



Como é a estrutura e a diversidade *alpha* e *beta* de matas de galeria inundáveis?

What's the structure and the *alpha* and *beta* diversity of flooded forest islands?

Página | 1920

Cristiane Coelho de Moura¹; Thaís Ribeiro Costa²; Paula Alves Oliveira³;
Darliana da Costa Fonseca⁴ e Evandro Luiz Mendonça Machado⁵

(1) ORCID n°: <http://orcid.org/0000-0001-6743-8638>, doutoranda; Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM, Diamantina, MG, Brasil. E-mail: kinha_dtna@yahoo.com.br;

(2) ORCID n°: <http://orcid.org/0000-0001-7585-122X>, doutoranda; Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM, Brasil;

(3) ORCID n°: <https://orcid.org/0000-0001-9711-7456>, pós doutoranda, Universidade Federal do Sul da Bahia – UFSB, Brasil;

(4) ORCID n°: <https://orcid.org/0000-0003-1426-6881>, técnica de laboratório, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM, Brasil;

(5) ORCID n°: <http://orcid.org/0000-0002-9301-5257>, professor, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM, Brasil.

Todo o conteúdo expresso neste artigo é de inteira responsabilidade dos seus autores.

Recebido em: 28 de agosto de 2020; Aceito em: 22 de março de 2021; publicado em 31 de 05 de 2021. Copyright© Autor, 2021.

RESUMO: Realizou-se neste trabalho o levantamento fitossociológico em matas de galeria inundáveis com o objetivo de avaliar a composição florística, similaridade e relação da distribuição da comunidade com as variáveis ambientais. A diversidade *alfa* foi avaliada por meio do cálculo do índice de Shannon – Wiener (H') e do índice de equabilidade de Pielou (J'). A diversidade *beta* entre os trechos de mata foi verificada pelo cálculo do índice de similaridade de Sorensen - “Bray-Curtis”. Para relacionar a comunidade com as variáveis ambientais, foram coletadas amostras de solos para análise química e física, dados de umidade do solo e de sombreamento nas parcelas pelo método de Braun-blauquet. Para verificar a correlação entre a distribuição das espécies e as variáveis ambientais e espaciais, foi feita a Análise Canônica de Redundância (RDA). A espécie que teve maior valor de importância foi a *Richeria grandis* Vahl. O índice de Shannon-Weiner (H') variou de 2,47 a 2,84 nats.ind⁻¹, correlacionado à baixa dominância ecológica (alta equabilidade de Pielou (J'): 0,88 a 0,81). O índice de Bray-Curtis revelou baixa similaridade florística, elevada diversidade *beta*. Análises da RDA revelaram que variações na vegetação foram pouco explicadas (14%) pelo ambiente e pelo espaço. A grande proporção não explicada (86%) reforça a ideia de que padrões estocásticos, preconizados pela Teoria Neutra, podem prevalecer sobre os ambientais na estruturação destas matas de galeria.

PALAVRAS-CHAVE: Análise multivariada, ilhas florestais, conservação ecológica, Serra do Espinhaço.

ABSTRACT: In this work, a phytosociological survey was carried out in flooded gallery forests with the aim of evaluating the floristic composition, similarity and relationship of the community's distribution with the environmental variables. *Alpha* diversity was assessed by calculating the Shannon - Wiener index (H') and the Pielou equity index (J'). *Beta* diversity between stretches of forest was verified by calculating the Sorensen similarity index - “Bray-Curtis”. To relate the community to the environmental variables, soil samples were collected for chemical and physical analysis, soil moisture and shading data in the plots by the Braun-blauquet method. To verify the correlation between species distribution and environmental and spatial variables, the Canonical Redundancy Analysis (RDA) was performed. The species that had the most importance was *Richeria grandis* Vahl. The Shannon-Weiner index (H') ranged from 2.47 to 2.84 nats.ind⁻¹, correlated with low ecological dominance (high Pielou equability (J'): 0.88 to 0.81). The Bray-Curtis index showed low floristic similarity, high beta diversity. Analysis of the RDA revealed that variations in vegetation were poorly explained (14%) by the environment and space. The large unexplained proportion (86%) reinforces the idea that stochastic patterns, advocated by the Neutral Theory, may prevail over environmental ones in the structuring of these gallery forests.

KEYWORDS: Multivariate analysis, forest islands, ecological conservation, Serra do Espinhaço.

INTRODUÇÃO

A estruturação de comunidades, e os mecanismos que as mantêm, mesmo sob condições climáticas semelhantes, podem variar, o que acarreta em uma elevada heterogeneidade ambiental, até mesmo em escalas locais (FEITOSA et al., 2016; COSTA, 2017; COELHO et al., 2018). Página | 1921

As matas de galeria (ilhas florestais) comuns nas zonas de transição entre os biomas Mata Atlântica, Cerrado, Pantanal e Caatinga (RIBEIRO & WALTER, 2008), enquadram-se como Florestas Estacionais do domínio Atlântico e ocorrem associadas a uma transição brusca para áreas campestres da Savana (SILVEIRA et al., 2016), e seus limites são controlados pelo gradiente de fertilidade do solo e condições microclimáticas específicas (COELHO et al., 2018). Estas ilhas, são formações florestais naturais que ocorrem em regiões deprimidas da paisagem e sob afloramento do lençol freático, que favorecem sua condição de alagamento mesmo em períodos de seca (RIBEIRO & WALTER, 2008; FONTES & WALTER, 2011; FONTES et al., 2015).

Esta formação florestal contribui para manutenção, proteção e qualidade dos recursos hídricos (MENDONÇA-GALVÃO et al., 2011), destaca-se também por, auxiliar na conservação da fauna silvestre já que atuam como corredores ecológicos, e armazenar água nas microbacias, aumentando a vazão dos rios mesmo durante a estação seca do ano (OLIVEIRA et al., 2015). Em todas as estações do ano, possuem, na maioria das amostragens, espécies típicas de área úmidas e alagadas (GUARINO & WALTER, 2005; SILVA et al., 2016).

Mesmo apontado como uma das formações mais ameaçadas do domínio Cerrado (SILVA et al., 2016), seja pela forte atuação antrópica e pela alta sensibilidade ao fogo (ALVARADO et al., 2017), associado ao isolamento físico natural, poucas espécies conspicuas necessitam de uma série de adaptações e atributos que permitam seu estabelecimento (COELHO et al., 2018; VIEIRA et al., 2018; SILVA et al., 2019).

Foi constatado por Flores et al. (2020) que as matas de galeria são consideradas as mais vulneráveis a incêndios severos, perdendo a sua capacidade de regeneração pós fogo. Neste sentido, algumas Unidades de Conservação Federais, como o Parque Nacional das Sempre Vivas, localizado na Serra do Espinhaço, já demonstraram grande preocupação em preservar as mesmas, sendo as mais apontadas como áreas prioritárias para conservação (FONSECA, 2020). No entanto, ainda há muita negligência sobre esta

fitocenose, sendo necessário pesquisas pontuais para enaltecer sua importância, contribuindo para a elaboração de políticas públicas para sua conservação.

Entender os padrões de distribuição da diversidade em múltiplas escalas é uma das principais questões estudadas em ecologia de comunidades. O conhecimento sobre os processos ecológicos que moldam a variação da composição de espécies entre os habitats fornece informações importantes para a conservação e gestão da biodiversidade (RUHÍ et al. 2017). As matas de galeria são ecossistemas de alta biodiversidade, organizadas em dois componentes primários: diversidade *alpha* e *beta* (SILVEIRA et al., 2020), e de acordo com a hipótese da heterogeneidade do habitat, um aumento na heterogeneidade do habitat leva a um aumento na destas diversidades (de DEUS et al., 2020).

A diversidade *alpha* refere-se ao número de espécies e suas respectivas abundâncias dentro de uma comunidade (local), enquanto que a diversidade *beta* representa a dissimilaridade entre locais, reflete as diferenças na composição de espécies e suas abundâncias entre as comunidades, as similaridades florísticas e/ou estruturais entre áreas (WHITTAKER, 1960; MARGURRAN, 1988; TUOMISTO, 2010). Estudos sobre a diversidade *beta* se tornou mais comum no último 20 anos (de DEUS et al., 2020). Esta, além de contribuir na compreensão da distribuição da diversidade de espécies, nos processos ecológicos envolvidos e nas repostas a processos de fragmentação dos habitats (JAMONEAU et al., 2012), ajuda na determinação de qual escala mais adequada para a implementação das estratégias de conservação que compreendam uma maior diversidade e qual a abrangência deve ser adotada para uma preservação efetiva (SOCOLAR et al., 2016). Dessa forma, objetivou-se conhecer a composição florística, estrutura e similaridade entre as matas associando a estrutura da comunidade com variáveis ambientais.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual do Biribiri (PEB) localizado no Alto Vale do Rio Jequitinhonha, porção da Serra do Espinhaço Meridional (SdEM), na região sudeste do município de Diamantina, Minas Gerais. O clima da região é tipicamente

subtropical de altitude, Cwb pela classificação de Koppen, caracterizado por verões brandos e úmidos e invernos mais frescos e secos (SÁ JÚNIOR et al., 2012).

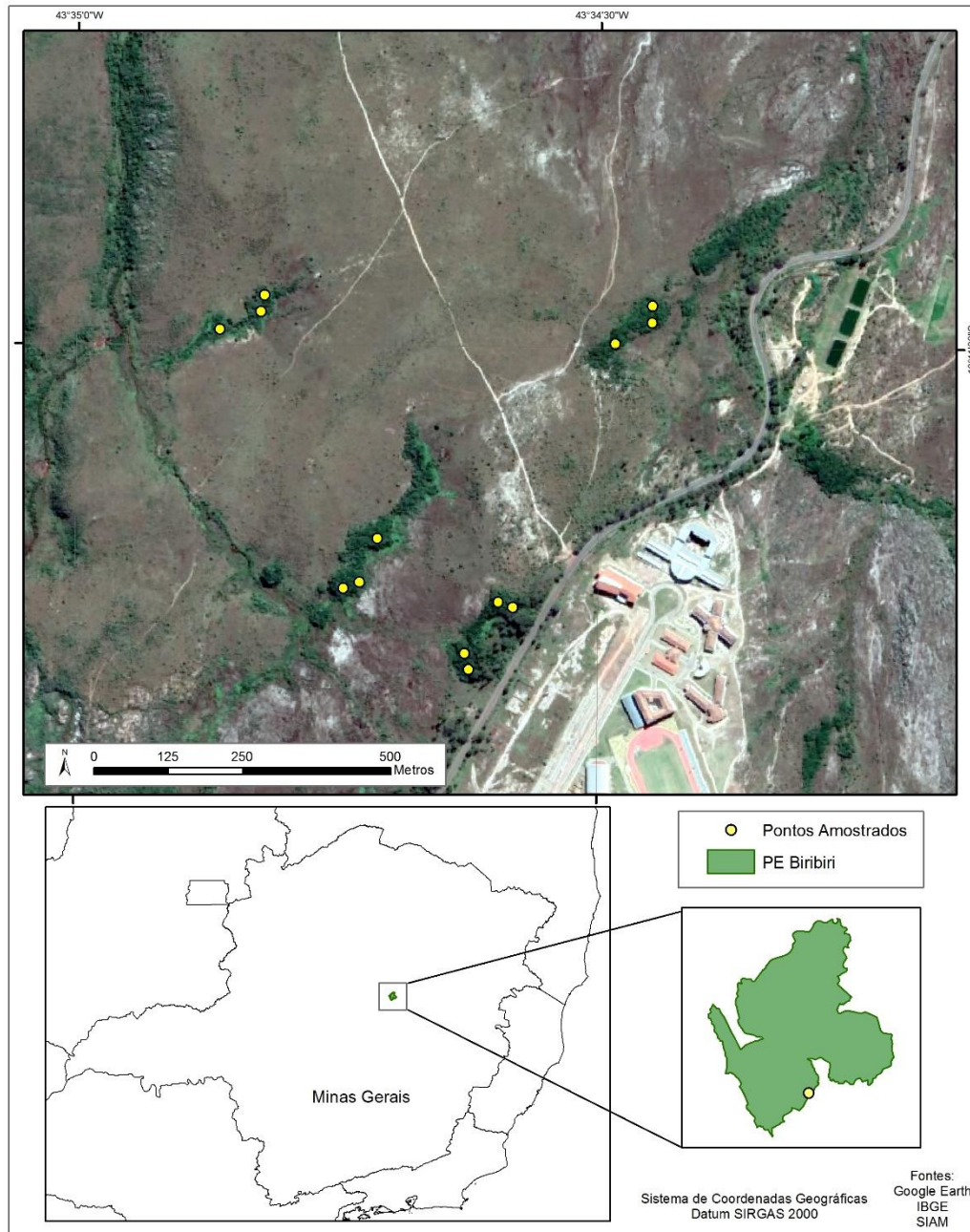


Figura 1. Localização das matas de galerias inundáveis amostradas, e respectivos pontos amostrais, no Parque Estadual do Biribiri (PEB), Diamantina, Minas Gerais, Brasil.

As quatro áreas de mata de galeria selecionadas encontram-se entre as coordenadas $18^{\circ}11'50,3''\text{S}$ $43^{\circ}34'39,21''\text{W}$ e $18^{\circ}11'20,37''\text{S}$ $43^{\circ}34'34,6''\text{W}$ com altitude

variando entre 1350 a 1380 m, distantes entre si, em no mínimo 200 m (Figura 1). Todas apresentam terreno levemente inclinado, com um leito de córrego bem definido, sendo caracterizadas como mata inundável. O solo, predominantemente arenoso, é recoberto por extensa camada de serapilheira, apresentando tonalidade escura. A vegetação no entorno da mata é composta por cerrado *sensu stricto* e vegetações campestres.

Composição florística

Em cada um dos quatro fragmentos naturais selecionados, cerca de 5% da sua área total foi inventariada, por meio do estabelecimento de 13 parcelas permanentes quadradas de 100 m² (10 x 10 m), aleatoriamente alocadas nas quatro matas de galeria (I, II, III, IV) (Tabela 1).

Tabela 1. Características e localização (UTM) das quatro matas de Galeria inundáveis amostradas, inseridas no Parque Estadual do Biribiri, Diamantina, Minas Gerais.

Mata de Galeria	MG I	MG II	MG III	MG IV
Área total (ha)	0,48	0,74	0,66	0,79
Nº de parcelas (100 m ²)	3	3	3	4
	Localização geográfica			
Zona	23K	23K	23K	23K
Longitude (UTM)	650720,54 L	650054,23 L	650275,20 L	650530,97 L
Latitude (UTM)	7988022,27 S	7988051,90 S	7987634,87 S	7987580,55 S
Altitude (m)	1363	1345	1350	1372

Foram amostrados todos os indivíduos com diâmetro à altura do peito maior ou igual a 3,0 cm (DAP ≥ 3,0 cm) obtidas a partir da circunferência a altura do peito (CAP). A circunferência foi medida com auxílio de fita métrica graduada em centímetros e a altura total com vara graduada em metros (projeção vertical do solo ao topo da copa). Não foram incluídas palmeiras, lianas e indivíduos mortos.

Foi realizada coleta do material botânico e posteriormente depositado no Herbário Dendrológico Jeanini Felfilli (HDJF), pertencente à Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). A identificação das espécies, sempre que possível, foi realizada em campo, e também por meio de comparações em herbários, consulta a especialistas e bibliografia especializada.

As espécies encontradas nas matas de galeria do PEB foram listadas em ordem de família e gênero. Para a classificação das famílias foi adotado o *Angiosperm Phylogeny Group* (APG) IV (2016) e os nomes de táxons foram atualizados usando o “International Plant Names Index-2012” (<http://www.ipni.org>).

Estrutura e diversidade alpha e beta

Os parâmetros fitossociológicos foram calculados segundo Müeller-Dombois & Elleberg (2002). A diversidade *alfa* da comunidade estudada foi avaliada por meio do índice de Shannon – Wiener (H') e do índice de equabilidade de Pielou (J). A diversidade *beta* entre as áreas de mata de galeria foi verificada pelo cálculo do índice de similaridade de Sorensen – “Bray-Curtis”, que se baseia na presença ou ausência de espécies e dá um peso maior para as espécies comuns do que para as espécies exclusivas. As relações florísticas entre a comunidade arbórea dos diferentes fragmentos amostrados foram observadas a partir da construção de um dendrograma com a medida de distância de “Bray-Curtis”, utilizando o algoritmo UPGMA e um diagrama de Vehn, por meio do programa Venny 2.1.0 (OLIVEROS, 2015).

Complementarmente, foi realizado uma ordenação dos fragmentos por meio de uma análise de correspondência retificada (DCA, *Detrended Correspondence Analysis*), e preparada uma matriz categórica, com a qual se objetivou agrupar os fragmentos. Esta é uma técnica de estatística não paramétrica que produz um diagrama de ordenação no qual as unidades amostrais se distribuem de acordo com a maior ou menor similaridade entre si.

As análises de ordenação e classificação foram feitas com o auxílio do software PC-Ord 4.0 (MCCUNE & MEFFORD, 2011).

Variáveis ambientais

Foram coletadas amostras compostas de solo constituída de cinco sub-amostras (próximo aos vértices e no centro das parcelas), na profundidade de 0-20 cm. O material

foi enviado para o Laboratório de Caracterização de Substratos, departamento de Engenharia Florestal (UFVJM), seguindo o protocolo adotado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2011), para a obtenção de propriedades químicas e físicas do solo.

Para obtenção do teor de umidade, em cada parcela, foi utilizado o sensor de capacitância modelo ML2x Theta probe (Delta-T Devices Ltd., Cambridge, Reino Unido), sendo utilizada as instruções do fabricante para a calibração do aparelho de acordo com o tipo de solo. A mensuração da umidade foi realizada apenas na estação seca (julho), uma vez que, as matas inundáveis encontram-se alagadas no período chuvoso. As coletas foram realizadas em três pontos distribuídos próximos a dois vértices e no centro de cada parcela, posteriormente considerou-se as médias para cada parcela.

A intensidade de luz solar em cada parcela foi estimada seguindo-se os critérios de Braun-Blanquet (1950). Para cada parcela, foram associados valores por meio de uma escala semi-quantitativa de cinco categorias dependendo da intensidade de luz incidida: 1 – ocorrência entre 76% e 100% de luz incidida no solo. 2 – ocorrência entre 51% e 76%; 3 – ocorrência entre 26% e 50% e 4 – ocorrência entre 5 e 25 %. 5- ocorrência inferior a 5%.

Foram realizados testes não paramétricos de correlação de Spearman (R_p) das espécies que obtiveram maior valor de importância na amostragem com todas as variáveis ambientais mensuradas. Apenas as espécies correlacionadas significativamente com alguma variável ambiental resultante da análise foram expostas neste trabalho.

Ainda, para testar a hipótese de que existem variações na composição de espécies correlacionadas a fatores ambientais e geográficos, os dados de vegetação foram analisados em conjunto com os dados obtidos na análise de solos, teor de umidade do solo, sombreamento e distribuição geográfica, a partir da Análise Canônica de Redundância (RDA).

Deste modo, foi possível dividir a variação total dos dados de abundância das espécies em quatro componentes: puramente espacial, puramente ambiental, ambiental estruturado pelo espaço e o indeterminado (fração não explicada) (LEGENDRE et al., 2012). Para esta análise foram empregadas três matrizes: a primeira matriz com os dados do número de indivíduos das espécies; a segunda matriz composta pelas variáveis ambientais de cada parcela (propriedades físicas e químicas do solo, umidade do solo, sombreamento); e a última matriz com as coordenadas geográficas de cada parcela.

A partir da matriz espacial, foram gerados os mapas de autovetores de Moran (MEMs) como filtros espaciais (LEGENDRE & LEGENDRE, 2012), verificando a significância pelo teste Moran I. Executou-se a primeira Análise de Redundância (RDA1) para selecionar os filtros espaciais e uma segunda análise (RDA2) para as variáveis ambientais. Por fim, a significância da porcentagem de explicação de cada componente foi avaliada pela análise de variância (ANOVA), conforme o método de permutação descrito por Legendre & Legendre (2012), efetuando 9999 permutações. A posteriori, as variáveis ambientais significativas foram plotadas no diagrama de ordenação. Página | 1927

As análises foram realizadas no software estatístico gratuito R-3.3.3 (2017) usando especificamente os pacotes adicionais *vegan* (OKSANEN et al., 2013), *ade4* (DRAY & DUFOUR, 2007), *packfor* (DRAY, 2013), *spacemakeR* (DRAY, 2013), *spdep* (BIVAND et al., 2013), *venneuler* (WILKINSON, 2011) e *tripack* (RENKA et al., 2013).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Composição florística

No levantamento fitossociológico foram amostrados 408 indivíduos totais, pertencentes a 30 famílias e 62 espécies (Tabela 2 e 3).

As famílias com maior riqueza foram Myrtaceae (8), Melastomataceae (5), Fabaceae (5), Lauraceae (4) e Primulaceae (4) (Tabela 2). A maioria das espécies identificadas neste estudo, ocorreram em outros estudos de matas de galeria inundáveis (GUARINO & WALTER, 2005; FONTES & WALTER, 2011; SILVA, 2012; GAYA, 2014; COSTA, 2017), e estão geralmente associados a solos com saturação hídrica. Entre os trabalhos citados, a família Fabaceae é uma exceção, pois possui pouca importância em estudos semelhantes, uma vez que, as espécies desta família não se estabelecem plenamente em matas de galeria inundáveis (COSTA, 2017), sendo a mesma, considerada a família mais representativa em termos de número de indivíduos e de espécies em matas de galeria não inundáveis (SILVEIRA, 2020)

Apesar das matas serem caracterizadas como inundáveis, algumas parcelas encontravam-se mais drenadas em relação à maioria amostrada, e estas espécies ocorreram nestes sítios, especificamente. A ocorrência de espécies desta família botânica no presente estudo pode ter sido favorecida nestas parcelas em questão, próximas às

bordas das matas, uma vez que, além de serem espécies generalistas de habitat, são indicadoras de locais mais abertos. Estes resultados evidenciam que a maior heterogeneidade ambiental favorece a ocorrência de diferentes espécies, com requerimentos ambientais específicos, aumentando a riqueza em áreas com maior diversidade de ambientes (SILVEIRA, 2020). Página | 1928

Variações no *rank* das espécies aconteceram entre as quatro matas estudadas (Tabela 2). As espécies que mais se destacaram, em relação à presença simultânea em mais de uma mata estudada somado ao alto valor de importância, foram: *R. grandis* ocupando o primeiro lugar no *rank* da mata de galeria (MG) II e III, com 80,70% e 62,64% respectivamente, o segundo lugar na MGI (34,94%) e terceiro na MGIV (28,77%); a *T. parviflora* ocupando o primeiro lugar com 35,20% na MGI, o segundo lugar na MGII (37,95%) e quarto lugar na MGIV, com 27,16%; a *T. guianenses*, apresentou um valor de importância (VI) de 27,55% (3º lugar) na MGI, e 14,84% (4º lugar) na MGII; e a *T. candolleana*, com 38,09% do VI, está na primeira colocação da MGIV, e terceira na MGII, com 18,17% (Tabela 2).

Tabela 2. Relação das famílias e espécies arbustivo-arbóreas encontradas no levantamento fitossociológico de quatro matas de galeria inundáveis localizadas no Parque Estadual do Biribiri (PEB) em Diamantina, MG. Em que: DR: Densidade relativa; FR: frequência relativa; DOR: Dominância relativa; VI: Índice de Valor de Importância; R: rank das espécies de maior valor de importância de cada mata de forma decrescente.

FAMÍLIA/ <i>Espécie</i> Autor	Mata de Galeria I					Mata de Galeria II					Mata de Galeria III					Mata de Galeria IV				
	DR	FR	DOR	VI	R	DR	FR	DOR	VI	R	DR	FR	DOR	VI	R	DR	FR	DOR	VI	R
ANACARDIACEAE																				
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	10,10	8,33	9,12	27,55	3	3,36	6,25	5,23	14,84	4	16,22	4,35	1,66	22,22	6	5,06	3,70	3,53	12,30	8
ANNONACEAE																				
<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	1,01	2,78	0,94	4,73	20						6,31	4,35	1,37	12,02	9	11,39	3,70	4,54	19,64	5
AQUIFOLIACEAE																				
<i>Ilex affinis</i> Gardner											10,81	4,35	7,98	23,14	4					
<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek.																1,27	3,70	1,70	6,67	18
ARALIACEAE																				
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin						7,56	3,13	1,51	12,20	6	4,50	8,70	11,66	24,86	3					
ASTERACEAE																				
<i>Baccharis platypoda</i> DC.						0,84	3,13	0,28	4,24	24						2,53	3,70	0,69	6,92	16
<i>Eremanthus incanus</i> (Less.) Less.	1,01	2,78	0,31	4,10	27	4,20	3,13	1,30	8,63	10	0,90	4,35	0,49	5,74	16	1,27	3,70	0,37	5,34	20
<i>Piptocarpha macropoda</i> DC. Baker						0,84	3,13	0,23	4,20	25										
BIGNONIACEAE																				
<i>Handroanthus bureavii</i> (Sandwith) S.Grose	1,01	2,78	2,51	6,30	16															
BURSERACEAE																				
<i>Protium brasiliense</i> (Spreng.) Engl.																1,27	3,70	0,36	5,33	21
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	5,05	2,78	1,23	9,06	10						9,91	4,35	5,40	19,66	8					
CALOPHYLLACEAE																				
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.																1,27	3,70	4,35	9,32	12
<i>Kielmeyera lathrophyton</i> Saggi	8,08	5,56	11,13	24,77	4															
CELASTRACEAE																				

<i>Maytenus alaternoides</i> Reissek												1,27	3,70	1,26	6,23	19
ERYTHROXYLACEAE																
<i>Erythroxylum</i> sp.						0,84	3,13	0,23	4,19	26						
FABACEAE																
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	2,02	2,78	10,00	14,80	6	0,84	3,13	1,03	4,99	17	7,21	8,70	6,74	22,64	5	
<i>Inga nobilis</i> Willd.						0,84	3,13	2,67	6,63	13	Página 1930					
<i>Senna reniformis</i> (G.Don) H.S.Irwin & Barneby	2,02	2,78	1,92	6,72	15											
<i>Moldenhawera emarginata</i> (Spreng.) L.P.Queiroz & Allkin	1,01	2,78	1,37	5,16	19											
<i>Swartzia multijuga</i> Vogel	1,01	2,78	0,47	4,26	24											
HYPERICACEAE																
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	4,04	5,56	3,62	13,22	7											
LAMIACEAE																
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	1,01	2,78	0,71	4,49	22											
<i>Vitex polygama</i> Cham.											0,90	4,35	0,22	5,47	19	
LAURACEAE																
<i>Cryptocarya moschata</i> Nees & Mart.	1,01	2,78	0,49	4,28	23											
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees						0,84	3,13	0,36	4,32	23						
<i>Nectandra megapota</i> (Spreng.) Mez	3,03	2,78	2,39	8,20	12											
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez												1,27	3,70	0,27	5,24	22
MALPIGHIACEAE																
<i>Byrsonima sericea</i> DC.											0,90	4,35	1,41	6,66	15	8,86 3,70 3,77 16,34 6
MALVACEAE																
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns						3,36	3,13	1,11	7,60	12						
MELASTOMATACEAE																
<i>Leandra scabra</i> DC.	1,01	2,78	0,35	4,14	25											
<i>Miconia elegans</i> Cogn.						1,68	3,13	1,42	6,22	14	5,41	4,35	11,31	21,07	7	
<i>Miconia theizans</i> (Bonpl.) Cogn.						7,56	3,13	3,92	14,61	5	1,80	4,35	1,63	7,78	10	
<i>Tibouchina candolleana</i> (Mart. ex DC.)	3,03	2,78	2,74	8,55	11	6,72	6,25	5,19	18,17	3						15,19 14,81 8,08 38,09 1

COMO É A ESTRUTURA E A DIVERSIDADE ALPHA E BETA DE MATAS DE GALERIA INUNDÁVEIS?

WHAT'S THE STRUCTURE AND THE ALPHA AND BETA DIVERSITY OF FLOODED FOREST ISLANDS?

MOURA, Cristiane Coelho de; COSTA, Thaís Ribeiro; OLIVEIRA, Paula Alves; FONSECA, Darliana da Costa; MACHADO, Evandro Luiz Mendonça

Cogn.																					
<i>Trembleya parviflora</i> (D. Don) Cogn.	15,15	8,33	11,72	35,20	1	20,17	6,25	11,53	37,95	2							12,66	7,41	7,09	27,16	4
MELIACEAE																					
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer						1,68	6,25	0,57	8,50	11											
<i>Trichilia hirta</i> L.						0,84	3,13	0,69	4,66	19											
											Página 1931										
MORACEAE																					
<i>Ficus insipida</i> Willd.											1,80	4,35	1,17	7,32	13						
MYRTACEAE																					
<i>Campomanesia velutina</i> (Cambess.) O.Berg						0,84	3,13	1,07	5,03	16											
<i>Eucaliptus</i> sp.																	3,80	3,70	25,14	32,64	2
<i>Eugenia florida</i> DC.						0,84	3,13	0,47	4,44	22	0,90	4,35	0,34	5,59	18						
<i>Eugenia</i> sp.						0,84	3,13	0,49	4,46	20	0,90	4,35	0,37	5,62	17						
<i>Gomidesia sellowiana</i> O.Berg						3,36	3,13	2,86	9,35	8											
<i>Marlierea angustifolia</i> (O.Berg) Mattos																	1,27	3,70	5,02	9,99	10
<i>Myrcia amazonica</i> DC.	9,09	2,78	0,61	12,48	8	5,04	3,13	2,73	10,90	7	15,32	4,35	5,96	25,63	2	2,53	3,70	1,48	7,71	14	
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	3,03	2,78	3,48	9,28	9											2,53	3,70	0,67	6,91	17	
NYCTAGINACEAE																					
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz																	3,80	3,70	1,85	9,35	11
PERACEAE																					
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	2,02	2,78	1,45	6,25	17																
PHYLLANTHACEAE																					
<i>Richeria grandis</i> Vahl	14,14	5,56	15,24	34,94	2	19,33	9,38	51,99	80,70	1	13,51	13,04	36,08	62,64	1	10,13	3,70	14,94	28,77	3	
PRIMULACEAE																					
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.											0,90	4,35	2,27	7,52	11						
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze						0,84	3,13	0,49	4,45	21						1,27	3,70	1,11	6,08	19	
<i>Myrsine gardneriana</i> A. DC.	1,01	2,78	3,30	7,09	14											2,53	3,70	1,90	8,14	13	
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez						5,04	3,13	0,76	8,93	9											
PROTEACEAE																					

<i>Roupala montana</i> Aubl.						0,90	4,35	2,07	7,32	12					
RUBIACEAE															
<i>Faramea hyacinthina</i> Mart.	1,01	2,78	0,34	4,13	26										
<i>Ferdinandusa speciosa</i> (Pohl) Pohl	2,02	2,78	2,71	7,50	13	0,90	4,35	1,86	7,11	14	3,80	3,70	4,05	11,56	9
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.						0,84	3,13	0,74	4,71	18					
SALICACEAE															
<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.						0,84	3,13	1,13	5,09	15					
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler											1,27	3,70	2,17	7,14	15
SIMAROUBACEAE															
<i>Simarouba versicolor</i> A.St.-Hil.	1,01	2,78	0,87	4,66	21										
URTICACEAE															
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul											3,80	3,70	5,64	13,14	7
VOCHYSIACEAE															
<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm.	1,01	2,78	1,43	5,22	18										
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	5,05	8,33	9,56	22,95	5										

Outas espécies que estão entre as cinco de maior valor de importância nas matas estudadas (*rank*), foram a *K. lathrophyton*, ocorrendo apenas na MGI, ocupando o 4º lugar do VI com 22,70%, seguida da *V. tucanorum*, quinto lugar com 22,95% do VI. Encontrase em destaque também, nesta amostragem, a *M. theizans*, que ocupa a quinta posição da mata de galeria II amostrada, com uma VI de 14,61%, e *X. emarginata* que foi amostrada na maioria das matas, e ocupou o 5º lugar com 19,64% na MGIV (Tabela 2).

M. amazonica, que mesmo sendo encontrada em todas as matas amostradas, apenas na MGIII obteve um valor considerado de valor de importância (25,63%), ocupando o segundo lugar no *rank* desta mata. *S. macrocarpa*, com um VI de 24,86%, ocupou a terceira posição do *rank* na MGIII, seguido de *I. affinis*, com ocorrência apenas na mata de galeria III, onde ocupa a quarta posição do *rank* de VI (24,86%) e, por último a *C. langsdorffii*, que ocupa a quinta posição, com um VI de 22,64% (Tabela 2).

Observou-se que na mata de galeria IV, localizada próxima à rodovia (MGT 367), e, como consequência, recebe uma maior influência de fatores externos e antrópicos mesmo dentro dos limites de uma Unidade de Conservação (UC), a presença de um gênero exótico: *Eucaliptus* sp., que ocupou o segundo lugar no *rank* desta mata, com um valor de importância de 32,64% da amostragem (Tabela 2).

Guarino & Walter (2005) e Costa (2017) em seus estudos, apontaram a *R. grandis* como a espécie de maior valor de importância, corroborando para o resultado deste estudo. *R. grandis* apresenta uma distribuição geográfica ampla, e uma especificidade ambiental única (RABINOWITZ, 1981), sendo considerada uma das espécies mais representativas de ambientes ripários, caracterizados por solos hidromórficos e distróficos (COSTA, 2017; HUBER & RULL, 2019), principalmente Florestas Ciliares e de Galerias (CERQUEIRA et al., 2016; COSTA, 2017; MOURA, 2017). Possui adaptações morfofisiológicas para suportar as condições físicas e a baixa oxigenação do solo nestes locais (espécie hidrófila) (BAMBI et al., 2016), e é responsável por contribuir com mais de 45% da biomassa da serapilheira, determinante para a estabilidade destes ecossistemas (REZENDE et al., 2017; CALDERÓN et al. 2019).

Foi observado também a ocorrência de espécies consideradas de ampla distribuição ao longo do domínio Cerrado e, em especial, ao longo das matas de galeria. Silva Júnior et al. (1998) citaram os gêneros *Copaifera* spp. e *Tapirira* spp. como muito frequentes devido à sua ocorrência em mais de 12 entre 15 matas de galeria do Distrito Federal.

Estrutura e diversidade alpha e beta

Para a comunidade arbórea das matas de galeria inundável em estudo, o maior valor de diversidade *alpha* (H') encontrado foi na MGI (2,84 nats.ind⁻¹) e o menor na MGIII, que apresentou um índice de Shannon (H') de 2,47 nats.ind⁻¹ (Tab. 3). Em relação à equabilidade de Pielou (J'), o maior valor encontrado (0,88), foi na MGIV e 0,81 para o menor valor encontrado na MGII (Tabela 3). Estes valores indicam uniformidade da distribuição entre as espécies existentes pela equabilidade, o que confere uma forte dominância ecológica da comunidade, e uma diversidade intermediária de espécies, quando comparadas a outras matas de galeria, que apresentam valores de diversidade maiores (SILVA et al., 2016).

Tabela 3. Relação dos parâmetros fitossociológicos, índice de diversidade de Shannon e equabilidade de Pielou nas quatro matas de galeria estudadas no Parque Estadual do Biribiri (PEB), em Diamantina, Minas Gerais. Em que: MG equivale a “mata de galeria”.

Parâmetros	MG I	MG II	MG III	MG IV
Número de Famílias	18	14	16	17
Número de espécies	27	26	19	23
Número de indivíduos	99	119	111	79
Densidade absoluta (ind/ha)	145,6	160,8	168,2	100,0
Área basal (m ² /ha)	0,232	0,393	0,573	0,271
Índice de Shannon (H')	2,837	2,649	2,468	2,760
Equitabilidade (J')	0,861	0,813	0,838	0,880

Resultados apontados por Guarino & Walter (2005), Matos & Felfili (2010), Fontes & Walter (2011), Silva (2012), Gaya (2014) e Costa (2017), apoiam os resultados encontrados neste estudo, onde os valores de diversidade (H') variaram entre 2,57 nats.ind⁻¹ e 4,15 nats.ind⁻¹ e equabilidade (J') entre 0,71 e 0,87.

A composição florística em matas de galeria varia conforme o regime hídrico do solo, sendo este um fator importante na distribuição da maioria das comunidades vegetais (MATOS & FELFILI, 2010). De acordo com Silva (1991), em solos permanentemente alagados, as matas apresentam menor diversidade se comparadas aos ambientes de solo bem drenado. O número de espécies possui a mesma tendência, porém as poucas espécies presentes possuem acentuada abundância, contendo na maioria das amostragens, espécies típicas indicadoras de áreas úmidas e/ou alagadas em todas as

estações do ano como a *X. emarginata* e a *R. grandis* (NOGUEIRA & SCHIAVINI, 2003; GUARINO & WALTER, 2005). Por isso, geralmente, áreas inundáveis apresentam alta dominância e alta densidade de espécies adaptadas (COSTA, 2017).

Quanto à análise de similaridade, foi verificado que as quatro matas apresentaram uma certa particularização em termos de composição florística o que se refletiu nos baixos índices de similaridades entre o conjunto de áreas amostradas (Figura 2). A partir do dendrograma (índice Bray-Curtis), observa-se a 60% de similaridade, a formação de 7 grupos, separando as matas amostradas e até mesmo parcelas dentro da mesma mata estudada, o que ressalta a dissimilaridade entre as matas amostradas, concluindo-se que cada ambiente é único e apresenta suas peculiaridades (Figura 2). Como consequência, não há conectividade entre os fragmentos, o que impede a formação de corredores ecológicos e que dificulta o fluxo gênico entre as espécies.

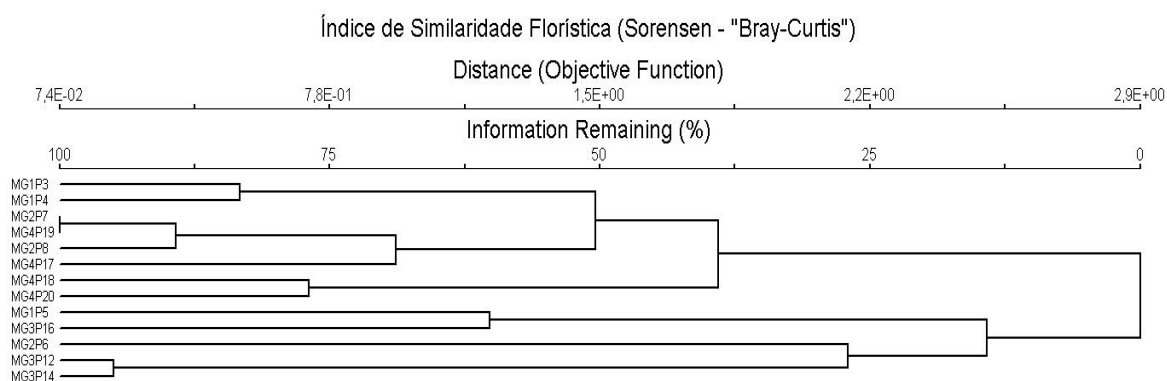


Figura 2. Análise de agrupamento hierárquico (UPGMA), utilizando o índice de similaridade de Sorensen – “Bray-Curtis” para a análise da similaridade florística entre as 13 parcelas dos 4 fragmentos amostrados.

A partir do digrama de Venn pode-se perceber 4 espécies em comuns às quatro matas estudadas: *Richeria grandis* Vahl, *Tapirira guianensis* Aubl., *Myrcia amazonica* DC. e *Eremanthus incanus* (Less.) Less., e 15 espécies ocorrentes apenas na MGI, 12 na MGII e 5 e 10 espécies ocorrentes apenas na MGIII e MGIV, respectivamente (Figura 3).

Corroborando à baixa similaridade encontrada entre as matas de galeria, o número de espécies compartilhadas entre as quatro matas também foi baixo (Figura 3). No entanto, algumas espécies foram comuns aos quatro ambientes (Figura 3), além de serem detentoras das maiores áreas basais, dominância e valor de importância (Tabela 2).

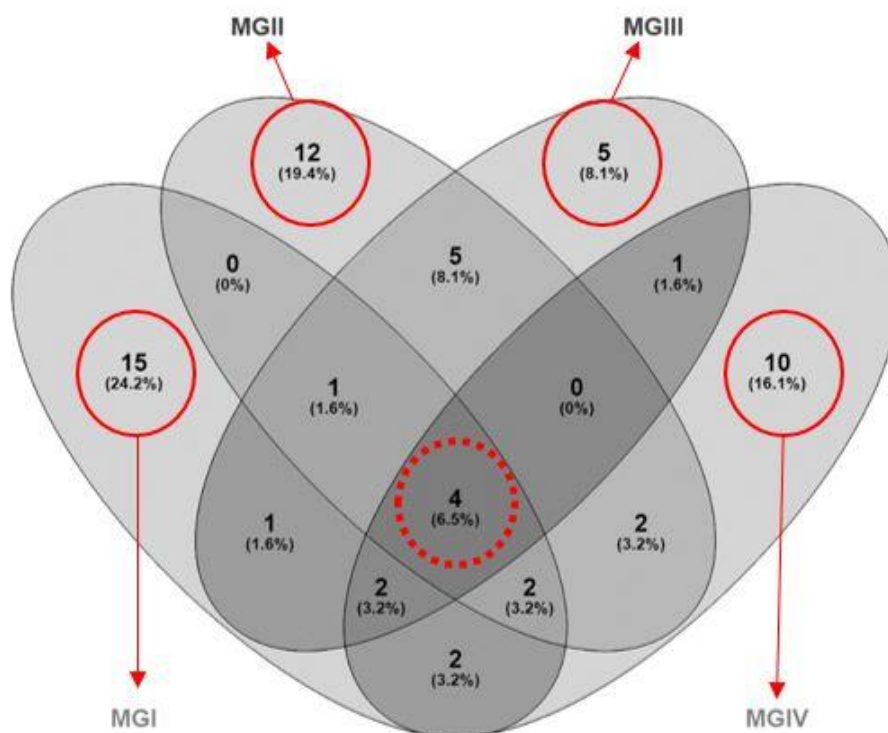


Figura 3. Diagrama de Venn. Representação das espécies ocorrentes em comum em quatro matas de galeria inundáveis, localizada no Parque Estadual do Biribiri, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.

Na DCA foram detectados padrões consistentes com a análise de agrupamento, não evidenciando a formação de grupos coesos. Os autovalores dos dois primeiros eixos de ordenação produzidos pela análise foram altos (0,794 e 0,535), indicando que os gradientes são longos, ou seja, a maioria das espécies concentra suas abundâncias em setores particulares, e apenas uma minoria, está distribuída por todo o gradiente. No entanto, os gráficos não foram expostos devido que os testes de permutação de Monte Carlo indicaram que os autovalores dos gradientes sumarizados nestes dois eixos não foram significativos ($p > 0,05$).

Estes resultados indicam uma alta diversidade *beta* entre as matas de galeria, uma vez que, quanto menor for à similaridade entre as áreas, maior foi a diversidade regional. Resultados expostos por Costa (2017), a partir de estudos realizados no Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV), com diversas matas de galeria inundáveis, também indicam uma maior diferenciação florística em função da alta heterogeneidade entre as amostras, e que menor distância entre as matas estudadas não significa maior similaridade, corroborando com os resultados deste estudo.

Este padrão pode ser explicado pela grande quantidade de espécies consideradas generalistas, como foi observado por Silva (2012) que encontrou baixa similaridade entre as matas analisadas em seu estudo, e relacionou à ampla quantidade de espécies generalistas (não preferenciais por habitats). Silveira (2020) também apontou apenas 40 espécies (26,7%) ocorrentes em ambas as matas de galeria não inundáveis, evidenciando a elevada diversidade *beta* destas formações.

Variáveis ambientais

Todos os resultados das análises das amostras de solos e ambientais encontram-se na tabela 4. As amostras apresentaram-se muito ácidas (Tabela 4), característica comum dos solos de matas de galeria (MATOS & FELFILI, 2010). Em solos com pH abaixo de 5,0 a concentração de alumínio (Al) disponível é elevada, sendo esta uma das maiores causas de toxicidade em solos do Cerrado, constituindo um fator limitante ao crescimento das plantas (MIGUEL et al., 2010).

Considerando-se a saturação de bases, pode-se classificar o solo destas matas como distrófico ($V < 50\%$), ou seja, há limitações na disponibilidade de alguns nutrientes, especialmente Ca e Mg. Um fator que pode estar relacionado a estes valores, é a lixiviação, que retira elementos químicos do solo, em especial o cálcio e o magnésio, substituindo as bases por hidrogênio e alumínio, o que intensifica a acidificação (FERNANDES et al., 2018).

Na maioria das amostras o alumínio na forma trocável, potencial e saturado foi muito elevado (Tabela 4). A presença do alumínio reduz o crescimento da planta já que dificulta o desenvolvimento radicular, impossibilitando a busca por água e nutrientes em maiores profundidades no solo (MIGUEL et al., 2010), tal fato pode justificar os menores valores de riqueza para as matas de galeria inundáveis em relação as não inundáveis e outras formações florestais.

Por outro lado, algumas espécies podem tolerar concentrações elevadas de alumínio no solo e se adaptam às condições físico-químicas adversas. *R. grandis*, observada no presente estudo, é apontada como acumuladora de alumínio (Al^{3+}) e tolerante a grandes concentrações (CUENCA et al., 1990), indicando ser uma espécie com grande potencial para recuperação dessas matas.

Tabela 4. Propriedades químicas e texturais do solo e variáveis ambientais de quatro matas de galeria do Parque Estadual do Biribiri, Diamantina, MG. Valores apresentados em médias e respectivos desvios padrões, já para o sombreamento tem-se a classe predominante.

Atributos	MGI		MGII		MGIII		MGIV	
	Químicas							
pH em H ₂ O	4,4	± 0,2	4,5	± 0,4	4,1	± 0,1	5,0	± 0,1
P - Mehlich (mg/dm ³)	4,7	± 0,5	3,9	± 1,7	5,4	± 0,5	2,0	± 0,4
K ⁺ (mg/dm ³)	115,7	± 33,5	108,0	± 9,8	127,3	± 49,5	38,5	± 2,6
Ca ⁺⁺ (cmol/dm ³)	0,3	± 0,0	0,5	± 0,0	0,5	± 0,1	0,6	± 0,3
Mg ⁺⁺ (cmol/dm ³)	0,1	± 0,0	0,3	± 0,0	0,2	± 0,0	0,2	± 0,1
Al ⁺⁺⁺ (cmol/dm ³) - Acidez Trocável	2,8	± 0,7	2,9	± 1,1	2,3	± 1,1	1,7	± 0,9
H + Al (cmol/dm ³) - Acidez Potencial	19,0	± 2,5	24,5	± 11,7	17,5	± 8,4	14,1	± 5,9
SB - Soma de Bases (cmol/dm ³)	0,7	± 0,1	1,0	± 0,1	1,0	± 0,2	0,9	± 0,4
t (cmol/dm ³) - Capacidade de Troca Catiônica	3,5	± 0,7	4,0	± 1,1	3,3	± 1,3	2,6	± 0,7
T (cmol/dm ³) - Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,00	19,7	± 2,6	25,5	± 11,8	18,5	± 8,6	15,0	± 5,6
m - Saturação por Alumínio (%)	79,3	± 2,2	71,5	± 8,0	67,0	± 7,1	62,8	± 24,2
V - Saturação por Bases (%)	3,6	± 0,1	5,7	± 3,4	6,5	± 2,5	8,0	± 7,4
Matéria Orgânica (dag/Kg)	4,1	± 1,4	3,9	± 1,7	3,1	± 1,2	3,1	± 1,2
Granulométricas								
Areia (dag/Kg)	71,0	± 14,4	74,7	± 4,0	78,3	± 11,9	79,0	± 4,4
Argila (dag/Kg)	18,5	± 10,2	22,7	± 2,4	17,7	± 8,5	11,0	± 0,0
Silte (dag/Kg)	10,5	± 4,2	2,7	± 1,9	4,1	± 3,7	10,0	± 4,4
Ambientais								
Umidade (%) - Estação Seca	25,6	± 4,1	25,3	± 20,7	38,4	± 15,5	23,8	± 12,2
Sombreamento (Braun-Blanquet)	3,0	± 0,0	3,0	± 1,4	4,0	± 1,4	2,8	± 1,5

A maioria das espécies com maiores valores de importância são de ampla distribuição geográfica (OLIVEIRA-FILHO, 2006), de modo a possuir correlações

baixas e não significativas as variáveis ambientais mensuradas neste estudo. Porém, ao correlacionar a *R. grandis* com a umidade e com o sombreamento, pode-se observar que, há uma correlação de 65% com a umidade, e 41% com a luz, ambas sendo significativa ($p \leq 0.05$). Conclui-se então que, para esta espécie, a umidade pode ser considerada um fator limitante para a sua distribuição, porém a luz, mesmo sendo significativo, obteve uma correlação baixa, indicando a ocorrência da *R. grandis* em lugares muito ou pouco sombreados.

Para o conjunto de informações fornecidas, as variáveis ambientais selecionadas ($p > 0,05$) foram Potássio (K^+) e Cálcio (Ca^{2+}). Estas explicaram apenas 5% ($F=1,6328$ $p=0,005$) da variação total, enquanto que o espaço explicou 4% ($F= 1,299$, $p= 0,021$). Os testes de permutação para as análises de redundância foram significativos a 5% de significância tanto para os dados ambientais quanto espaciais. A porcentagem de explicação do ambiente estruturado pelo espaço correspondeu a 5%. Em decorrência disso, apenas 14% foi explicado por ambiente e espaço em conjunto, restando 86% de variação estocástica ou não explicável pelas variáveis disponíveis.

Logo, pode-se deduzir que os fatores ambientais utilizados na análise não foram suficientes para explicar grande parte da variação encontrada na composição dessas matas de galeria, sendo que, outros fatores ambientais, podem estar envolvidos na definição dos padrões de distribuição das espécies.

A grande proporção não explicada pela RDA reforça a ideia de que os padrões estocásticos podem prevalecer sobre os ambientais, de forma casual na distribuição das espécies, uma vez que, grande parte das espécies podem ser generalistas de habitats (HUBBELL, 2001). Este padrão pode ser confirmado pelos altos valores para a equabilidade de Pielou (0,81 – 0,88), indicando uniformidade da distribuição da comunidade e condições semelhantes para a sobrevivência ao longo de toda a área estudada.

Felfili (1998) concluiu em seu estudo que a umidade e a luminosidade foram determinantes na distribuição das espécies de mata de galeria, dividindo-as em dois grupos: matas inundáveis e não inundáveis. Neste sentido, pode-se deduzir que, a distribuição da comunidade contida dentro das matas de galeria inundáveis, pode estar associada à teoria neutra de Hubbell (2001).

Além disso, as espécies consideradas entre as mais abundantes das matas estudadas (*R. grandis*, *T. guianensis*, *T. candolleana* e *C. langsdorffii*) caracterizam-se

predominantemente por apresentar síndrome de dispersão zoocórica (SILVA JUNIOR, 2012), indicando que as matas de galeria inundáveis possuem uma maior dependência da fauna para a manutenção dos processos ecológicos, satisfazendo uma das premissas da teoria neutra.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A diversidade nas matas de galeria no geral pode ser considerada alta. Faz-se necessário enfatizar a importância de se conservar os remanescentes ainda existentes, bem como procurar conhecer melhor sua constituição florística e estrutura fitossociológica.

Por meio das análises de similaridade, pode-se observar que as quatro matas estudadas possuem diferenças quando comparados entre si, sugerindo elevada diversidade beta. Em síntese, cada mata é única e há maior interesse em preservá-las.

Espécies cujos indicadores fitossociológicos são elevados como o valor de importância, são as mais importantes para a flora local e também são as espécies indicadas para uso em recuperação de matas de galeria inundável degradadas.

Os resultados ressaltam que, mesmo as estruturas e as diversidades betas sendo diferentes, os processos estocásticos que estão determinando a composição destas matas e não o ambiente.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior -Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

REFERÊNCIAS

1. ALVARADO, S.T.; SILVA, T.S.F.; FORNAZARI T. et al. Drivers of fire occurrence in a mountainous Brazilian savanna: tracking long-term fire regimes

- using remote sensing. *Ecological Indicators*, v.78, p.270-281, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.037>.
2. APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v.181, p.1-20, 2016. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>.
 3. BAMBI, P.; REZENDE, R.S.; CRUZ, T.M.S. et al. Diversidade da flora fanerogâmica de três matas de galeria no bioma cerrado. *Heringeriana*, v.10, n.2, p.147-167, 2016.
 4. BIVAND, R.S.; HAUKE, J.; KOSSOWSKI, T. Computing the Jacobian in Gaussian spatial autoregressive models: An illustrated comparison of available methods. *Geographical Analysis*, v.45, n.2, p. 150-179, 2013. <https://doi.org/10.1111/gean.12008>.
 5. BRAUN-BLANQUET, J. Estudios de las comunidades vegetales. *Sociologia Vegetal*. Buenos Aires: Acme Agency. 1950. 464 p.
 6. CALDERÓN, C.D.C.; REZENDE, R.S.; CALOR, A.R. et al. Temporal dynamics of organic matter, hyphomycetes and invertebrate communities in a brazilian savanna stream. *Community ecology*, v.20, p.301-313, 2019. <https://doi.org/10.1556/168.2019.20.3.10>.
 7. CERQUEIRA, C.L.; LISBOA, G.S.; STEPKA, T.F. et al. Floristic, phytosociology and diametric distribution of a fragmente of ciliary área in a cerrado área in Piauí, Brazil. *Nativa*, v.4, p.360-367, 2016. <https://doi.org/10.31413/nativa.v4i6.3732>
 8. COELHO, M.S.; NEVES, F.S.; PERILO, L.N. et al. Forest archipelagos: A natural model of metacommunity under the threat of fire. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, v.238, p.244-249, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2017.03.013>
 9. COSTA, T.R. *Análise florístico-estrutural, relação vegetação-ambiente e transição floresta-campo das matas de galeria do Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV), MG*. 2017. 135 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina.
 10. CUENCA, G.; HERRERA, R.; MEDINA, E. Aluminium tolerance in trees of tropical cloud forest. *Plant and Soil*, v.125, n.2, p. 169-175, 1990. <https://doi.org/10.1007/BF00010654>
 11. de DEUS, F.F.; SCHUCHMANN, K.L.; ARIEIRA, J. et al. Avian Beta Diversity in a Neotropical Wetland: the Effects of Flooding and Vegetation Structure. *Wetlands*, v.40, p.1513-1527, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13157-019-01240-0>
 12. DRAY, S. *SpacemakeR: Spatial modelling*. 2013. R package version 0.0-5/r113 [online]. Disponível em: <http://R-Forge.R-project.org/projects/sedar/>
 13. DRAY, S.; DUFOUR, A. B. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, v.22, n.4, p. 1-20, 2007. <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>

14. EMBRAPA. 2011. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Manual de métodos de análise de solo*. Brasília: Produção de Informação, 2º edição revisada. 230p.
15. FEITOSA, K.K.A.; DO VALE JÚNIOR, J.F.; SCHAEFE, C.E.G.R.; et al. 2016. Relações solo-vegetação em "ilhas" florestais e savanas adjacentes, no nordeste de Roraima. *Ciência Florestal*, v. 26, n.1, p.135-146. 2016. <https://doi.org/10.5902/1980509821098>
16. FELFILI, J.M. Determinação de padrões de distribuição de espécies em uma mata de galeria no Brasil Central com a utilização de técnicas de análise multivariada. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer*, v.2, p.35-48, 1998.
17. FERNANDES, M.S.; SOUZA, S.R.; SANTOS, L.A. *Nutrição mineral de plantas*. 2ºEd. Viçosa: SBCS. 2018, 670p.
18. FLORES, B.M.; de SÁ DECHOUM, M.; SCHMIDT, I.B. et al. Tropical riparian forests in danger from large savanna wildfires. *Journal of Applied Ecology*, v.00, p.1-12, 2020. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13794>
19. FONSECA, S.N. *Efeitos do fogo em campos úmidos do Parque Nacional das Sempre-vivas, MG*. 2020, 93p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais.
20. FONTES, C.G.; WALTER, B.M.T. Dinâmica do componente arbóreo de uma mata de galeria inundável (Brasília, Distrito Federal) em um período de oito anos. *Revista Brasileira de Botânica*, v.34, n.2, p.145-158, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042011000200002>
21. FONTES, C.G.; WALTER, B.M.T.; PINTO, J.R.R.; DAMASCO, G. Species turnover across different life stages for seedlings to canopy trees in Swamp Forests of Central Brazil. *Internacional Journal of Ecology*. v.2015, 8p, 2015. <https://www.hindawi.com/journals/ijecol/2015/124851/>.
22. GAYA, T.R.L.M. *A floresta inundável do norte de Minas Gerais: identidade florística e estrutura de comunidades arbustivo-arbóreas*. 2014. 226 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais. Universidade Federal de Lavras, MG.
23. GUARINO, E.S.; WALTER, B.M.T. Fitossociologia de dois trechos inundáveis de Matas de galeria no Distrito Federal, Brasil. *Acta bot. bras.*, v.19, n.3, p. 431-442, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000300003>
24. HUBBELL, S.P. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, New Jersey. 2001, 396p.
25. HUBER, O.; RULL, V. *Plant communities*. Biodiversity of Pantepui: the pristine "lost world" of the neotropical Guiana Highlands, p.149-164.
26. JAMONEAU, A.; CHABRERIE, O.; CLOSSET-KOPP, D. et al. Fragmentation alters beta diversity patterns of habitat specialists within forest metacommunities. *Ecography*, v.35, n.2, p.124-133, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06900.x>
27. LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; ROBERTS, D.W. Variation partitioning involving orthogonal spatial eigenfunction submodels. *Ecology*, v.93, n.5, p.1234-1240, 2012. <https://doi.org/10.1890/11-2028.1>

28. LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. *Numerical ecology*. 3^o Ed. Oxford: Elsevier. 2012, 1006 p.
29. MAGURRAN, A.E. *Ecological Diversity and its Measurement*. Croom. Helm, London, p.179, 1988.
30. MATOS, M.Q.; FELFILI, J.M. Florística, fitossociologia e diversidade da vegetação arbórea nas matas de galeria do Parque Nacional de Sete Cidades (PNSC), Piauí, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v.24, n.2; p.483-496, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062010000200019>
31. MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, version 6*. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A. 2011.
32. MENDONÇA-GALVÃO, L. et al. Água do cerrado do Distrito Federal: biodiversidade, integridade e conservação. In: FAGG, C.; MUNHOZ, C.; SOUSA SILVA, J. *Conservação de áreas de preservação permanente do cerrado: caracterização, educação ambiental e manejo*. Brasília: CRAD, 2011, p.21-46.
33. MIGUEL, P.S.B.; GOMES, F.T.; ROCHA, W.S.D. et al. Efeitos tóxicos do alumínio no crescimento das plantas: mecanismos de tolerância, sintomas, efeitos fisiológicos, bioquímicos e controles genéticos. *CES Revista*, v.24, n.1, p.1-20, 2010.
34. MOURA, C.C. *Propagação da Richeria grandis Vahl. (Phyllanthaceae)*. 2017, 91p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais.
35. MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. *Aims and methods of vegetation ecology*. The Blackburn Press: New Jersey. 2002, 547p.
36. OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; KINDT, R. et al. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-10 [online], 2013.
37. OLIVEIRA FILHO, A.T. *Catálogo das árvores nativas de Minas Gerais: mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais*. Lavras: Editora UFLA, 2006, 423p.
38. OLIVEIRA, L.C.S.; GUIMARÃES, J.C.O.; SOUZA, I.C.S. et al. Levantamento florístico e fitossociológico da regeneração natural de uma mata de galeria localizada no município de Jataí – GO. *Global Science and Technology*. v.08, n.03, p.59, 2015. <https://doi.org/10.14688/1984-3801/GST.V8N3P59-77>
39. OLIVEROS. J.C. *VENNY. An interactive tool for comparing lists with Venn's Diagrams*. 2015. Disponível em: <https://bioinfogp.cnb.csic.es/tools/venny/index.html>
40. *R Development Core Team R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, R version 3.3.3 (Another Canoe) 2017. ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.R-project.org/>.
41. RABINOWITZ, D. Seven forms of rarity. In: Synge, H. (Ed.). *The biological aspects of rare plant conservation*, 1981, p205-217. New York: Wiley.
42. REZENDE, R.S.; SALES, M.A.; HURBATH, F. et al. Effect of plant richness on the dynamics of coarse particulate organic matter in a brazilian Savannah

- stream. *Limnologica*, v.63, p.57-64, 2017.
<https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.02.002>
43. RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P.; RIBEIRO, J.F. (Ed.). *Cerrado: ecologia e flora*. Brasília/DF: Embrapa Cerrados/Embrapa Informação Tecnológica, v.1, p.151-212, 2008.
44. RUHÍ, A.; DATRY, T.; SABO, J.L. Interpreting beta-diversity components over time to conserve metacommunities in highly dynamic ecosystems. *Biological Conservation*, v.31, p.1459-1468, 2017. <https://doi.org/10.1111/cobi.12906>.
45. SÁ JÚNIOR, A.; CARVALHO, L.G.; SILVA, F.F.; ALVES, M.C. Application of the Köppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. *Theoretical and Applied Climatology*, v.108, n.1-2, p. 1-7, 2012.
<https://doi.org/10.1007/s00704-011-0507-8>
46. SILVA JUNIOR, M.C. *100 Árvores do Cerrado - sentido restrito: guia de campo* – Brasília, Ed Rede de Sementes do Cerrado, 2012, 304p.
47. SILVA JÚNIOR, M.C.; FELFILI, J.M.; NOGUERIA, P. E.; REZENDE A. V. Análise florística das matas de galeria do Distrito Federal. In: RIBEIRO, J. F. (editor). *Cerrado: Matas de galeria*. Planaltina, DF. 1998, p.53-84.
48. SILVA, P.E.N. *Estado nutricional de comunidades arbóreas em quatro matas de galeria na região dos cerrados do Brasil Central*. 1991, 111p. Dissertação (Mestrado). Universidade de Brasília, Brasília, DF.
49. SILVA, T.M.C.; CARVALHO, W.A.C.; TERRA, M.C.N.S. et al. Anthropogenic disturbances as the main driver of a semideciduous seasonal forest fragment in Minas Gerais. *Rodriguésia* v.70, 2019. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201970065>
50. SILVA, W.M. *Levantamento das espécies de dois trechos de mata de galeria na sub-bacia do Taquaruçu Grande, município de Palmas- TO: Composição, estrutura e relação planta-solo*. 2012, 44p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecótonos da Fundação Universidade Federal de Tocantins.
51. SILVA, W.M.; LOLIS, S.F.; VIANA, R.H.O. Composition and structure of the gallery forest in the Taquaruçu Grande Sub-basin, Municipality of Palmas, Tocantins State. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v.38, n.1, p.17-24, 2016.
52. SILVEIRA, F.A.O.; NEGREIROS, N.P.U.; BARBOSA, E. et al. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant Soil*, v.403, p.129-152, 2016.
<https://doi.org/10.1007/s11104-015-2637-8>
53. SILVEIRA, I. M. *Padrões de ocorrência de espécies lenhosas em vertentes de Matas de galeria no Distrito Federal*. 2020, 94p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, DF.
54. SOCOLAR, J.B.; GILROY, J.J.; KUNIN, W.E. et al. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in ecology & evolution*, v.31, n.1, p.67-80, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005>
55. *The International Plant Names Index*. 2012. Disponível em: <http://www.ipni.org/>. Acesso em 26 de Março de 2017.

56. TUOMISTO, H. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography*, v.33, p.2-22, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05880.x>
57. VIEIRA, A.D. *Diversidade alfa e padrões estruturais de uma Floresta Estacional Semidecidual no Alto Jequitinhonha*. 2015, 63p. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais.
58. WHITTAKER, R.H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecol.Monogr.*, v.30, p.279–338, 1960. <https://doi.org/10.2307/1943563>
59. WILKINSON, L. *Venneuler: Venn and Euler Diagrams*. R package version 1.1-0 [online], 2011. Available from: <http://CRAN.R-project.org/package=venneuler>