices of dissimilarity were used: (1) Sørensen, and (2) Bray-Curtis. The influence of the proximity of the river on the distribution and abundance of functional characteristics in each area was evaluated by the weighted average of the community. The phylogenetic signal was also calculated to assess whether phylogenetically close species were similar in relation to their characteristics. The functional diversity of the areas was evaluated by functional richness indexes and functional dispersion. It was possible to observe that the alpha taxonomic diversity responded positively to the increase of the proximity of the river. Differences in species abundance between areas boosted beta diversity that was driven by species substitution. The values of the functional characteristics differed between the areas with chlorophyll content, leaf thickness, leaf area and specific larger leaf area in the part adjacent to the river and leaf dry matter content, bark thickness and wood density, higher in the distal area river. The indexes of richness and functional dispersion did not differ in relation to the proximity of the river, suggesting that in addition to the abiotic filters, the biotic interactions have an important influence on these indices. The taxonomic and functional diversity responds differently to the proximity of the river, suggesting the need to also gather information on biotic interactions in order to understand the patterns and processes responsible for the assembly of the community.

Keywords: Alpha diversity, beta diversity, functional diversity, partition of diversity.

Lista de figuras

	Página
Figura 1- Ordenação nMDS, com base na abundância de espécies, da área adjacente ao rio (círculos preto) e da área distal ao rio (círculos cinza), na Mata da Pimenteira, em Serra Talhada, Pernambuco, Brasil.....	56
Figura 2- Modelo ecológico de distribuição de abundância de espécies da área adjacente ao rio e da área distal ao rio, na Mata da Pimenteira, em Serra Talhada, Pernambuco, Brasil.....	57
Figura 3- Análise de Coordenadas Principais (PCoA) aplicados a características da área adjacente ao rio e da área distal ao rio, na Mata da Pimenteira, em Serra Talhada, Pernambuco, Brasil.....	58
Figura 4-Diversidade Funcional (FD) área adjacente ao rio e da área distal ao rio, na Mata da Pimenteira, em Serra Talhada, Pernambuco, Brasil.....	59

Lista de tabelas

Tabela 1- Modelo ecológico de abundância com base no critério de informação AIC da área adjacente ao rio e da área distal ao rio, na Mata da Pimenteira, em Serra Talhada, Pernambuco, Brasi.....	52
Tabela 2- Médias das características na comunidade ponderadas pelas abundâncias das populações (CWM) da área adjacente ao rio e da área distal ao rio, na Mata da Pimenteira, em Serra Talhada, Pernambuco, Brasil.....	53
Tabela 3- Sinal filogenético de cada caraterística da área adjacente ao rio da área distal ao rio, na Mata da Pimenteira, em Serra Talhada, Pernambuco, Brasil.....	54
Tabela 4- Valor de correlação das características nos dois principais eixos da PCoA.....	55

Sumário

	Página
Dedicatória	
Agradecimento	
Resumo	
Abstract	
Lista de Figuras	
Lista de Tabelas	
1- Introdução.....	12
2- Referencial teórico.....	13
2.1 Montagem de comunidades.....	13
2.2 Variação dos atributos funcionais em resposta ao ambiente.....	15
2.3 Diversidade Taxonômica.....	17
2.4 Diversidade Funcional.....	19
3- Referências bibliográficas.....	21
4- Artigo científico.....	29
4.1- <i>Artigo científico I</i>.....	30
5. Conclusões.....	64
DECLARAÇÃO SOBRE PLÁGIO	65

1- Introdução

As medidas tradicionais de diversidade biológica, na grande maioria dos casos, têm se revelado pouco preditivas em relação ao funcionamento dos ecossistemas, sendo necessária a formulação de novas medidas para melhor entender o funcionamento e os processos que estruturam as comunidades vegetais (CIANCIARUSO et al., 2009). Nesse sentido, os estudos de diversidade alfa e beta taxonômica e funcional vêm se tornando temas centrais no âmbito da ecologia (ENGEN et al., 2008; BASELGA, 2010), principalmente por relacionar diversidade de espécies e funcional com o funcionamento e a manutenção das comunidades (PETCHEY e GASTON, 2006), possibilitando a compreensão dos padrões e processos que as organizam, impulsionando assim avanços importantes compreensão dos aspectos relacionados a montagem da comunidade (LAURANCE et al., 2014).

A montagem de comunidade é influenciada por processos estocásticos e/ou determinísticos, que atuam, juntamente com questões históricas selecionando espécies com tolerâncias ecológicas similares (HILLERISLAMBERS et al., 2012). Essa tolerância é conferida ao indivíduo principalmente pela modificação das características funcionais (DÍAZ e CABIDO, 2001). Nesse sentido, entender os padrões de distribuição de espécies ao longo de gradientes abióticos e bióticos e incorporar características funcionais para o estudo da diversidade têm sido o foco de muitos estudos ecológicos (DIAZ e CABIDO, 2001; MOUILLOT et al., 2011).

Em ecossistemas semiáridos, como é o caso da Caatinga (MORO et al., 2015), diferenças no gradiente de água promove alterações na distribuição e diversidade de espécies (NASCIMENTO et al., 2003; SEGURA et al., 2003; ANGIOLINI et al., 2017; PALMQUIST et al., 2017), visto que naqueles ecossistemas a água é o principal recurso limitante (LOHBECK et al., 2015). Autores relataram uma relação positiva entre aumento da disponibilidade hídrica e a diversidade taxonômica (ARAÚJO et al., 2005; BEJARANO et al., 2012; ANGIOLINI et al., 2017; BRUNO et al., 2015; PALMQUIST et al., 2017). Para HilleRisLambers et al. (2012), isso acontece pelo fato que a filtragem ambiental pode afetar não somente a distribuição e diversidade de espécies, mas também afeta os processos de montagem de comunidades.

As características funcionais das plantas podem ser bons descritores para responder questões ecológicas e entender as repostas da vegetação às mudanças ambientais (POORTER et al., 2008; CHAVE et al., 2009). Fatores abióticos, como temperatura e pluviosidade, podem limitar a disponibilidade de recursos, determinando a distribuição de plantas, influenciando

diretamente o funcionamento das comunidades vegetais (ORDOÑES et al., 2009), o que pode provocar mudanças nas características funcionais, que podem ser diferentes entre as espécies e também entre indivíduos da mesma espécie, mas que estão distribuídos em ambientes distintos.

Além disso, se considerarmos que o estudo comparativo dos valores das características funcionais em ambientes com diferentes condições de disponibilidade hídrica é importante para compreender a persistência das populações pode fornecer informações úteis e mais preditivas sobre a estrutura, a organização e o funcionamento das comunidades, será possível inferir sobre os processos que estão atuando sob a montagem dessas comunidades (GOTZENBERG et al., 2012).

2- Referencial Teórico

2.1 Montagem de comunidade

A montagem das comunidades é um corpo teórico recente que trata da influência dos aspectos abióticos (luz, água, topografia), bióticos (interações) e mais recentemente de padrões históricos que estão relacionados à especiação, dispersão e migração de espécies (GOTZENBERG et al., 2012). Essa teoria vem ganhando destaque entre ecologistas principalmente por apresentar grande potencial de explicação dos padrões ecológicos que ocorrem na natureza (KRAFT e ACKERLY, 2013).

Sabe-se que diferentes processos podem gerar os mesmos padrões ecológicos dentro de determinada comunidade, sendo esses processos divididos em quatro classes: seleção, investigada sob a perspectiva de nicho, representa diferenças de aptidão determinísticas entre as espécies, deriva, estudada pela visão neutra, representa mudanças estocásticas na abundância das espécies nas comunidades, dispersão, processo avaliado em pesquisas de metacomunidades, representa o movimento dos organismos ao longo do espaço, e sua influência sobre a comunidade, e especiação que gera novas espécies, sendo, portanto, o processo de origem de todas as espécies que ocorrem nas comunidades (VELLEND, 2010).

Tendo em vista que os processos ecológicos atuam como principais motores na montagem de comunidades (HILLRISLAMBERS et al., 2012), acredita-se que a obtenção de mais conhecimentos acerca da composição de taxonômica, bem como da diversidade de características funcionais de uma determinada comunidade é ferramenta útil para inferir o efeito de diferentes processos ecológicos na montagem (KEDDY et al., 1992; CAVENDER-BARES et al. 2009). Considerando que os processos de seleção exercem diversos efeitos em

comunidades biológicas, espera-se que as espécies apresentem características funcionais que as permitam se desenvolver e se estabelecer em determinado ambiente (PAVOINE et al., 2011). Assim, observa-se que as espécies respondem a qualquer mudança no ambiente (abiótico) bem como as interações bióticas, sendo esses filtros responsáveis pela ocorrência das espécies, assim como pela probabilidade de não ocorrência (NOLAN et al., 2015).

Tradicionalmente, as mudanças das respostas das espécies têm sido estudadas em gradientes espaciais ou temporais. Em termos ecológicos, gradientes são definidos como variações no ambiente físico que são possíveis de ser mensuradas (WILSON, 1992). As condições e recursos que são alteradas ao longo de um determinado gradiente limitam a distribuição dos organismos, em função de sua capacidade de ajuste fisiológico (QIAN et al., 2007). Estudos que buscam entender os padrões envolvidos na distribuição dos organismos ao longo de gradientes ambientais (físicos) são capazes de inferir a resposta das espécies a variáveis abióticas, aumentando ou diminuindo a diversidade, seja taxonômica, funcional e/ou filogenética (SOBRAL e CIANCIARUSO, 2012).

Se considerarmos a disponibilidade hídrica como um filtro abiótico espera-se que para se adaptar as condições de seca mais severa ou até mesmo condições de um excedente de água (NOLAN et al., 2015), algumas espécies necessitam de um aparato de características e mecanismos que as tornem funcionalmente ajustadas a tais condições.

O mesmo filtro (disponibilidade hídrica) explica o comportamento para longe e perto do rio (maior disponibilidade com filtro para perto e menor disponibilidade para filtro longe do rio) (NOLAN et al., 2015), sendo que mesmo naquelas espécies que ocorrem tanto longe quanto perto do rio, percebe-se diferença na abundância que possivelmente pode estar relacionada a características como alta densidade, associadas a plantas de ambientes mais secos, e característica de alta área foliar específica, mais comum em plantas de ambientes mais úmidos (WRIGHT et al., 2004; CHAVE et al., 2009).

Sabendo que em ecossistemas semiáridos, como é o caso da Caatinga, diferenças no gradiente de água promove alterações na distribuição e diversidade de espécies (NASCIMENTO et al., 2003; SEGURA et al., 2003), os diversos filtros, sejam eles abióticos ou bióticos, e os processos ecológicos associados atuam na estruturação das comunidades (HILLERISLAMBERS et al., 2012), levando a duas condições distintas, uma de convergência dos atributos funcionais e outra de divergência (HILLERISLAMBERS et al., 2009; PILAR et al., 2009). As condições abióticas, como por exemplo, dióxido de carbono e nitrogênio, que representam os filtros abióticos, atua diretamente na seleção das

características funcionais, podendo gerar a convergência dessas características entre as espécies de uma determinada comunidade (HILLERISLAMBERS et al., 2009).

Por outro lado, as interações bióticas (mutualismo, competição, facilitação, etc) são restringidas pela similaridade das características funcionais, gerando divergência funcional. Para a espécie ocorrer em determinada comunidade além das características que as permitam sobreviver em determinadas condições ambientais, é necessário também características que as permitam coexistir com outras espécies (PILAR et al., 2009). No entanto, cabe ainda ressaltar que nem sempre as relações bióticas podem gerar divergência funcional, como o apontado por HilleRisLambers et al. (2009).

2.2 Variação das características funcionais em resposta ao ambiente

Características morfológicas, ecofisiológicas, bioquímicas, fenológicas mensuradas no nível de organismo são consideradas funcionais quando influenciam o desenvolvimento e estabelecimento de um organismo, podendo ser interpretadas desde o nível individual, populacional, de comunidade até ecossistema (VIOLLE et al., 2007).

As características funcionais das plantas estão correlacionadas com as estratégias evolutivas dos organismos e são importantes na manutenção das comunidades, (PODAGAISKI et al., 2011), sendo na maioria dos casos, respostas ao meio em que vivem, podendo assim, ser úteis para facilitar à compreensão das respostas da vegetação a diversidade de ambientes e prever respostas a mudanças (REICH et al., 2003).

Cada planta possui inúmeras características funcionais que estão relacionadas a diferentes estratégias de sobrevivência e estabelecimento no ambiente, sendo, os fatores abióticos e bióticos considerados filtros que selecionam aquelas espécies adaptadas a determinada situação (BROOCKS et al., 2012). A capacidade de uma espécie de planta responder a mudanças no ambiente (físico), por exemplo, a variação sazonal, está relacionada principalmente com as características funcionais específicas de cada planta. Os valores das características funcionais, principalmente aquelas relacionadas às características foliares e características de madeira, são importantes para resistência das plantas a fatores de estresse, como por exemplo, estresse hídrico, excesso de luminosidade e relações interespecíficas e intraespecíficas, como é o caso da competição (PÉREZ-RAMOS et al., 2012).

As principais características funcionais apresentadas pelas plantas em resposta ao ambiente que estão estabelecidas incluem características morfológicas, características foliares (área foliar específica, deciduidade, longevidade foliar, tamanho da folha), características da

madeira (densidade da madeira e espessura da casca) e características da semente (massa das sementes e modo de dispersão) (WESTOBY et al., 2002).

As características ligadas a folhas são fundamentais para captura de energia (capacidade fotossintética) e de nutrientes (N e P) (WRIGHT et al., 2004; POORTER et al., 2008; ROSSATTO et al., 2010; FORTUNEL et al., 2012). As características de teor de clorofila, área foliar, área foliar específica e matéria seca foliar estão relacionadas principalmente a obtenção de energia solar e economia de água, sendo muito importantes para realização da fotossíntese (VALLADARES e NIINEMETS, 2008); o tamanho das folhas com a absorção de energia luminosa e perda de água, e qualquer estresse ambiental e/ou climático irão causar perturbações e mudanças no tamanho foliar; a área foliar específica é uma característica importante para defesa estruturais das plantas e está correlacionada com a taxa de crescimento relativo e também com o potencial fotossintético da planta; a matéria seca da folha com o tempo de vida da folha e também com a densidade dos tecidos foliares (CORNELISSEN et al., 2003).

Fatores abióticos têm influencia direta nas características funcionais das plantas, a radiação solar e a disponibilidade hídrica, por exemplo, são fatores determinantes para as características de tamanho foliar e da área foliar específica de muitas espécies arbóreas. Plantas de sombra, por exemplo, necessitam obter mais energia luminosa e para isso as folhas precisam ser ter uma maior área foliar, aumentando a área de captação de luz, o inverso ocorre com plantas expostas ao sol, onde há muita energia luminosa disponível, logo a área foliar é menor, evitando também a desidratação (ROSSATTO et al., 2010).

Além disso, as características foliares, como área foliar e teor de matéria seca, estão diretamente relacionadas à captura e o uso de energia luminosa, fundamental para manutenção e funcionamento dos ecossistemas (WRIGHT et al., 2004). Os valores dessas características podem variar com mudanças ambientais, sendo que, em ambientes com maiores taxas de radiação solar, espera-se plantas com menor área foliar específica e alto teor de matéria seca (PRIOR et al., 2004; WRIGHT et al., 2004).

Estudos que avaliam características de madeira em diversos ecossistemas do mundo têm mostrado que tecidos do caule e da raiz são adaptados para a captação e o armazenamento de água (CHAVE et al., 2009). A densidade básica da madeira está associada à eficiência do uso da água pelas plantas e a disponibilidade hídrica do solo (WRIGTH et al., 2006; PRESTON et al., 2006), a aquisição de nutrientes e alocação de biomassa, a produtividade (PRESTON et al., 2006), além de ser um bom indicador de durabilidade e força estrutural do vegetal.

Espécies vegetais de ambientes com sazonalidade marcante normalmente apresentam alta densidade de madeira do caule em resposta a baixa disponibilidade hídrica e geralmente possuem maior estabilidade mecânica (CHAVE et al., 2009). Plantas com baixa densidade de madeira possuem menor longevidade, porém são capazes de captar maiores taxas de nutrientes e têm rápido crescimento (POORTER et al., 2008). Uma madeira mais densa tem maior capacidade de captação e uso de água (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013) e apesar de apresentarem crescimento mais lento, são mais resistentes, tanto a danos mecânicos, quanto a ataques por patógenos (POOTER et al., 2008). A densidade da madeira está também associada às características foliares dos vegetais, plantas que investem muita energia em produção de madeira (maior densidade) possuem folhas menores, além disso, existe ainda um conflito entre investir na produção de madeira ou alocação de biomassa pela planta (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013).

Na caatinga, as espécies vegetais que apresentam baixa densidade de madeira e alta eficiência no armazenamento de água no caule apresenta normalmente, brotamento e/ ou floração no final da estação seca, enquanto que nas plantas de alta densidade de madeira essas fenofases podem ser percebidas logo após a primeira chuva (LIMA; RODAL, 2010).

A altura das plantas também é um parâmetro importante para medidas ecológicas desde muito tempo. Theophrastus há de 300 anos a. C, classificou as plantas em árvores, arbustos e ervas baseados em dados de diferentes alturas de plantas (WEIHER et al., 1999). No entanto, a altura não está relacionada apenas com o hábito da planta, mas também, está associada ao acesso à luz e, conseqüentemente, a obtenção de energia luminosa, fundamental para realização de todos os processos biológicos da planta, além de ser um mecanismo de proteção contra predadores, e com a capacidade de dispersão de sementes (CORNELISSEN et al., 2003). Plantas mais alta apresentam menor índice de mortalidade, visto que, conseguem obter mais energia e nutrientes (POORTER et al., 2008).

2.3 Diversidade Taxonômica

Estudos de diversidade taxonômica são considerados como medidas tradicionais de diversidade biológica, levando em consideração a distribuição, riqueza, abundância e dominância de espécies. A riqueza de espécies é uma medida que está relacionada com a densidade de espécies presentes em determinada área (CIANCIARUSO et al., 2009). Com o passar do tempo somente o número de espécies se tornou uma medida menos usual, surgindo a necessidade de incluir a contribuição relativa de todas as espécies. Com isso surgiu os

índices de diversidade, como por exemplo, os índices de Shannon e Simpson (MAGURRAN, 2004).

Em amplas escalas espaciais a diversidade e a distribuição das espécies parece ser moldada principalmente por condições climáticas (NUCCI et al. 2012), como por exemplo aumento ou diminuição de umidade, temperatura e precipitação, que influenciam diretamente na estruturação das comunidades (ORDOÑES et al., 2009). Estudos acerca dos padrões de distribuição de espécies ao longo de gradientes espaciais de disponibilidade hídrica têm revelado que quanto maior a proximidade a cursos de água, maior a riqueza e diversidade de espécies (NASCIMENTO et al., 2003).

De modo geral, em ambientes semiáridos a riqueza de espécies tende a aumentar com o aumento da proximidade do curso de água (NASCIMENTO et al., 2003; ANGIOLINNI et al., 2017, PALMQUIST et al. 2017). Contudo, estudos que comprovem o aumento da diversidade taxonômica nas áreas ripárias de caatinga ainda são raros, pois a maioria dos estudos não analisa a distribuição de espécies ao longo de gradientes de disponibilidade hídrica (MORO et al., 2015, mas veja NASCIMENTO et 2003), provavelmente pela dificuldade de encontrar áreas ripárias preservadas, já que a ação antrópica, principalmente relacionadas a atividades agrícolas, vem ocasionando perda da diversidade, além da invasão de plantas exóticas que passam a competir com as plantas nativas, podendo levar a erros na interpretação dos dados (PEGADO et al., 2006).

Sabe-se que nas áreas ripárias de ambientes semiáridos, o aumento da disponibilidade influencia positivamente a riqueza florística e a densidade de plantas por espécies, (AGUIAR et al. 2009; NUCCI et al., 2012; ANGIOLINI et al., 2017), em resposta a maior umidade devido à capacidade de infiltração da água (LEMONS e RODAL, 2002; AMORIM et al., 2005). Por esse motivo, Andrade-Lima (1981) considera as áreas ripárias como um tipo especial de caatinga, com algumas espécies exclusivas, como por exemplo, *Licania rigida* e *Erythrina velutina*, porém com muitas espécies compartilhadas com a caatinga adjacente.

Além disso, a maior disponibilidade hídrica, observada em ambientes mais próximos de cursos de água, promove não apenas mudanças na riqueza de espécies, mas também na abundância das mesmas, uma vez que quanto mais próximo do curso de água há maior o número de espécies com abundância intermediárias (SEGURA et al., 2003), uma vez que essa proximidade aumentaria da heterogeneidade de habitats o que permitiria a formação de novos habitats propícios para o estabelecimento, crescimento e desenvolvimento de outras espécies vegetais. Por outro lado, quando mais distante de ambientes próximos de rios, com condição de seca mais severa, é fácil observar a presença de espécies mais dominantes em termos de

abundância, principalmente por estas possuírem ajustes que facilitem a sua presença nessas condições (LIMA et al., 2012).

2.4 Diversidade Funcional

Estudos baseados exclusivamente na riqueza e abundância de espécies não trazem informações a cerca da diversidade das funções que cada espécie exerce em determinado ambiente, além de não considerar os efeitos causados pela extinção ou pela introdução de espécies exóticas no funcionamento dos ecossistemas (DÍAZ et al., 2007). Assim, estudos de diversidade funcional, que levam em consideração as mudanças das características dos indivíduos em resposta aos fatores abióticos e bióticos, são de extrema importância para prever sobre os padrões e processos estruturadores das comunidades (DÍAZ e CABIDO, 2001).

Os processos de organização das comunidades biológicas podem ser compreendidos através do estudo da diversidade funcional. Existem muitas definições para diversidade funcional, sendo a de Tilman (2001), que diz que diversidade funcional é o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam funcionamento das comunidades, uma das mais aceitas. Em uma comunidade biológica, as características funcionais representam as interações que interferem na abundância e na dinâmica dos organismos de um determinado local (VIOLLE et al., 2007). Em ecologia, os termos “funcional”, “função”, “funcionamento”, estão referindo-se diretamente ao modo que o ecossistema é mantido e operado (TILMAN, 2001). Os estudos da diversidade funcional tiveram início no começo da década de 90 e atualmente vem crescendo significativamente (PETCHEY e GASTON, 2006; MOIULLOT et al., 2013; VILLÉGER et al., 2013).

São conhecidas duas principais formas para quantificar a diversidade funcional em comunidades vegetais, a primeira, uma medida descontínua, considera os tipos funcionais, a segunda, uma medida contínua, baseada em índices que retratam os valores de características funcionais (PETCHEY e GASTON, 2006). A primeira considera como tipo funcional um grupo de organismos que respondem de forma similar a determinado filtro ambiental e que têm efeito semelhante sob o funcionamento do ecossistema (LAVOREL et al., 1997). Apesar de ser a medida de diversidade funcional mais comum e antiga (TILMAN et al., 1997; DÍAZ e CABIDO, 2001), não tem se mostrado satisfatória, primeiro pela necessidade de tomar decisões arbitrárias quanto as diferenças entre os organismos e a segunda por assumir que

indivíduos de um mesmo grupo são funcionalmente idênticos e indivíduos grupos diferentes são completamente dissimilares (PETCHEY et al., 2007; PETCHEY e GASTON, 2006).

Os primeiros índices publicados foram o de diversidade de características funcionais (FAD) inicialmente proposto por Walker et al. (1999) e o de diversidade de funcional (FD), proposto por Petchey e Gaston (2006). A utilização dos índices funcionais surgiu como uma alternativa para melhor quantificar a diversidade em comunidades vegetais por medir o quanto as espécies estão dispersas em um espaço multidimensional de características funcionais (PETCHEY e GASTON, 2006). Embora os índices de diversidade sejam muito utilizados, existem ainda algumas dificuldades, principalmente pelo fato de não existir um consenso entre os autores a cerca de qual índice utilizar, visto que existe uma gama desses (PETCHEY et al, 2007). Uma solução seria a combinação de vários índices (CASANOVES et al., 2011), que descrevem diferentes facetas da diversidade funcional, sendo a escolha dos índices dependente do objetivo de cada estudo (MOUILLOT et al. 2013).

Atualmente, uma variedade de índices funcionais alguns deles são o de riqueza funcional (FRic), dispersão funcional (FDis), divergência funcional (FDiv) e uniformidade funcional (FEve) (VILLÉGER et al., 2008; VILLÉGER et al., 2013). A riqueza funcional retrata o volume do espaço funcional preenchido pelas espécies, sendo que mudanças na composição da comunidade podem refletir em mudanças na diversidade funcional (CORNWELL et al., 2006). A dispersão funcional mostra as mudanças na distância média de cada espécie em relação ao centroide de todas as outras dentro do espaço multidimensional (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010). A divergência funcional reflete a influência das espécies com características funcionais extremas sobre a abundância total das mesmas (VILLÉGER et al., 2008). A uniformidade funcional mede a regularidade da distribuição de abundância das espécies dentro do espaço funcional (VILLÉGER et al., 2008).

Estudos que consideram os índices de diversidade funcional na vegetação ripária de ecossistemas semiáridos têm revelado que nesses ambientes os índices de riqueza funcional, por exemplo, costuma ser maior que nas áreas adjacentes, principalmente em resposta a maior riqueza taxonômica desses ambientes devido a maior disponibilidade hídrica (BRUNO et al., 2015; CESCHIN et al., 2015; NOLAN et al., 2015; PALMQUIST et al., 2017). Para De Bello et al. (2006), o nível de dependência da diversidade funcional em relação a diversidade taxonômica possivelmente está relacionado à riqueza de características das espécies em função dos nichos disponíveis em que as espécies estão distribuídas no espaço.

3- Referências Bibliográficas

AGUIAR, F.C.; FERREIRA, M.T.; ALBUQUERQUE, A.; RODRÍGUEZ-GOMZALÉZ, P.; SEGURADO, P. Structural and functional responses of riparian vegetation to human disturbance: performance and spatial scale-dependence. **Riparian Vegetation and Disturbance**, v. 175(3), p. 249-267, 2009.

ALMEIDA-NETO, M.; FRENSEL, D.M.B.; WRICH, W. Rethinking the relationships between nestedness and beta diversity: a comment on Baselga (2010). **Global Ecology and Biogeography**, v. 1(1), p. 1-6, 2011.

AMORIN, I.L.; SAMPAIO, E.V.S.B.; ARAÚJO, E.L. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de caatinga do Seridó, RN, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19(3), p. 615-623, 2005.

ANDRADE-LIMA, D. The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 4(1), p.149-153, 1981.

ANGIOLINI, C.; NUCCI, A.; LANDI, M.; BACCHETTA, G. What drives riparian plant taxa assemblages in Mediterranean rivers?. **Aquatic Sciences**, v. 79(1), p. 371-384, 2017.

ARAÚJO, E.L.; SILVA, K.A.; FERRAZ, E.M.N.; SAMPAIO, E.V.S.B.; SILVA, S.I. Diversidade de herbáceas em microhabitats rochoso, plano e ciliar em uma área de caatinga, Caruaru, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19(1), p.285-294, 2005.

ATANÁSIO, C.M.; GANDOLFI, S.; ZAKIA, M.J.B.; VENIZIANI-JÚNIOR, J.C.T.; LIMA, W.P. A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. **Bragantia**, v. 71(4), p.493-501, 2012.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19(1), p.134-143, 2010.

BEJARANO, M.D.; TÁNAGO, M.G.; JÁLON, D.G.; MARCHAMALO, M.; SORDO-WARD, A.; SOLANA-GUTIÉRREZ, J. Responses of riparian guilds to flow alterations in a Mediterranean stream. **Journal of Vegetation Science**, v. 23(1), p. 443-458, 2012.

BROOCKS, D.R.; STORKEY, S.J.; CLARK, L.G.; FIRBNK, S.; PETIT, I.; WOIWOD, I.P. Trophic links between functional groups of arable plants and beetles are stable at a national scale. **Journal of Animal Ecology**, v. 81(1), p.4-13, 2012.

BRUNO, D.; GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C.; SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D.; VELASCO, J.; NILSSON, C. Impacts of environmental filters on functional redundancy in riparian vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 53(1), p. 846–855, 2016.

CASANOVA, F.; PLA, L.; DI RIZENZO, J.A. **Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos**. 1. ed. Turrialba, CR: CATIE, 2011. 84 p.

CAVENDER-BARES, J.; KOZAK, K.H., FINE, P.V.; KEMBEL S.W. The merging of 30 community ecology and phylogenetic biology. **Ecology Letters**, v.12, p.693–715, 2009.

CHAVE, J.; COOMES, D.; JANSEN, S.; LEWIS, S.L.; SWENSON, N.G.; ZANNE, A.E. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12(1), p.351–366, 2009.

CESCHIN, S.; TOMBOLINI, I.; ABATI, S.; ZUCCARELLO, V. The effect of river damming on vegetation: is it always unfavourable? A case study from the River Tiber (Italy). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187(15), p. 301–312, 2015.

CIANCIARUSO, M.V.; SILVA, I.A.; BATALHA, M.A. Phylogenetic and functional diversities: new approaches to community Ecology. **Biota Neotrópica**, v. 9(3), p.93-103, 2009.

CORNELISSEN, J.H.C. LAVOREL, A.; GARNIER, E.; DIAZ, S.; BUCHMANN, N.; GURVICH, D.E.; REICH, P.B.; TER STEEGE, H.; MORGAN, H.D.; VAN DER HEIJDEN, M.G.A.; PAUSAS, J.G.; POORTER, H. A handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Journal of Botany**, v. 51(1), p.335-380, 2003.

CORNWELL, W.K.; SCHWILK, L.D.; ACKERLY, D.D. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. **Ecology**, v. 87(6), p. 1465–1471, 2006.

DE BELLO, F.; LEPS, J.; SEBASTIA, M.T. Variations in species and functional plant diversity along climatic grazing gradients. **Ecography**, v. 29(3), p. 801-810, 2006.

DIAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Terrestrial Ecosystems in a Changing World**, v. 16(8), p.646-655, 2001.

DÍAZ, S.; LAVOREL S.; DE BELLO, F.; QUÉTER, F.; GRIGULIS, K.; ROBSON, T.M. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service 6 assessments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104(52), p. 20684–7 20689, 2007.

ENGEN, S.; SAETHER, B.; SVERDRUP-THYGESON, A.; GROTON, V.; ODEGAARD, F. Assessment of species diversity from species abundance distributions at different localities. **Oikos**, v. 117(5), p. 738-748, 2008.

FORTUENL, C.; FINE, P.V.A.; BARALOTO, C. Leaf, stem and root tissue strategies across 758 Neotropical tree species. **Functional Ecology**, v. 26(1), p.1153–1161, 2012.

GOTZEMBERG, L.; DE BELLO, F.; BRATHEN, K.A.; DAVISON, J.; DUBUIS, A.; GUISAN, A.; LEPŠ, J.; LINDBORG, R.; MOORA, M.; PÄRTEL, M.; PELLISSIER, L.; POTTIER, J.; VITTOZ, P.; ZOBEL, K.; ZOBEL, M. Ecological assembly rules in plant communities – approaches, patterns and prospects. **Biological Reviews**, v. 87(1), p. 111–127, 2012.

HILLERISLAMBERS, J.; HARPOLE, W.S.; SCHNITZER, S.; TILMAM, D.; REICH, P.B. CO₂, nitrogen, and diversity differentially affect seed production of prairie plants. **Ecology**, v. 90(7), p.1810-1820, 2009.

HILLERISLAMBERS, J.; ADLER, P.B.; HARPOLE, W.S.; LEVINE, J.M.; MAYFIELD, M.M. Rethinking community assembly through the lens of coexistence theory. **Annual Review of Ecology, Evolution and systematics**, v. 43(1), p.227–248, 2012.

KEDDY, P.A. A pragmatic approach to functional ecology. **Functional Ecology**, v. 6(1), p.621–626, 1992.

KRAFT, N.J.B.; ACKERLY, D.D. Assembly of plant communities. In: MASON, K.R. **Ecology and the environment**. 1 ed. New York: Springer, 2013, pp. 67–88.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91(1), p. 299–305, 2010.

LAURENCE, W.F.; SAYER, J.; CASSMAN, K.G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 29(1), p. 107-16, 2014.

LAVOREL, S.; MCINTYRE, S.; LANDSBERG, J.; FORBES, T.D.A. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. **Terrestrial Ecosystems in a Changing World**, v. 12(1), p.474-478, 1997.

LEMOES J.R.; RODAL, M.J.N. Fitossociologia do componente lenhoso de um trecho da vegetação de caatinga no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, v. 16(1), p.23-42, 2002.

LIMA, A.L.A.; RODAL, M.J.N. Phenology and wood density of plants growing in the semiarid region of northeastern Brazil. **Journal of Arid Environment**. v. 74, p.1363- 1373, 2010.

LIMA, A.L.A.; SAMPAIO, E.V.S.B.; CASTRO, C.C.; RODAL, M.J.N. Do the phenology and functional stem of woody species allow for the identification of functional groups in the semiarid region of Brazil? **Trees**, v. 26(5), p. 1605-1616, 2012.

LOHBECK, M.; POORTER, L.; LEBRIJA-TREJOS, E.; MARTINEZ-RAMOS, M.; MEAVE, J. A.; PAZ, H.; PEREZ-GARCIA, E. A.; ROMERO-PÉREZ, E.; TAURO, A.; BONGERS, F. Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical Forest. **Ecology**. v. 94, p.1211–1221, 2013.

MAGURRAN, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell, Oxford, p. 256.

MORO M.F.; ARAÚJO F.S.; RODAL M.J.N.; MARTINS F.R. Síntese dos estudos florísticos e fitossociológicos realizados no semiárido brasileiro. In: EISENLEHR, P.V.; FELFILI, J.M.; MELO, M.M.R.F.; ANDRADE, L.A.; MEIRA-NETO, J.A.A. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. 1ed. Viçosa: UFV, 2015, p. 412-551.

MOUILLOT, D.; VILLÉGER, S.; LOREZEN-SCHERER, M.; MASON, N.W.H. Functional structure of biological communities predicts ecosystem multifunctionality. **PlosOne**, v. 6(1), p. 417-476, 2011.

MOUILLOT, D.; GRAHAM, N.A.J.; VILLÉGER, S.; MASON, N.W.H.; BELLWOOD, D. A Functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28(3), p. 167- 177, 2013.

NASCIMENTO, C.E.S. RODAL, M.J.N.; CAVALCANTI, C.A. Phytosociology of the remaining xerophytic woodland associated to an environmental gradient at banks of the São Francisco river - Petrolina, Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 26(1), p.271-287, 2003.

NOLAN, R.H.; FAIRWEATHER, K.A.; TARIN, T.; SANTINI, N.S.; CLEVERLY, J.; FAUX, R.; EAMUS, D. Divergence in plant water-use strategies in semiarid wood species. **Functional Plant Biology**, v. 44(1), p. 1134-1146, 2017.

NUCCI, A.; ANGIOLINI, C.; LANDI, M.; BACCHETTA, G. Regional and local patterns of riparian flora: comparison between insular and continental Mediterranean rivers. **Ecoscience**, v. 19(3), p.213–224, 2012.

ORDOÑES, J.C.; BODEGOM, P.M.V.; WITTE, J.P.M.; WRIGTH, I.J.; REICH, P.B.; AERTES, R. A global study of relationships between leaf traits, climate and soil measures of nutrient fertility. **Global Ecology and Biogeography**, v. 18(1), p.137–149, 2009.

PALMQUIST, E.C.; RALSTON, B.E.; SARR, D.; MERRITT, D.M.; SHAFROTH, P.B.; SCOTT, J.A. Functional Traits and Ecological Affinities of Riparian Plants along the Colorado River in Grand Canyon. **BioOne**, v. 77(1), p. 22-30, 2017.

PAVOINE, S.; BONSAI M.B. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. **Biological Reviews**, v. 86(4), p. 792–812, 2011.

PEGADO, M.A.C.; ANDRADE, L.A.; FELIX, L.P.; ISRAEL, M.P. Efeito da invasão biológica da algaroba – *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. Sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivoarbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20(4), p.887-898, 2006.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, A.Y.N.; DÍAZ, A.S.; GARNIER, B.E.; LAVOREL, L.C.S.; POORTER, D.H.; JAUREGUIBERRY, A.P.; BREAT-HARTE, E.M.S. ; CORNWELL F.W.K.; CRAINE, G.J.M.; GURVICH, A.D.E.; URCELAY, A.C. ; VENEKLAAS, H.E.J.; REICHI, P.B.; POORTER, J.L.; WRIGHT, K.I.J.; RAY, L.P.; ENRICO, A.L.; PAUSAS,

M.J.G.; VOS, F.A.C.; BUCHMANN, N.N.; FUNES, A.G.; QUÉTIER, A.C. F.; HODGSON, O.J.G.; THOMPSON, P.K.; MORGAN, Q.H.D.; TER STEEGE, R.H.; VAN DER HEIJDEN, S.M.G.A.; SACK, T.L.; BLONDER, U.B.; POSCHLOD, V.P.; VAIERETTI, A.M.V.; CONTI, A.G.; STAVER, W.A.C.; AQUINO, X.S.; CORNELISSEN, F.J.H.C. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 61(1), p.167-234, 2013.

PÉREZ-RAMOS, I.M.; VOLAIRE, F.; FATTET, M.; BLANCHARD, A.; ROUMET, C. Tradeoffs between functional strategies for resource-use and drought-survival in Mediterranean rangeland species. **Environmental and Experimental Botany**, v. 87(1), p.126–136, 2013.

PETCHEY, O.L.; EVANS, K.L.; FISHBURN, I.S.; GASTON, K.J. Low functional diversity and no redundancy in British avian 13 assemblages. **Journal of Animal Ecology**, v. 76(5), p. 977–985, 2007.

PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9(6), p.741-758, 2006.

PILLAR, V.D.; DUARTE, L.S.; SOSINSKI, E.E.; JONER, F. Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. **Journal Vegetation Science**, v. 20(2), p. 334-348, 2009.

PODGAISKI, L.R.; MENDONÇA-JÚNIOR, M.S.; PILLAR, V.D. O uso de atributos funcionais de invertebrados terrestres na ecologia: o que, como e por quê? **Oecologia Australis**, v. 15(1), p.835-853, 2011.

POORTER, L.; WRIGTH, S.J.; PAZ, H.; ACKERLY, D.D.; CONDIT, R.; IBARRA-MANRÍQUEZ, G.; HARMS, K.E.; LICONA, J.C., MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MAZER, S.J.; MULLER-LANDAU, H.C.; PEÑA-CLAROS, M.; WEBB, C.O.; WRIGHT, I.J. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five neotropical forests. **Ecology**, v. 89(1), p.1908-1920, 2008.

PRESTON, K.A.; CORNWELL, W.K.; DENOYER, J.L. Wood density and vessel traits as distinct correlates of ecological strategy in 51 California coast range angiosperms. **New Phytologist Journal**, v. 170(1), p.807–818, 2006.

PRIOR, L.D.; BOWMAN, M.J.S.; EAMUS, D. Seasonal differences in leaf attributes in Australian tropical tree species: family and habit comparisons. **Functional Ecology**, v. 18(1), p.707–718, 2004.

QIAN, H. WANG, X.; WANG, S.; LI, Y. Environmental determinants of amphibian and reptile species richness in China. **Ecography**, v. 30(4), p. 471–482, 2007.

REICH, P.B.; WRIGTH, I.J.; CAVENDER-BARES, J.; CRAINE, J.M.; OLEKSYN, J.; WESTOBY, M.; WALTERS, M.B. The evolution of plant functional variation: traits, spectra, and strategies. **International Journal of Plant Sciences**, v. 164(1), p.143-164, 2003.

ROSSATTO, D.R.; TAKAHASKI, F.S.C.; SILVA, L.C.R.; FRANCO, A. C. Características funcionais de folhas de sol e sombra de espécies arbóreas em uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24(3), p.640-647, 2010.

SEGURA, G.; BALVANERA, P.; DÚRAN, E.; PÉREZ, A. Tree community structure and stem mortality along a water availability gradient in a Mexican tropical dry forest. **Plant Ecology**, v. 169(1), p. 259-271, 2003.

SOBRAL, F.L.; CIANCIARUSO, M.V. Estrutura filogenética e funcional de assembléias: (re)montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais. **Bioscience Journal**, v. 28(4), p. 617-631, 2012.

SOUZA, J.A.N.; RODAL, M.J.N. Levantamento florístico em trecho de vegetação ripária de caatinga no Rio Pajeú, Floresta / Pernambuco - Brasil. **Revista Caatinga**, v. 23(1), p. 54-62, 2010.

TILMAN, D. Functional diversity. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 3(1), p. 109-120. 2001.

TILMAN, D., KNOPS, J., WEDIN, D., REICH, P., RITCHIE, M.; SIEMANN, E. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, v. 277(1), p. 1300-1302, 1997.

VALLADARES, F.; NIINEMETS, Ü. Shade tolerance , a key plant feature of complex nature and consequences. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 39(1), p.237-257, 2008.

VELLEND, M. Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review of Biology*, v. 85(2), p.183-206, 2010.

VILLÉGER, S.; GRENOUILLET, G.; BROSSE, S. Decomposing functional β -diversity reveals that low functional β -diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. ***Global Ecology and Biogeography***, v. 22(6), p. 671–681, 2013.

VILLÉGER, S.; MASON, N.W.H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. ***Ecology***, v. 89(8), p. 2290–2301, 2008.

VIOLLE, C.; NAVAS, M.L.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I.; GARNIER, E. Let the concept of trait be functional! ***Oikos***, v. 116(5), p. 882-892, 2007.

WALKER, B.H.; KINZING, A.; LANGRIDGE, J. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. ***Ecosystems*** v. 2(2), p. 95-113, 1999.

WEIHER, E.; VAN DER WERF, A.; THOMPSON, K.; RODERICK, M.; GARNIER, E.; OVE, E. Challenging Theophrastus: A common core list of plant traits for functional ecology. ***Journal of Vegetation Science***, v. 10(1), p.609-620, 1999.

WESTOBY, M.; FALSTER, D.S.; MOLES, A.T.; VESK, P.A.; WRIGHT, I.J. Plant ecological strategies: Some leading dimensions of variation between species. ***Annual Review of Ecology and Systematics***, v. 33(1), p.125–159, 2002.

WILSON, E.O. Biodiversity: Concept, Measurement, and Challenge. In: VAN DYKE, F. ***Conservation Biology Foundations, Concepts, Applications***. Editora- Jo Ebihara, 2^a ed, 1992.

WRIGHT, I.J.; REICH, P.B.; WESTOBY, M.; ACKERLY, D.D.; BARUCH, Z.; BONGERS, F.; CAVENDER-BARES, J.; CHAPIN, T.; CORNELISSEN, J.H.C.; DIEMER, M.; FLEXAS, J.; GARNIER, E.; GROOM, P.K.; GULIAS, J.; HIKOSAKA, K.; LAMONT, B.B.; LEE, T.; LEE, W.; LUSK, C.; MIDGLEY, J.J.; NAVAS, M.; NIINEMENTS, U.; OLEKSUN, J.; OSADA, N.; POORTER, H.P.; PRIOR, L.; PYANKOV, V.I.; ROUMET, C.; THOMAS, S.C.; TJOELKER, M.G.; VENEKLAAS, E.J.; VILLAR, R. The worldwide leaf economics spectrum. ***Nature***, v. 428(1), p. 821-827, 2004.

ARTIGO CIENTÍFICO I

**PROXIMIDADE AO CURSO DE ÁGUA AFETA A DIVERSIDADE
TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE PLANTAS LENHOSAS EM UM SEMIÁRIDO
TROPICAL?**

Artigo científico a ser encaminhado à Revista Plant Ecology

Normas em:

<http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/11258>

1 **PROXIMIDADE AO CURSO DE ÁGUA AFETA A DIVERSIDADE**
2 **TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE PLANTAS LENHOSAS EM UM**
3 **SEMIÁRIDO TROPICAL?**

4 Ana Paula Alves da Silva¹, Rafaella Brás dos Santos², Augusto Barbosa de Queiroz³,
5 Valdemir Fernando da Silva⁴, André Laurênio de Melo⁵, André Luiz Alves de Lima⁵,
6 Maria Jesus Nogueira Rodal⁴

7

8 **RESUMO**

9 Sabe-se que em ecossistemas semiáridos, onde a disponibilidade hídrica é o principal
10 recurso limitante, a proximidade do curso de água afeta a diversidade taxonômica e
11 funcional de plantas lenhosas. Apesar disso, estudos que integram diversidade
12 taxonômica e funcional em tais ecossistemas são escassos. Neste sentido, objetivou-se
13 avaliar a diversidade taxonômica e funcional em dois trechos de vegetação de
14 caducifolia espinhosa do semiárido do nordeste do Brasil (caatinga) situados a
15 diferentes distâncias do curso de água. Foram instaladas, perpendicularmente ao rio, 20
16 parcelas na área adjacente e 20 na área distal. Calculou-se a diversidade alfa e beta
17 taxonômica e a diversidade funcional de cada área, a fim de verificar como diferentes
18 facetas da diversidade são afetados pela proximidade do rio. O grau de parentesco e a
19 distância geográfica entre as parcelas não desempenharam papel significativo nos
20 índices e outros resultados das análises realizadas. A diversidade alfa taxonômica
21 esteve positivamente relacionada com a proximidade do rio, possivelmente pelo fato
22 que em ambientes mais próximos de água haver maior disponibilidade hídrica e por
23 consequência mais recursos. Essa proximidade afetou também a diversidade beta
24 taxonômica, levando a um padrão de substituição de espécies entre as áreas, em
25 resposta a mudanças na composição e na abundância de espécies. Os valores das
26 características funcionais também foram afetados pela proximidade do rio, onde
27 ocorreram maiores valores das características foliares mais elevados, enquanto que os
28 de madeira diminuíram com tal proximidade. A diversidade funcional não foi afetada.

29 **Palavras-Chave:** Abundância de espécies, disponibilidade hídrica, partição da
30 diversidade, riqueza de espécies.

31

32 **INTRODUÇÃO**

33 A disponibilidade de água pode determinar a distribuição espacial da
34 biodiversidade, atuando muitas vezes com filtro abiótico (Bruno et al. 2016). De fato, a
35 literatura relata que em ecossistemas semiáridos, onde a água é principal recurso

36 limitante (Lohbeck et al., 2015), o aumento da disponibilidade hídrica promove uma
37 variedade de condições e recursos (Bejarano et al. 2012) que favorece o aumento de
38 diversidade de espécies (Bruno et al. 2016; Angiellini et al. 2017) e de funções
39 (Palmquist et al. 2017).

40 Nesse sentido, para entender a montagem das comunidades desses ecossistemas
41 semiáridos onde a água é o um recurso limitante, como é o caso da caatinga, vegetação
42 típica do semiárido do nordeste do Brasil, necessitamos compreender seus padrões em
43 diferentes escalas espaciais bem como seus processos estruturadores (McClain et al.
44 2012). No entanto, apesar do grande interesse a diversidade de caatinga, os estudos já
45 realizados se concentram, quase exclusivamente na caracterização estrutural das
46 comunidades não trazendo informações acerca dos processos que causam a variação
47 espacial dos padrões de diversidade taxonômica (Moro et al. 2015) e funcional (Lima et
48 al. 2012).

49 Sabe-se que em ecossistemas semiáridos a vegetação ripária, aquela que ocorre
50 próxima a rios, onde há com maior disponibilidade hídrica há diversidade alfa
51 taxonômica que as áreas mais distantes do curso de água (Segura et al. 2003; Angiellini
52 et al. 2017). Além disso, a maior variedade de recursos desses ambientes (Bejarano et
53 al. 2012), promove o aumento da diversidade beta taxonômica (Baselga 2010). A
54 literatura relata dois padrões de variação na composição e abundância: a substituição de
55 espécies (*turnover*), que representa mudanças na estrutura e composição das
56 comunidades (Anderson et al. 2010), e a perda e/ou ganho (aninhamento) de espécies,
57 que indica a similaridade de espécies, como consequência de algum gradiente (Baselga
58 2010). Diferentes autores tem observado que diferenças em termos tanto de diversidade
59 alfa quanto em termos de diversidade beta taxonômica em ambientes mais próximos e
60 mais distantes do curso de água pode ocorrer em função tanto de processos estocásticos

61 quanto determinísticos na estruturação da comunidade (Bruno et al. 2016; Palmquist et
62 al. 2017).

63 Outro aspecto digno de interesse é que a proximidade do curso de água parece
64 afetar as funções das espécies, promovendo mudança na diversidade funcional
65 (Palmquist et al. 2017). A esse respeito, a bibliografia relata que em ambientes mais
66 próximos a cursos de água as plantas têm maiores valores de área foliar específica e teor
67 de clorofila, características mais relacionadas à captação de energia (Cornelissen et al.
68 2003; Valladares e Niinemets 2008) e para ambientes distantes do rio, predominância de
69 plantas com alta densidade da madeira, relacionado a proteção contra danos mecânicos
70 e resistência à seca (Lima et al. 2012). Além disso, tal proximidade pode também
71 promover mudanças na diversidade funcional (Bruno et al. 2016; Palmquist et al. 2017)
72 . Estudos já realizados apontam que em ambientes adjacentes ao rio existe maior
73 diversidade funcional, quando comparados com aqueles ambientes mais distantes
74 (Bruno et al. 2016).

75 Partindo da premissa de que a vegetação ripária de ambientes semiáridos teria
76 maior disponibilidade hídrica e assim estruturas taxonômica e funcional distintas da
77 vegetação distante do rio (Segura et al. 2003; Palmquist et al. 2017), este estudo teve
78 como objetivo avaliar a diversidade taxonômica e funcional em dois trechos de
79 vegetação de caatinga, situados a diferentes distâncias do curso de água. Para isso
80 testaram-se as seguintes hipóteses (1) a diversidade alfa taxonômica está positivamente
81 relacionada com o aumento da proximidade do rio, (2) a proximidade do rio afeta a
82 diversidade beta taxonômica, (3) os valores das características funcionais diferem entre
83 as áreas e (5) a diversidade funcional muda em resposta à proximidade do curso de
84 água.

85 Assim espera-se (1) maior diversidade alfa na área próxima ao rio, (2) mudanças
86 na composição e abundância de espécies ocasionadas pela proximidade do rio
87 influenciam a diversidade beta, que será conduzida pela substituição de espécies, (3)
88 maiores valores de espessura foliar, área foliar, área foliar específica na área adjacente
89 ao rio e maiores valores de espessura da casca e densidade de madeira na área distal ao
90 rio e (5) maior diversidade funcional na área próxima ao rio, pela maior disponibilidade
91 de água.

92

93 **MATERIAL E MÉTODOS**

94 *Área de estudo* - O estudo foi realizado em uma área de caatinga no Parque Estadual
95 Mata da Pimenteira (PEMP) (38°18'42" e 38°17'7"W e 07°53'21" e 07°57'36"S)
96 localizada no município de Serra Talhada, Pernambuco, Brasil. De acordo com Silva e
97 Almeida (2003), o PEMP apresenta altitudes entre 500 e 700 m, precipitação média
98 anual é de 650 mm e temperatura média de 26°C. O clima da região é do tipo BSwH'
99 (clima semiárido e quente), segundo a classificação de Köppen, havendo, em média,
100 sete meses sem chuvas (Silva e Almeida 2013). A vegetação é arbustivo-arbórea
101 caducifólia espinhosa, bem conservada. O trecho estudado tem cerca de 3 km de
102 comprimento.

103 *Coleta e tratamento dos dados* - Para amostragem das plantas lenhosas foi utilizado o
104 método de parcelas. Foram instaladas 20 parcelas de 10 × 5 m na área adjacente ao rio e
105 20 na área distal ao rio, distribuídas paralelamente ao curso de água. O rio é temporário,
106 com largura de 3 a 5 metros e profundidade de 1 a 2 metros. Foi adotada a distância de
107 20 m entre as parcelas do mesmo habitat e 20 m entre parcelas de habitats adjacentes (a
108 medida de 20 m de distância foi adotada pelo fato da área ripária ser muito estreita,

109 aproximadamente 5 m). Foram amostrados todos os indivíduos lenhosos com diâmetro
110 do caule ao nível do solo (DNS) > 3 cm e altura total > 1 m (Rodal et al. 2013).

111 Em cada área foram determinadas oito características funcionais de todas as
112 espécies amostradas seguindo o protocolo de Pérez-Harguindeguy et al. (2013), isto é,
113 em cada um dos cinco indivíduos amostrados eram coletadas as características. Quando
114 na em cada área não havia mais de cinco indivíduos de uma espécie foram coletadas
115 características funcionais dos indivíduos presentes. A medição das características
116 ocorreram durante o mês chuvoso. O conteúdo de clorofila ($\mu\text{g}\cdot\text{mm}^{-2}$) foi estimado
117 ainda em campo, com o auxílio do equipamento Minolta SPAD 502DL (*Soil Plant*
118 *Analysis Development*). Para mensuração da área foliar (AF) as folhas foram
119 digitalizadas com um scanner de mesa e suas dimensões determinadas através do
120 programa "Image-J[®]" (Ferreira e Rasbend 2012). O cálculo da área foliar específica
121 (AFE) foi realizado através da razão entre a área foliar (mm^2) e o peso seco (mg). Já o
122 teor de matéria seca foliar (TMSF) foi feito através do peso seco de uma folha dividido
123 pelo seu peso úmido, expresso em $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$. A espessura foliar foi obtida através do uso de
124 paquímetro digital.

125 A densidade da madeira foi determinada em amostras do ramo (diâmetro de 3
126 cm) de cinco indivíduos de cada espécie; quando não havia pelo menos cinco indivíduos
127 por espécie, coletou-se do número de indivíduos encontrados em cada área. Para atingir o
128 ponto de saturação necessário à medição, as amostras ficaram imersas em água, por
129 cinco dias (Chave et al. 2009). Posteriormente foi determinado o volume das amostras
130 através do deslocamento do líquido provocado pela imersão da peça. Em seguida, as
131 amostras foram secas em estufa à temperatura de 103°C durante 72h e pesadas, para
132 determinação da massa seca (Truguilho et al. 1990). A densidade da madeira foi obtida
133 através da relação entre a massa seca da madeira pelo seu volume saturado, expressa em

134 g/cm^3 (Pérez-Harguindeguy et al. 2013). Já a quantidade de água saturada do caule
135 (QAsat. %) foi obtida pela equação: $QAsat = 100 (V-MS)/MS$, onde V é o volume
136 deslocado e MS a massa seca (Borchert 1994).

137 *Análise dos dados*- A diversidade taxonômica alfa em cada área foi calculada através da
138 série de Hill, que inclui as três principais medidas de diversidade: riqueza ($q=0$),
139 diversidade (Shannon corrigido) ($q=1$) e dominância (Simpson) ($q=2$) (Chao et al.
140 2014).

141 Para visualizar a diferença em termos de composição e abundância entre as 40
142 parcelas foi realizado um escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS)
143 empregando o índice de similaridade de Bray-Curtis. Para inferir se existe diferença
144 entre as 40 parcelas e se as dispersões diferem entre as parcelas em relação ao centroide
145 foi realizada uma ANOVA de permutação não paramétrica (PERMANOVA) (Anderson
146 et al. 2006). Nesse caso utilizou-se a matriz de similaridade de Bray-Curtis com 999
147 permutações.

148 A diversidade beta das comunidades foi calculada em função da composição ou
149 abundância de espécies empregando dois índices de dissimilaridade: (1) Sørensen, com
150 base na presença e ausência de espécies e (2) Bray-Curtis, a partir da abundância de
151 espécies (Baselga 2010). Para analisar se o valor na diversidade β é ocasionado pela
152 substituição ou aninhamento de espécies, utilizamos a estrutura de partição aditiva
153 proposta por Baselga (2010), para separar o índice de dissimilaridade ($\beta_{s\text{or}}$) em dois
154 componentes aditivos: substituição de espécies (β_{sim}) (valor que representa mudanças
155 de composição das espécies), e aninhamento (β_{nes}) (valor da dissimilaridade formada a
156 partir da perda de espécies). Da mesma forma, particionamos a dissimilaridade de Bray-
157 Curtis (d_{BC}) em variação equilibrada de abundância ($d_{\text{BC-bal}}$), situação análoga a

158 substituição de espécies, e em gradientes de abundância de dissimilaridade (d_{BC-gra}),
159 situação análoga ao aninhamento (Baselga 2013).

160 Inferimos quais processos estão estruturando a vegetação das duas áreas
161 através da análise dos modelos de distribuição de abundância, os quais permitem
162 levantar hipóteses inferir sobre as causas dos padrões de dominância, raridade e
163 uniformidade nas comunidades biológicas (Magurran 1988). O modelo foi selecionado
164 com base no critério de informação de Akaike (AIC), onde aquele com o menor valor
165 foi considerado o mais adequado (Fávero et al. 2015).

166 Para avaliar a influência da proximidade do rio na distribuição e abundância das
167 características funcionais em cada área foi calculada a média ponderada da comunidade
168 (CWM do Inglês *Community-Weighted Mean*) (Pla et al. 2011). As medidas de CWM
169 de cada característica foram comparadas entre as áreas, sendo sua normalidade testada
170 através de Shapiro-Wilk. Em resíduos com distribuição normal empregou-se a análise
171 de variância (ANOVA) seguido do teste de Tukey, e sem distribuição normal, o teste
172 Kruskal-Wallis, acompanhado pelo teste Mann-Whitney.

173 Correlações entre as médias ponderadas da comunidade, por parcela, e as
174 distâncias geográficas entre as áreas foram verificadas pelo teste de Mantel (McCune e
175 Mefford 2011) utilizando o índice de Bray-Curtis. Foi realizada uma PERMANOVA
176 para testar a significância das correlações (Legendre e Fortin, 1989).

177 Para avaliar se espécies filogeneticamente próximas de cada área eram
178 semelhantes em relação às suas características funcionais calculou-se o sinal
179 filogenético. A partir de matrizes compostas por lista de famílias, gêneros e espécies
180 foram datadas árvores filogenéticas para cada área (programa Phylocom 4.2) calculou-
181 se a distância filogenética de cada árvore, tanto entre as espécies de cada área quanto
182 entre cada uma das espécies e seus vizinhos (Webb et al. 2008). A fim de analisar o

183 quanto espécies filogeneticamente próximas são semelhantes de acordo com suas
184 características funcionais e calcular o sinal filogenético para cada característica em cada
185 área, aplicou-se a estatística K de Blomberg (Blomberg et al. 2003). Além disso, para
186 corrigir o possível efeito da dependência filogenética nas correlações, foi calculado
187 também o contraste independente filogenético (PIC).

188 A fim de visualizar as diferenças funcionais entre as parcelas quanto a
189 proximidade do rio das duas áreas foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais
190 (PCoA), método que permite explorar e visualizar dissimilaridade entre os dados
191 (Laliberté e Legendre 2010). Calculamos a distância funcional entre os pares de
192 espécies de acordo com seus valores de características usando a distância de Gower
193 (Gower, 1966), com base nessa matriz de distância funcional obtivemos os eixos da
194 PCoA. Para verificar se existia diferença estatística entre as áreas foi realizada uma
195 PERMANOVA.

196 A diversidade funcional das áreas foi avaliada pelo índice de Diversidade
197 Funcional (FD) é que calculada por meio da distância euclidiana e do método de
198 agrupamento pela média, padronizando todas as características (Petchey e Gaston,
199 2006). A normalidade dos resíduos foi testada pelo teste Shapiro-Wilk. Dados com
200 distribuição normal foram submetidos à ANOVA complementados pelo teste de Tukey
201 e os dados não normais foram submetidos ao teste Kruskal-Wallis, completado pelo
202 teste Mann-Whitney a fim de inferir se houve mudança na diversidade funcional entre
203 as áreas. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R Studio (R Core
204 Team, 2016).

205

206 **RESULTADOS**

207 A hipótese de que a diversidade taxonômica estaria positivamente relacionada à
208 proximidade do curso de água foi confirmada. De fato, a riqueza (18,0297 *versus*

209 10,3316), a de diversidade de Shannon corrigido (10,4867 *versus* 6,1082) e a
210 dominância de Simpson (7,5063 *versus* 4,8047) foram maiores na área adjacente ao rio.
211 Além disso, foi possível visualizar a formação de dois grupos significativamente
212 distintos com base na influência do rio ($F=9,318$, $p=0,0001$, $R^2=1,1969$) (Fig. 1).

213 A abundância de espécies pareceu impulsionar a diversidade beta, corroborando
214 com a nossa previsão, uma vez que apresentou maiores valores quando calculada pela
215 abundância de espécies ($d_{BC}=0,51$) do que pela composição ($\beta_{sor}=0,28$). A análise da
216 partição da diversidade beta revelou que o componente de substituição de espécies foi
217 maior tanto quando analisado pela presença e ausência de espécies ($\beta_{sim}=0,18$ *versus*
218 $\beta_{nes}=0,09$) como pela abundância ($d_{BC-bal}= 0,38$ *versus* $d_{BC-gra}=0,13$). Embora os
219 valores obtidos tenham sido baixos, vale ressaltar que os valores obtidos sugerem que a
220 substituição é o componente principal da partição.

221 Os modelos de distribuição de abundância das espécies mostraram que áreas
222 seguem modelos distintos (Fig. 2). A área adjacente ao rio segue o modelo Lognormal
223 (modelo estocástico) com abundância de espécies mais equitativa, e a área distal ao rio
224 o modelo Mandelbrot (modelo determinístico), revelando que as algumas espécies dessa
225 área são dominantes em relação ao número de indivíduos, confirmando a hipótese de
226 que processos diferentes podem estar atuando nessas comunidades (Tabela 1).

227 A expectativa de que as áreas diferem em termos de valores das características
228 foi confirmada. Das oito características analisadas, apenas a capacidade de saturação do
229 caule por água não diferiu entre as áreas. O conteúdo de clorofila, espessura foliar, área
230 foliar e área foliar específica foram significativamente maiores na área adjacente ao rio.
231 Por outro lado, o teor de matéria seca foliar, a espessura da casca e a densidade de
232 madeira do ramo foram significativamente maiores na área distal ao rio (Tabela 2).

233 Na área adjacente ao rio, todas as oito características funcionais estudadas
234 apresentaram valores de K de Blomberg abaixo do esperado pelo acaso, indicando que
235 não existe sinal filogenético. Na área distal ao rio, apenas a quantidade saturada de água
236 do caule, apresentou valores de K de Blomberg acima do esperado pelo acaso,
237 apresentando assim sinal filogenético. Quando aplicado o contraste filogenético,
238 observou-se que para a área adjacente ao rio, a espessura foliar apresenta sinal
239 filogenético, já para a área distal ao rio nenhuma das oito características apresentaram
240 sinal filogenético (Tabela 3).

241 As características funcionais ponderadas da comunidade e as distâncias geográficas
242 não mostraram padrões de autocorrelação espacial (teste de Mantel; $r = R -0,8293$; $p 0,96$),
243 revelando que mesmo uma distância pequena, de apenas 25 metros das margens do rio,
244 verifica-se mudança no valor das características em função da disponibilidade hídrica.

245 Os dois primeiros eixos componentes da PCoA para as espécies das áreas
246 estudadas capturaram mais de 75% da variação nos valores das características das
247 espécies. O primeiro eixo foi relacionado em grande parte à área foliar, conteúdo de
248 clorofila, teor de matéria seca foliar e densidade de madeira do ramo (Fig. 3). A área
249 foliar e conteúdo de clorofila apresentaram correlação positiva com o aumento da
250 proximidade do rio, enquanto que, o teor de matéria seca foliar e densidade de madeira
251 do ramo apresentam relação negativa (Tabela 4).

252 A diversidade funcional não apresentou diferença entre as áreas, contradizendo
253 com a hipótese de que a diversidade funcional muda em resposta à proximidade do
254 curso de água (Fig. 4).

255

256 **DISCUSSÃO**

257 Embora em outros ecossistemas semiáridos os padrões de diversidade
258 taxonômica e funcional, em função da proximidade de um rio, já tenham sido descritos,
259 ainda não se sabe como a maior proximidade do curso de água e conseqüentemente
260 maior disponibilidade hídrica a afetam a riqueza e funcionamento de plantas semiárido
261 brasileiro. Nossos resultados apontam que o aumento da riqueza e diversidade de
262 espécies está positivamente associado com a proximidade do curso de água, semelhante
263 ao relatado por Palmquist et al (2017) em ecossistemas semiáridos e distinto do
264 encontrado em florestas úmidas, onde a riqueza das árvores tende a diminuir próximo a
265 água (Silva et al. 2008), embora outros hábitos de plantas aumentem (Gomes et al.
266 2009).

267 De fato, a maior riqueza e diversidade de espécies foram registradas para a área
268 adjacente ao rio, enfatizando que em ecossistemas semiáridos a proximidade do rio atua
269 como um promotor de mudanças na riqueza e abundância de espécies, como também
270 registrada por Angiolini et al. (2017) e Palmquist et al.(2017) para outras regiões
271 semiáridas. A literatura relata que a condição de maior disponibilidade hídrica nas áreas
272 próximas de rios afeta diretamente a composição (Segura et al. 2003) e abundância de
273 espécies (Palmquist et al. 2017), resultando em uma maior diversidade alfa taxonômica
274 para as áreas mais próximas do curso do rio como já relatado em outros ecossistemas
275 semiáridos (Bejarano et al. 2012, Nucci et al. 2012).

276 Sabe-se que filtros abióticos podem limitar presença de espécies em
277 determinadas condições (Gotzemberg et al. 2012). Em ecossistemas semiáridos,
278 assim como em outros ecossistemas, apenas as espécies que vencem o fator limitante,
279 a baixa disponibilidade hídrica, sobrevivem e se estabelecem e reproduzem
280 (Brunbjerg et al. 2012). Todavia, cabe destacar que a presença e abundância de espécies
281 em ambientes específicos dentro de um ecossistema podem ser reguladas por interações

282 bióticas (Hillerislammers et al. 2012) . No caso de sistema aqui estudado nota-se que
283 algumas especies ocorrem preferencialmente em ambientes próximos de rios, como é o
284 caso de *Erythrina velutina*, *Licania rigida* e *Ziziphus joazeiro* (Andrade-Lima 1981) e
285 espécies que ocorrem em maior abundância em ambientes mais secos, como é o caso de
286 *Bauhinia cheilantha* (Moro et al. 2015), revelando que mesmo aquelas espécies
287 selecionadas pelo mesmo filtro, possuem algumas preferências de habitat (Bejarano et
288 al. 2012), o que pode ser responsável pela diferença entre as áreas tanto em termos de
289 diversidade alfa quanto em termos de diversidade beta.

290 A diversidade beta no sistema estudado foi impulsionada tanto por mudanças na
291 composição quanto na abundância de espécies, possivelmente pela proximidade do
292 curso de água, revelando que mesmo se tratando de duas áreas de caatinga devem
293 responder de forma distinta as limitações impostas pelo ambiente, semelhante ao
294 relatado por Ceschin et al. (2015) (ver discussão de características funcionais mais
295 adiante). Além disso, o padrão de substituição de espécies revelado para as áreas,
296 expresso principalmente na diferença na abundância, corrobora com a ideia de que a
297 filtragem abiótica e as respostas dessas espécies aos diferentes habitats estruturam as
298 comunidades, semelhante ao relatado por Svenning et al. (2011).

299 A área adjacente ao rio apresentou o modelo de distribuição de abundância
300 Lognormal, o qual se baseia na ideia que uma comunidade ecológica formada por
301 muitas espécies distribuídas de forma equitativa (McGill et al. 2007), aponta a atuação
302 de processos estocásticos na sua estruturação (McGill et al. 2006). A esse respeito
303 Chase e Myres (2011) também relataram que a maior disponibilidade de recurso
304 limitante, no caso da caatinga a água, levaria a substituição de espécies orientada por
305 processos estocásticos.

306 Já a área distal ao rio apresentou o modelo Mandelbrot, revelando a existência
307 de muitas espécies dominantes, apontando para espécies com requerimentos específicos,
308 sugerindo que essas espécies amostradas teriam necessidade de um nicho especializado
309 (Fávero et al. 2015), e que processos determinísticos, baseados no habitat ou filtragem
310 abiótica podem está atuando na estruturação da comunidade (McGill et al. 2007).
311 Nesses casos processos de seleção são importantes na manutenção da composição e
312 diversidade de espécies em determinadas condições do habitat (Vellend 2010). No
313 entanto, vale ressaltar que esse resultado é apenas uma inferência, sendo necessária a
314 realização de mais testes para comprovar tal fato.

315 O fato de apenas uma das oito características funcionais (quantidade saturada de
316 água do caule para a área distal ao rio) não ter apresentado sinal filogenético sugere que
317 as variações nas características funcionais ocorrem em resposta ao ambiente e não estão
318 relacionadas diretamente ao grau de parentesco, sugerindo que de fato, os fatores
319 abióticos e bióticos podem estar relacionados à variação das características funcionais,
320 conforme relatado por Segura et al. (2003) e Palmquist et al. (2017) para outras áreas
321 semiáridas.

322 Em ecossistemas semiáridos, a proximidade do rio atua como um filtro abiótico
323 local exercendo uma pressão seletiva sendo necessário um aparato de características
324 fisiológicas e morfológicas especializadas para que as espécies possam se desenvolver
325 tanto mais distantes quanto próximos ao curso de água (Nolan et al. 2015, Palmquist et
326 al. 2017). De fato, em ambientes próximos ao rio foram selecionadas aquelas plantas
327 que apresentam alta área foliar, área foliar específica, espessura foliar e conteúdo de
328 clorofila, indicando que as características relacionadas à captura de luz, à entrada de
329 carbono através da fotossíntese são mais favorecidas como relatado também por La
330 Riva et al. (2017). Cornelissen et al. (2003) relataram que os altos valores dessas

331 características favorece o maior desenvolvimento, visto que facilita a obtenção de
332 energia luminosa, características fundamentais nas áreas ciliares.

333 Em contrapartida, a característica de alta densidade de madeira, observada para a
334 área distal ao rio é importante naquele ambiente, pois minimiza possíveis danos ao
335 sistema condutor da planta (Markesteyn e Poorter 2009; Chave et al. 2009). Nesse caso,
336 as plantas precisam de uma madeira especializada para captar o máximo de água
337 possível e ao mesmo tempo fazer o melhor uso desse recurso (Nolan et al. 2017). Logo
338 a alta densidade madeira, maior espessura foliar e quantidade de água saturada do caule
339 conferida às plantas da área distal ao rio proporcionam um melhor mecanismo para
340 suportar o estresse hídrico, conseqüentemente, produzem paredes celulares mais fortes,
341 conferindo maior densidade de madeira (Lima et al. 2012).

342 O fato da área distal ao rio está a apenas 25 metros de distância da margem e
343 essa distância não ter mostrado relação com as características estudadas corrobora com
344 os demais resultados encontrados e revela que as diferenças entre as áreas a cerca da
345 diversidade alfa taxonômica, beta taxonômica e de características funcionais é em
346 resposta ao ambiente e que os filtros abióticos são de extrema importância na montagem
347 dessas comunidades (Bejarano et al. 2012; Palmquist et al. 2017). Essas características
348 são em resposta a disponibilidade de recurso e estão associadas à conservação e
349 aquisição dos mesmos (Lavorel e Garnier 2002).

350 A diversidade alfa taxonômica respondeu positivamente a proximidade do rio,
351 aumentando assim a riqueza e abundância de espécies, diferente dos valores das
352 características funcionais, que embora tenha diferido entre as áreas, não revelou relação
353 positiva com a proximidade do curso de água. Ao examinar as oito características
354 funcionais da comunidade observou-se que quatro destas estão positivamente
355 relacionados com o aumento da proximidade do rio e quatro negativamente

356 relacionados com o aumento da proximidade do rio. Isso acontece pelo fato dessas
357 características estarem relacionadas ao ambiente, sendo que em cada uma das áreas são
358 necessários diferentes mecanismos para ter maior sucesso (Lima et al. 2012).

359 A proximidade do rio afeta a diversidade beta taxonômica, diferentemente do
360 observado para a diversidade funcional, revelando que mesmo em áreas ricas em
361 diversidade taxonômica a diversidade funcional pode ser baixa (Cumming e Child
362 2009). Além disso, espécies taxonomicamente distintas, mas funcionalmente similares
363 também podem levar a respostas diferentes da diversidade taxonômica e funcional a
364 mudanças no ambiente (Weithoff et al. 2014).

365 Além disso, a própria diversidade funcional, responde de forma diferente a
366 proximidade do rio. Diferentemente das características estudadas individualmente por
367 área o componente de diversidade funcional não respondeu a proximidade do curso de
368 água. É importante ressaltar que o valor das características funcionais é ponderado pela
369 abundância de espécies e de alta sensibilidade a mudanças no ambiente (Pla et al. 2011),
370 diferente do componente de diversidade funcional (Pla et al. 2017).

371

372 **CONCLUSÃO**

373 Em ecossistemas semiáridos, o aumento da disponibilidade hídrica
374 proporcionada pela maior proximidade do rio, em pequena escala, afeta
375 significativamente a diversidade taxonômica de plantas lenhosas, levando ao padrão de
376 que na caatinga, quanto maior a proximidade do curso de água maior a diversidade alfa
377 taxonômica. Além disso, a distância do curso de água levou a uma convergência das
378 características funcionais em resposta ao fator limitante, à água.

379

380 **REFERÊNCIAS**

- 381 Anderson, MJ, Ellingsen KE, Mcardle BH (2006). Multivariate dispersion as a measure
382 of beta diversity. *Ecol Lett* 9:683-693. doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x
- 383 Anderson MJ, Crist TO, Chase JM, Vellend M, Inouye BD, Freestone AL, Sanders NJ,
384 Cornell HV, Comita LS, Davies KF, Harrison SP, Kraft NJB, Stegen JC, Swenson NG
385 (2010). Navigating the multiple meanings of beta diversity: A roadmap for the
386 practicing ecologist. *Ecol Lett* 14:19-28. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x
- 387 Andrade-Lima (1981). The caatingas dominium. *Rev Bras de Bot* 4:149-153
- 388 Angiolini C, Nucci A, Landi M, Bacchetta G (2017). What drives riparian plant taxa
389 assemblages in Mediterranean rivers?. *Aquat Sci* 79:371-384. doi: 10.1007/s00027-
390 016-0503-2
- 391 Baselga A (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta
392 diversity. *Global Ecol Biogeogr* 19:134-143. doi: 10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x
- 393 Baselga A (2013). Separating the two components of abundance-based dissimilarity:
394 balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods Ecol Evol* 4:552-557. doi:
395 10.1111/2041-210X.12029
- 396 Bejarano MD, Tánago MG, Jálón DG, Marchamalo M, Sordo-Ward A, Solana-
397 Gutiérrez J (2012). Responses of riparian guilds to flow alterations in a Mediterranean
398 stream. *J Veg Sci* 23:443-458. doi: 10.1111/j.1654-1103.2011.01360.x
- 399 Blomberg SP, Garland T, Ives AR (2003). Testing for phylogenetic signal in
400 comparative data: Behavioral traits are more labile. *Evolution* 57:717-774. doi:
401 10.1554/0014-3820(2003)057[0717: TFPSIC]2.0.CO;2
- 402 Borchert R (1994). Soil and stem water storage determine phenology and distribution of
403 tropical dry forest trees. *Ecol* 75:1437-1449. doi: 10.2307/1937467

- 404 Brunbjerg AK, Eyrnaes R, Svenning J (2012). Species sorting dominates plant
405 metacommunity structure in coastal dunes. *Acta Oecol* 39:33-42. doi:
406 10.1016/j.actao.2011.11.002
- 407 Bruno D, Gutiérrez-Cánovas C, Sánchez-Fernández D, Velasco J, Nilsson C (2016).
408 Impacts of environmental filters on functional redundancy in riparian vegetation. *J Appl*
409 *Ecol* 53:846–855. doi: 10.1111/1365-2664.12619
- 410 Ceschin S, Tombolini I, Abati S, Zuccarello V (2015). The effect of river damming on
411 vegetation: is it always unfavourable? A case study from the River Tiber (Italy).
412 *Environ Monit Assess* 187:301–312. doi: 10.1007/s10661-015-4521-7
- 413 Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander E, Ma KH, Colwell RK, Ellison AM (2014).
414 Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and
415 estimation in species diversity studies. *Ecol Monogr* 84:45–67. doi: 10.1890/13-0133.1
- 416 Chase JM, Myers JA (2011). Disentangling the importance of ecological niches from
417 stochastic processes across scales. *Philos Trans R Soc B* 366:2351-2363.
418 doi:10.1098/rstb.2011.0063
- 419 Chave J, Coomes D, Jansen S, Lewis SL, Swenson NG, Zanne AE (2009). Towards a
420 worldwide wood economics spectrum. *Ecol Lett* 12:351–366. doi: 10.1111/j.1461-
421 0248.2009.01285.x
- 422 Cornelissen JHC, Lavorel A, Garnier E, Diaz S, Buchmann N, Gurvich DE, Reich PB,
423 Ter Steege H, Morgan HD, Van Der Heijden MGA, Pausas JG, Poorter H (2003). A
424 handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits
425 worldwide. *J Bot* 51:335-380. doi: 10.1071/BT12225
- 426 Cumming GS, Child MF (2009). Contrasting spatial patterns of taxonomic and
427 functional richness offer insights into potential loss of ecosystem services. *Phil. Trans.*
428 *R. Soc. B* 364:1683–1692. doi: 10.1098/rstb.2008.0317

- 429 De Bello F, Thuiller W, Leps J, Choler P, Clément JC, Macek P, Sebastiá MT, Lavorel
430 S (2009). Partitioning of functional diversity reveals the scale and extent of trait
431 convergence and divergence. *J Veg Sci* 20:475–486. doi: 10.1111/j.1654-1103.2009.01042.x
- 432 Fávero AA, Costa MP, Figueira M, Andriollo DD, Longhi SJ (2015). Distribuição de
433 abundância de espécies da comunidade arbórea do topo de um morro na floresta
434 estacional subtropical. *Cienc Florest* 45:806-813. doi: 10.1590/0103-8478cr20121238
- 435 Ferreira T, Rasband W (2012). ImageJ user guide. URL <http://fiji.sc/guide.git>
- 436 Frutos A, Navarro T, Pueyo Y, Alados CL (2015). Inferring resilience to fragmentation-
437 Induced changes in plant communities in semi-arid mediterranean ecosystem. *Plos One*
438 10:1-18. doi: 10.1371/journal.pone.0118837
- 439 Gotzemberg L, De Bello F, Brathen KA, Davison J, Dubuis A, Guisan A, Leps J,
440 Lindborg R, Moora M, Pärtel M, Pellissier L, Pottier J, Vittoz P, Zobel K, Zobel M
441 (2012). Ecological assembly rules in plant communities – approaches, patterns and
442 prospects. *Biol Rev* 87:111–127. doi: 10.1111/j.1469-185X.2011.00187.x
- 443 Gomes JS, Lins e Silva ACB, Rodal MJN, Silva HCH (2009). Estrutura do sub-bosque
444 lenhoso em ambientes de borda e interior de dois fragmentos de Floresta Atlântica em
445 Igarassu, Pernambuco, Brasil. *Rodriguésia* 60: 295-310.
- 446 Gower JC (1966). Some distance properties of latent root and vector methods used in
447 multivariate analysis. *Biometrika*, 53:325–338. doi: 10.2307/2333639
- 448 Hillerislambers J, Adler PB, Harpole WS, Levine JM, Mayfield MM (2012). Rethinking
449 community assembly through the lens of coexistence theory. *Annu Rev Ecol Evol. S*
450 43:227–248. doi: 10.1146/annurev-ecolsys-110411-160411
- 451 Laliberté E, Legendre P (2010). A distance-based framework for measuring functional
452 diversity from multiple traits. *Ecol* 91:299–305. doi: 10.1890/08-2244.1

- 453 La Riva EG, Violle C, Pérez-Ramos IM, Marañón T, Navarro-Fernández CM, Olmo C,
454 Villar R (2017). A multidimensional functional trait approach reveals the imprint of
455 environmental stress in mediterranean woody communities. *Ecosystems* 1:1-15. doi:
456 10.1007/s10021-017-0147-7
- 457 Lavorel S, Garnier E (2002). Predicting changes in community composition and
458 ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Funct Ecol* 16:544-
459 556. doi: 10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x
- 460 Lima ALA, Sampaio EVSB, Castro CC, Rodal MJN (2012). Do the phenology and
461 functional stem of woody species allow for the identification of functional groups in the
462 semiarid region of Brazil? *Trees- Struct Funct* 26:1605-1616. doi: 10.1007/s00468-012-
463 0735-2
- 464 Magurran AE (1988). *Measuring biological diversity*. MA: Blackwell Publishing,
465 Maldem
- 466 Markesteijn L, Poorter L (2009). Seedling root morphology and biomass allocation of
467 62 30 tropical tree species in relation to drought- and shade-tolerance. *J Ecol* 97:311-
468 325. doi: 10.1111/j.1365-2745.2008.01466.x
- 469 McGill B, Maurer BA, Weiser MD (2006). Empirical evaluation of neutral theory. *Ecol*
470 87:1411-1423. doi: 10.1890/0012-9658(2006)87[1411:EEONT]2.0.CO;2
- 471 McGill BJ, Etienne RS, Gray JS, Alonso D, Anderson MJ, Benecha HK, Dornelas
472 M, Enquist BJ, Green JL, He F, Hurlbert AH, Magurran AE, Marquet PA, Maurer
473 BA, Ostling A, Soykan CU, Ugland KI, White EP (2007). Species abundance
474 distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an
475 ecological framework. *Ecol Lett* 10:995-1015. doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01094.x

- 476 McClain CR, Stegen JC, Hurlbert AH (2012). Dispersal, environmental niches and
477 oceanic-scale turnover in deep-sea bivalves. *Proc Biol Sci* 22:1993–2002. doi:
478 10.1098/rspb.2011.2166
- 479 Moro MF, Araújo FS, Rodal MJN, Martins FR (2015). Síntese dos estudos florísticos e
480 fitossociológicos realizados no semiárido brasileiro. In: *Fitossociologia no Brasil:*
481 *métodos e estudos de casos*. 2 ed Editora UFV, Viçosa, pp 412-451
- 482 Nolan RH, Fairweather KA, Tarin T, Santini NS, Cleverly J, Faux R, Eamus D (2017).
483 Divergence in plant water-use strategies in semiarid wood species. *Funct Plant Biol*
484 44:1134-1146. doi: 10.1071/FP17079
- 485 Nucci A, Angiolini C, Landi M, Bacchetta G (2012b). Regional and local patterns of
486 riparian flora: comparison between insular and continental Mediterranean rivers.
487 *Ecoscience* 19:213–224. doi: 10.2980/19-3-3486
- 488 Palmquist EC, Ralston BE, Sarr D, Merritt DM, Shafroth PB, Scott JA (2017).
489 Functional traits and ecological affinities of riparian plants along the Colorado river in
490 grand canyon. *BioOne* 77:22-30. doi: 10.3398/064.077.0104
- 491 Pérez-Harguindeguy N, Díaz S, Garnier E, Lavorel S, Poorter H, Jaureguiberry P, Bret-
492 Harte MS, Cornwell WK, Craine JM, Gurvich DE, Urcelay C, Veneklaas EJ, Reich PB,
493 Poorter L, Wright IJ, Ray P, Enrico L, Pausas JG, Vos AC, Buchmann N, Funes G,
494 Quétier F, Hodgson JG, Thompson K, Morgan HD, Ter Steege H, Sack L, Blonder B,
495 Poschlod P, Vaieretti MV, Conti G, Staver AC, Aquino S, Cornelissen JHC (2013).
496 New handbook for standardized measurement of plant functional traits worldwide. *Aust*
497 *J Bot* 61:167–234. doi: 10.1071/BT12225_CO
- 498 Pla L, Casanoves F, Di Rienzo JA (2011). Cuantificación de ladiversidad funcional. In:
499 Valoración y análisis de ladiversidad funcional y surelación com
500 losserviciosecosistémicos. 1. ed. CR: CATIE, Turrialba, pp 33–44

- 501 Plas FVD, Klink RV, Manning P, Olff H, Fischer M (2017). Sensitivity of functional
502 diversity metrics to sampling intensity. *Methods Ecol Evol* 8:1072–1080. doi:
503 10.1111/2041-210X.12728
- 504 R Core Team (2016). R: Language and environment for statistical computing. R
505 Foundation for Statistical computing, Vienna. URL <https://www.R-project.org>
- 506 Rodal MJN, Sampaio EVSB, Figueiredo MA (2013). Manual sobre métodos de estudo
507 florístico e fitossociológico: ecossistema caatinga. Sociedade Botânica do Brasil,
508 Brasília, p. 28
- 509 Segura G, Balvanera P, Dúran E, Pérez A (2003). Tree community structure and stem
510 mortality along a water availability gradient in a Mexican tropical dry forest. *Plant Ecol*
511 169:259-271
- 512 Silva AG, Sá e Silva IMM, Rodal MJN, Lins e Silva ACB (2008). Influence of edge
513 and topography on canopy and sub-canopy structure of an Atlantic Forest Fragment in
514 Igarassu, Pernambuco State, Brazil. *Bioem Biodiv Bioavail* 2: 41- 46
- 515 Silva TGF, Almeida AQ (2013). Climatologia e características geomorfológicas. In:
516 Parque Estadual Mata da Pimenteira: Riqueza natural e conservação da caatinga. 1ed.
517 EDUFRPE, Recife, pp. 27-36
- 518 Svenning JC, Flojgaard C, Bassega A (2011). Climate, history and neutrality as drives of
519 mammal beta diversity in Europe: insights from multiscale deconstruction. *J Anim Ecol*
520 80:393-402. doi: 10.1111/j.1365-2656.2010.01771.x
- 521 Trugilho PF, Silva DA, Frazão FJL, Matos JLM. (1990). Comparação de métodos de
522 determinação da densidade básica em madeira. *Acta Amazon* 20:307–319
- 523 Valladares F, Niinemets Ü (2008). Shade tolerance, a key plant feature of complex
524 nature and consequences. *Annu Rev Ecol, Evol. Syst* 39:237-257. doi:
525 10.114/annurevol.ecolsys.39.110707.1736506

526 Vellend M (2010). Conceptual synthesis in community ecology. *Q Rev biol* 35:184-
527 206. doi: 10.3410/f.3425962.3121061

528 Webb CO, Ackerly DD, Kembel SW (2008). Phylocom: software for the analysis of
529 phylogenetic community structure and trait evolution. *Bioinformatics* 24:2098-2100.
530 doi: 10.1093/bioinformatics/btn358

531 Weithoff G, Rocha MR, Gaedke U (2014). Comparing seasonal dynamics of functional
532 and taxonomic diversity reveals the driving forces underlying phytoplankton
533 community structure. *Freshwater Biol* 60:758-767. doi: 10.1111/fwb.12527

534

535

536

537

538

539

540

541

542

543

544

545

546

547

548

549

550

551

552

553

554

555

556

557

558

559

560

561

562

563

564

565

566 **Tabela 1** Modelo ecológico de abundância com base no critério de informação AIC da
 567 área adjacente ao rio e da área distal ao rio, na Mata da Pimenteira, em Serra Talhada,
 568 Pernambuco, Brasil. Em negrito os menores valores de AIC

Adjacente ao rio					
	Par1	Par2	Par3	<i>Desviance</i>	AIC
NullModel				49,96	169,79
Preemption	0,12			46,83	168,67
Log-Normal	1,48	1,23		11,49	135,33
Zipf	0,24	-1,01		21,49	145,32
Zipf-Mandelbrot	0,54	-1,27	1,05	19,67	145,50
Distal ao rio					
	Par1	Par2	Par3	<i>Desviance</i>	AIC
NullModel				199,19	302,05
Preemption	0,22			69,37	174,23
Log-Normal	1,68	1,63		10,01	116,87
Zipf	0,37	-1,31		22,59	129,42
Zipf-Mandelbrot	3,17	-2,08	1,95	6,82	115,67

569
 570
 571
 572
 573
 574
 575
 576
 577
 578
 579
 580
 581
 582
 583
 584
 585
 586
 587
 588
 589
 590
 591
 592
 593
 594
 595
 596
 597
 598

599 **Tabela 2** Análise de Kruskal-Wallis completados pelo teste Mann-Whitney para os
 600 valores das médias das características ponderadas pelas abundâncias das populações
 601 (CWM) em uma área adjacente ao rio e em uma área distal ao rio, na Mata da
 602 Pimenteira, em Serra Talhada, Pernambuco, Brasil. Letras diferentes significa que o
 603 valor da característica é dissimilar, letras iguais significa o valor da característica é
 604 semelhante entre as áreas. Letra a usado para valores maiores e b para valores menores

	Adjacente ao rio	Distal ao rio
Cc_mass	0,47 ^a	0,39 ^b
EF	0,25 ^a	0,22 ^b
AF	71,50 ^a	52,59 ^b
AFE	119,16 ^a	95,91 ^b
TMSF	0,41 ^b	0,50 ^a
EC	1,08 ^b	1,22 ^a
DBR	0,67 ^b	0,69 ^a
QA _{sat}	50,77 ^a	52,11 ^a

605 **Abreviações:** Cc_mass, conteúdo de clorofila ($\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$); EF, espessura foliar (mm); AF,
 606 área foliar (cm^2); AFE, área foliar específica (cm^2/g); TMSF, teor de matéria seca foliar
 607 ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$); EC, espessura da casca (mm); DBR, densidade de madeira do ramo (g/cm^3);
 608 QA_{sat}, quantidade de água saturada do caule (%)

609
 610
 611
 612
 613
 614
 615
 616
 617
 618
 619
 620
 621
 622
 623
 624
 625
 626
 627
 628
 629
 630
 631
 632
 633
 634
 635
 636
 637
 638

639 **Tabela 3** Sinal filogenético de cada característica em uma área adjacente ao rio e em
 640 uma área distal ao rio, na Mata da Pimenteira, em Serra Talhada, Pernambuco, Brasil.
 641 Valores em negrito significa que a característica apresenta sinal filogenético

	Adjacente ao rio				Distal ao rio			
	K	P	PIC	P	K	P	PIC	P
Cc _{mass}	0,38	0,63	0,46	0,24	0,52	0,19	0,55	0,16
EF	0,37	0,70	0,68	0,01	0,42	0,53	0,57	0,10
AF	0,26	0,98	0,44	0,29	0,59	0,10	0,49	0,21
AFE	0,34	0,83	0,40	0,43	0,53	0,16	0,65	0,05
TMSF	0,34	0,82	0,43	0,29	0,42	0,53	0,57	0,13
EC	0,51	0,15	0,41	0,44	0,53	0,13	0,40	0,55
DBR	0,40	0,52	0,40	0,41	0,50	0,20	0,53	0,10
QA _{sat}	0,34	0,77	0,38	0,54	0,70	0,04	0,38	0,64

642 K: valor de Bloomberg; PIC: contraste filogenético independente; p: probabilidade;
 643 Cc_{mass}, conteúdo de clorofila ($\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$); EF, espessura foliar (mm); AF, área foliar
 644 (cm^2); AFE, área foliar específica (cm^2/g); TMSF, teor de matéria seca foliar ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$);
 645 EC, espessura da casca (mm); DBR, densidade de madeira do ramo (g/cm^3); QA_{sat},
 646 quantidade de água saturada do caule (%). Valores em negrito $p < 0,05$.

647
 648
 649
 650
 651
 652
 653
 654
 655
 656
 657
 658
 659
 660
 661
 662
 663
 664
 665
 666
 667
 668
 669
 670
 671
 672
 673
 674
 675
 676
 677
 678
 679
 680
 681
 682
 683
 684

685 **Tabela 4** Valor de correlação das características nos dois principais eixos da PCoA. Os
 686 valores em parênteses indicam a variância representada por cada eixo

	PCoA 1(63,7%)	PCoA 2 (12,9%)
Cc_mass	-0,8151	-0,3726
EF	-0,7485	0,2681
TF	0,6774	0,1472
AF	-0,8476	0,1586
AFE	-0,7904	-0,4512
TMSF	0,9250	0,2596
EC	0,5916	0,1074
DBR	0,6637	-0,5813
QA _{sat}	-0,3020	0,6439

687 **Abreviações:** Cc_mass, conteúdo de clorofila ($\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$); EF, espessura foliar (mm); AF,
 688 área foliar (cm^2); AFE, área foliar específica (cm^2/g); TMSF, teor de matéria seca foliar
 689 ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$); EC, espessura da casca (mm); DBR, densidade de madeira do ramo (g/cm^3);
 690 QA_{sat}, quantidade de água saturada do caule (%)

691

692

693

694

695

696

697

698

699

700

701

702

703

704

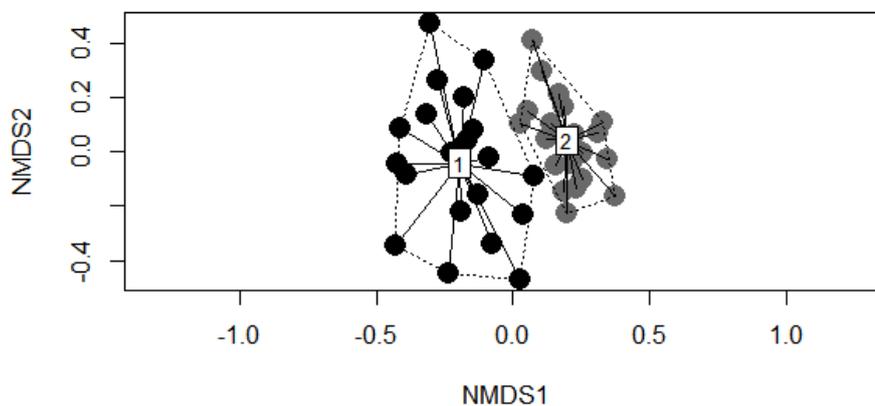
705

706

707

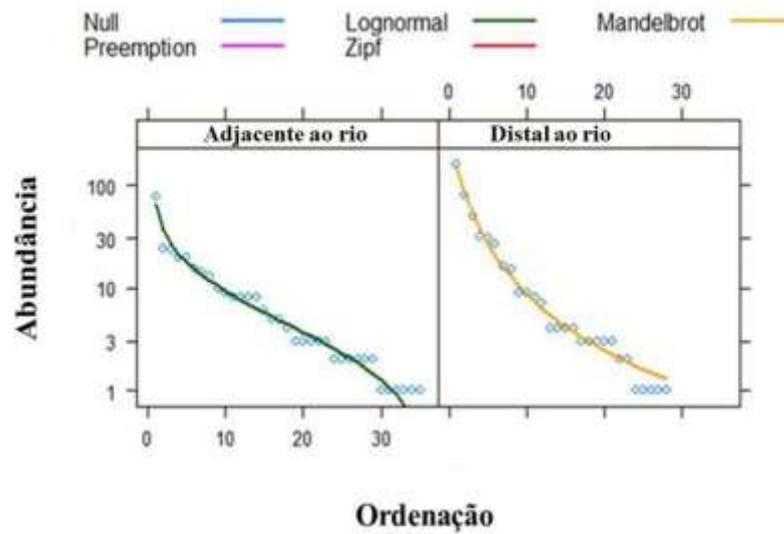
708

709



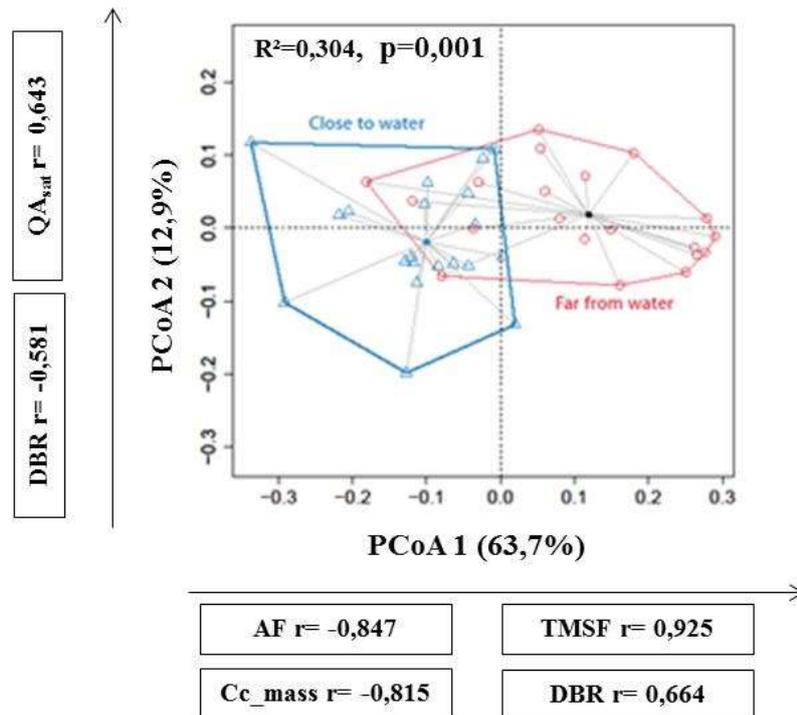
710
711 **Fig. 1** Ordenação nMDS, com base na abundância de espécies, da área adjacente ao rio
712 e da área distal ao rio, na Mata da Pimenteira, em Serra Talhada, Pernambuco, Brasil

713
714
715
716
717
718
719
720
721
722
723
724
725
726
727
728
729
730
731
732
733



734
 735 **Fig. 2** Modelo ecológico de distribuição de abundância de espécies da área I e área II,
 736 na Mata da Pimenteira, em Serra Talhada, Pernambuco, Brasil

737
 738
 739
 740
 741
 742
 743
 744
 745
 746
 747
 748
 749
 750
 751
 752
 753



754
 755 **Fig. 3** Análise de Coordenadas Principais (PCoA) aplicados a características de uma
 756 área próxima ao curso de água e uma distal ao curso de água, na Mata da Pimenteira,
 757 em Serra Talhada, Pernambuco, Brasil. **Abreviações:** Cc_{mass}, conteúdo de clorofila
 758 ($\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$); EF, espessura foliar (mm); AF, área foliar (cm^2); TMSF, teor de matéria seca
 759 foliar ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$); DBR, densidade de madeira do ramo ($\text{g}\cdot\text{cm}^3$); QA_{sat}, quantidade de água
 760 saturada do caule (%)

761

762

763

764

765

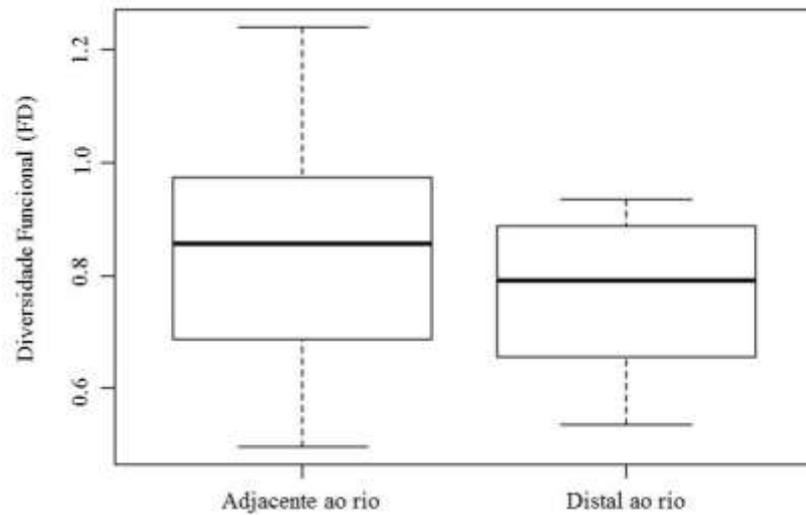
766

767

768

769

770



771

772 **Fig. 3** Diversidade Funcional (FD) área adjacente ao rio e da área distal ao rio, na Mata
773 da Pimenteira, em Serra Talhada, Pernambuco, Brasil

774

775

776

777

778

779

780

781

782

783

784

785

786

787

788

789

790

791

792

793

794

795

796

797 MATERIAL SUPLEMENTAR

798 Relação de famílias e espécies lenhosas por área com base na distância do rio, na Mata
 799 da Pimenteira, em Serra Talhada, Pernambuco, Brasil. Valores em negrito indicam
 800 diferenças significativas em termos de abundância pelo teste T ($P \leq 0,05$)

Família/Espécie	Área	
	Adjacente ao rio	Distal ao rio
ANACARDIACEAE	Abundância por espécie	
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	3	9
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engler	3	7
<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	0	3
APOCYNACEAE		
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	10	29
BORAGINACEAE		
<i>Varronia leucocephalla</i> (Moric.) J. S. Mill.	0	7
BURSERACEAE		
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J. B. Gillett	1	3
CAPPARACEAE		
<i>Colycodendron yco</i> Mart.	6	0
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J. Presl	8	9
CARICACEAE		
<i>Jacaratia corumbensis</i> Kuntze	0	1
CELASTRACEAE		
<i>Maytenus rigida</i> Mart.	1	0
CHRYSOBALANACEAE		
<i>Licania rigida</i> Benth.	20	0
COMBRETACEAE		
<i>Combretum pisonioides</i> Taub.	13	27
EUPHORBIACEAE		
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	75	77
<i>Croton rhamnifolioides</i> Pax. & K. Hoffm.	0	4
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	3	4
<i>Manihot carthaginensis</i> Pax & K. Hoffm.	5	15
<i>Sapium argutum</i> (Müll. Arg.) Huber	0	2
<i>Sebastiania macrocarpa</i> Müll. Arg.	3	0
FABACEAE		
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	9	32
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	2	161
<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) E. Gagnon & G. P. Lewis	23	50
<i>Chloroleucon dumosum</i> (Benth.) G. P. Lewis	2	0
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	2	0
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L. P. Queiroz	2	1
<i>Mimosa arenosa</i> Poir.	5	4
<i>Mimosa tenuiflora</i> Poir.	5	4
<i>Parapiptadenia zehntneri</i> (Harms) M. P. Lima & H. C. Lima	24	4
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	8	3

<i>Poecilanthe grandiflora</i> Benth.	15	0
MALVACEAE		
<i>Helicteres baruensis</i> Jacq.	2	0
<i>Psedobombax marginatum</i> (A. St.-Hil., Juss. & Cambess.) A. Robyns	1	2
NYCTAGINACEAE		
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	1	1
RHAMNACEAE		
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	23	0
RUBIACEAE		
<i>Guettarda angelica</i> Mart.	8	3
SALICACEAE		
<i>Prockia crucis</i> L.	3	1
SAPOTACEAE		
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Humb. ex Roem. & Schult.) T. D. Penn.	4	0

801
802
803
804
805
806
807
808
809
810
811
812
813
814
815
816
817
818
819
820
821
822
823
824
825
826
827

828 Árvore filogenética, construída com auxílio do Programa Philocom 4.2, das espécies
 829 amostradas na área adjacente ao rio, na Mata da Pimenteira, Serra Talhada, Pernambuco

830

831

832

833

834

835

836

837

838

839

840

841

842

843

844

845

846

847

848

849

850

851

852

853

854

855

856

857

858

859

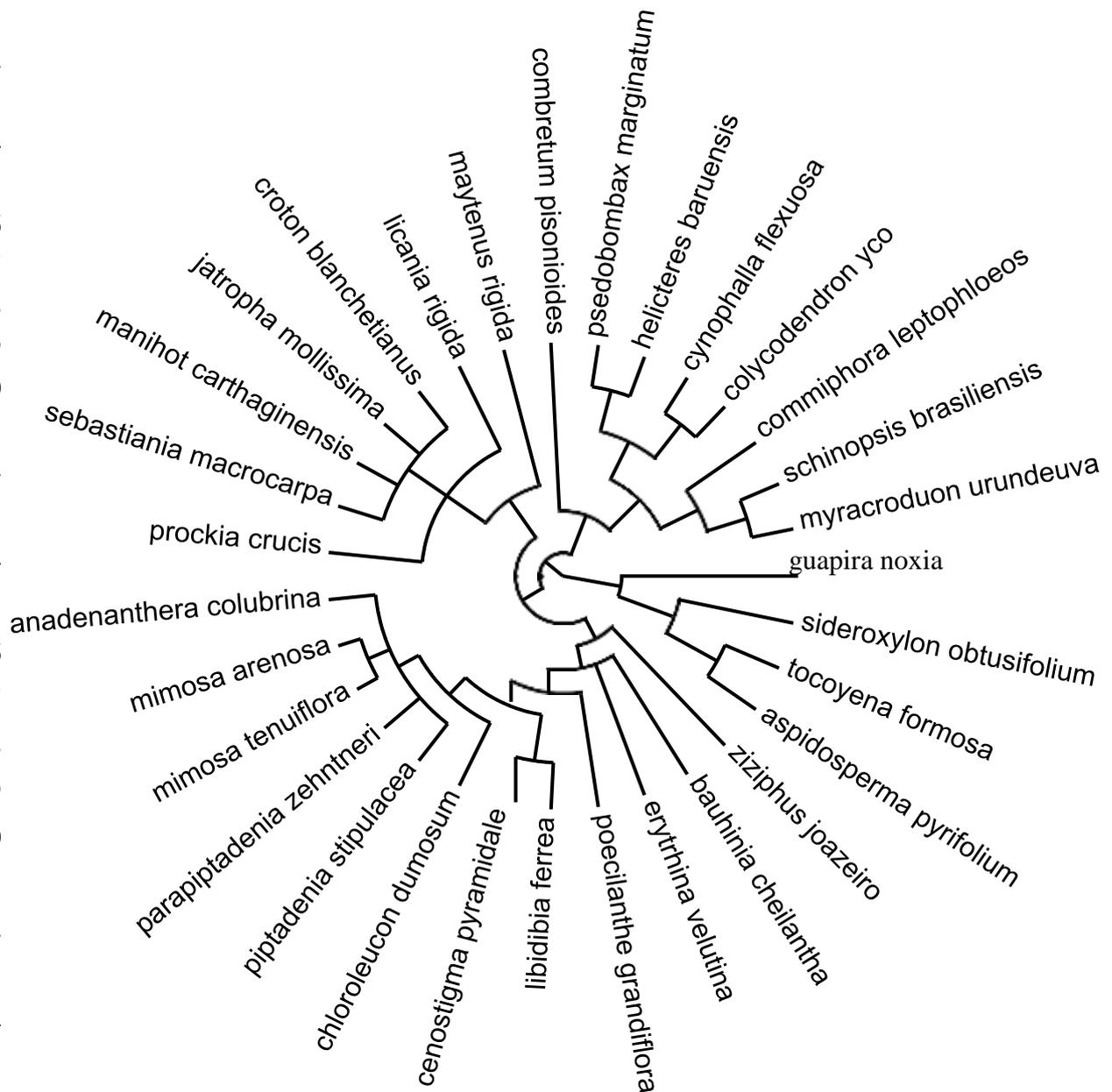
860

861

862

863

864



865 Árvore filogenética, construída com auxílio do Programa Philocom 4.2, das espécies
 866 amostradas na área distal ao rio, na Mata da Pimenteira, Serra Talhada, Pernambuco

867

868

869

870

871

872

873

874

875

876

877

878

879

880

881

882

883

884

885

886

887

888

889

890

891

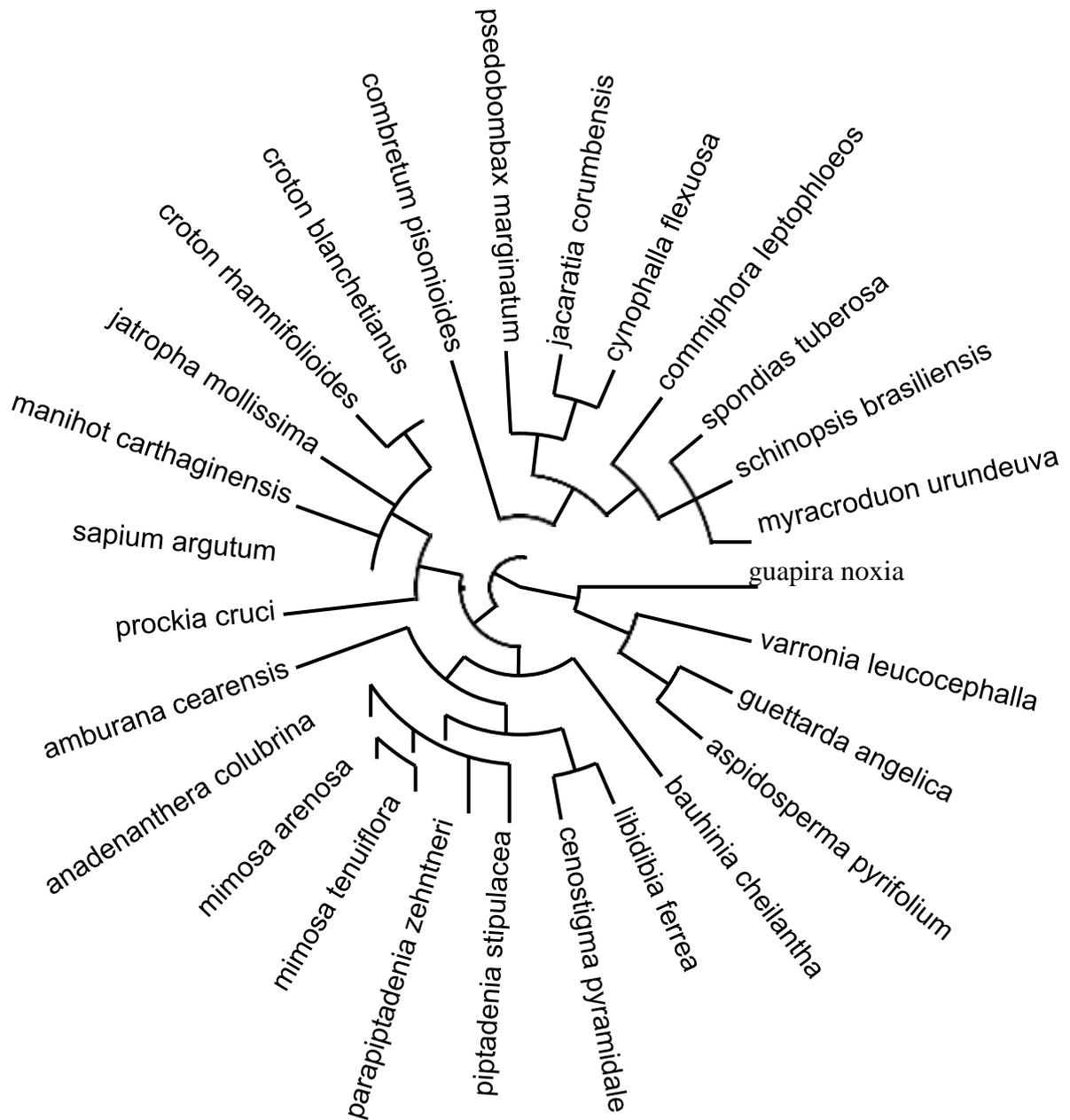
892

893

894

895

896



CONCLUSÕES

A variação na proximidade do curso de água modificou a composição e a abundância de espécies, revelando que nas comunidades estudadas existe uma relação positiva entre aumento da proximidade do rio e diversidade taxonômica. Além disso, diferenças na abundância de espécies, devido principalmente à disponibilidade hídrica em função da maior ou menor distância do rio impulsionaram mudanças na diversidade beta, que é principalmente conduzida pela substituição de espécies.

A proximidade do curso de água também influenciou as características funcionais, como o conteúdo de clorofila, espessura foliar, área foliar, área foliar específica tendo valores mais elevados na área adjacente ao rio e teor de matéria seca foliar, espessura da casca e densidade da madeira do ramo na área distal ao rio. Essa resposta funcional, exceto para a espessura foliar, é independente do grau de parentesco, e reforça a ideia de que processos determinísticos, mais ligados à filtragem abiótica e ao nicho, estão estruturando as comunidades estudadas.

Os índices de riqueza e dispersão funcional não diferem entre as comunidades estudadas, revelando que a maior ou menor proximidade do curso de água não influenciou na diversidade funcional, apontando que além da filtragem abiótica, outros aspectos como as interações bióticas possuem importante papel sobre a riqueza e dispersão funcional.

No presente estudo, foi possível observar que a diversidade taxonômica responde de forma diferente da diversidade a proximidade do curso de água, sendo a diversidade taxonômica mais sensível aos filtros abióticos do que a diversidade funcional. Esse resultado sugere e intensifica a importância de mais estudos que tragam e reunião ainda mais informações a cerca de diferentes componentes de diversidade, a fim de melhorar e facilitar o entendimento dos diferentes padrões e os processos que estão envolvidos na estruturação das comunidades.

Declaração sobre plágio

Eu, **Ana Paula Alves da Silva**, autora da dissertação intitulada: “**Influência da heterogeneidade de habitats na diversidade de espécies e funcional de uma área de mata ciliar no semiárido brasileiro**”, vinculado ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Unidade Acadêmica de Serra Talhada da Universidade Federal Rural de Pernambuco, declaro que:

- O trabalho de pesquisa apresentada nesta dissertação, exceto onde especificado, representa uma pesquisa original desenvolvida por mim;
- Esta dissertação não contém material escrito ou dados de terceiros, de qualquer fonte bibliográfica, a menos que devidamente citada e referenciada no item “Referências Bibliográficas”.

Serra Talhada, ____ de _____ de _____

(assinatura)