



Ministério da Educação – Brasil  
Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM  
Minas Gerais – Brasil  
Revista Vozes dos Vales: Publicações Acadêmicas  
Reg.: 120.2.095 – 2011 – UFVJM  
ISSN: 2238-6424  
QUALIS/CAPES – LATINDEX  
Nº. 18 – Ano IX – 10/2020  
<http://www.ufvjm.edu.br/vozes>

## **Estrutura e relação vegetação-ambiente de uma Floresta Estacional Semidecidual na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço**

Thaís Ribeiro Costa  
Doutoranda em Ciência Florestal  
Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri  
<http://lattes.cnpq.br/6760078833393368>  
E-mail: [thaisribeiro.florestal@gmail.com](mailto:thaisribeiro.florestal@gmail.com)

Cristiane Coelho de Moura  
Doutoranda em Ciência Florestal  
Mestre em Ciência Florestal  
Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri  
<http://lattes.cnpq.br/8485099797100386>  
E-mail: [kinha\\_dtina@yahoo.com.br](mailto:kinha_dtina@yahoo.com.br)

Leovandes Soares da Silva  
Doutorando em Ciência Florestal  
Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri  
<http://lattes.cnpq.br/2203895481009630>  
E-mail: [leosoares.ef@gmail.com](mailto:leosoares.ef@gmail.com)

Darlina da Costa Fonseca  
Doutora em Ciência Florestal  
Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri  
<http://lattes.cnpq.br/2955602942165851>  
E-mail: [darlyfosnseca@yahoo.com](mailto:darlyfosnseca@yahoo.com)

Thiago José Ornelas Otoni  
Mestre em Ciência Florestal  
Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri  
<http://lattes.cnpq.br/4325338679722782>  
E-mail: [tj.otoni@gmail.com](mailto:tj.otoni@gmail.com)

Prof. Dr. Evandro Luiz Mendonça Machado  
Professor na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri  
<http://lattes.cnpq.br/3154666906400484>  
E-mail: [machadoelm@gmail.com](mailto:machadoelm@gmail.com)

**Resumo:** Fatores evolutivos, bióticos e abióticos agem como filtros na composição e estrutura das comunidades vegetais. Com base nisto, o presente estudo objetivou avaliar os padrões florísticos-estruturais da comunidade arbórea de uma Floresta Estacional Semidecidual e verificar se variações nas condições ambientais atuam como estruturadores dessa vegetação. O fragmento em estudo está localizado no Parque Estadual do Biribiri (Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço, Minas Gerais). Foram calculados parâmetros fitossociológicos e efetuadas análises multivariadas de redundância (RDA). Foram registradas 69 espécies, obtendo-se uma densidade de 2601 ind.ha<sup>-1</sup> e área basal de 6,1 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. A comunidade arbórea apresentou índice de diversidade de Shannon equivalente a  $H' = 3,20$  nats/indivíduo, correlacionado à baixa dominância ecológica (alta equabilidade de Pielou,  $J' = 0,76$ ). Devido às proporções de espécies pelos grupos ecológicos, com predominância das secundárias iniciais e pioneiras associadas ao baixo valor de área basal, pode inferir que o fragmento estudado se apresenta em estágio inicial de sucessão. Análises da RDA revelaram que variações na vegetação foram pouco explicadas pelo ambiente e pelo espaço. A grande proporção não explicada reforça a ideia de que padrões estocásticos, preconizados pela Teoria Neutra, podem prevalecer sobre os ambientais na estruturação da Floresta Estacional Semidecidual.

**Palavras-chave:** Conservação. Mata Atlântica. Parque Estadual do Biribiri. Teoria Neutra

## Introdução

Florestas Estacionais Semidecíduais do sudeste do Brasil são provavelmente um dos ecossistemas mais ameaçados e fragmentados do planeta (DEXTER et al, 2018). A manutenção de sua biodiversidade depende da conservação de fragmentos disjuntos imersos em paisagem antrópica (LORENZONNI, 2019). Estudos sobre os processos de distribuição dessa vegetação em escala regional têm fornecido relevantes orientações

para o manejo e definição de áreas estratégicas para conservação (OLIVEIRA-FILHO et al.; 2006; PENNINGTON et al. 2018). No entanto, ainda existem dúvidas sobre os mecanismos que permitem a coexistência de uma flora diversificada nesses ambientes (ABREU et al. 2012; MARCUZOO et al. 2013). Portanto, este estudo é uma pequena contribuição para preencher essa lacuna.

Em escala geográfica regional, a heterogeneidade florística em florestas parece estar associada a variações climáticas e altitudinais (OLIVEIRA-FILHO E FONTES, 2000). Mesmo no interior de pequenos fragmentos, diferentes condições fisiográficas podem resultar em um gradiente de microcondições, incluindo variações na declividade, drenagem, carreamento de nutrientes do solo, dentre outros (RODRIGUES, 2007) Estes fatores podem funcionar como filtros ambientais, sendo determinantes na distribuição e abundância de espécies arbóreas e na organização espacial da vegetação (CAMARGOS et al. 2008; VIEIRA 2015; LOEBENS et al. 2018;)

Na Reserva da Biosfera do Espinhaço, em particular, as florestas estacionais semidecíduais estão condicionadas a uma variação de condições eco-climáticas e fisiográficas (topografia, sazonalidade de precipitação, fertilidade e drenagem do solo, etc), e frequentemente ocupam encostas de interflúvios (Oliveira-Filho *et al.* 2006). Como a Reserva compreende áreas limítrofes entre três importantes Domínios Fitogeográficos (Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica) (CONCEIÇÃO et al. 2016)., essas formações atuam como “corredores” que possibilitam o fluxo de espécies, apresentando flora fitodiversa e com altos níveis de endemismo (DEXTER et al. 2018)

A despeito de sua riqueza biológica e funcionalidade no ecossistema, estas áreas têm sido extensivamente exploradas desde o período colonial, relacionada principalmente à atividade de mineração e agropecuária (SANTOS et al. 2012). Devido à esse histórico de exploração, a maior parte dos fragmentos encontram-se degradados, e os ambientes conservados estão inseridos principalmente nas Unidades de Conservação (DEXTER, 2018). A fragmentação pode aumentar o isolamento desses fragmentos, reduzindo consideravelmente o fluxo gênico de espécies e modificando a estrutura da comunidade (SOBRAL-SOUZA, 2015).

Com ambientes tropicais mudando rapidamente, os maiores desafios atuais são reduzir as intervenções destrutivas e reestabelecer a conectividade entre os fragmentos

florestais (SANTANA et al. 2020). Para isso, é necessário melhorar nossa compreensão sobre a composição das espécies e dos mecanismos ecológicos que atuam nos padrões estruturais dessas florestas. Só assim, será possível garantir a conservação de sua diversidade única que pode representar recursos vitais subjacentes futuros sustentáveis em países tropicais (PENNINGTON et al. 2018).

Nesse sentido, este estudo tem como objetivo investigar a relação entre distribuição de espécies arbóreas e variáveis de solo em uma Floresta Estacional Semidecidual fragmentada em dois trechos, e que, portanto, poderia oferecer diferentes condições de estabelecimento para espécies arbóreas. Portanto, a hipótese norteadora sobre a estrutura da floresta é que existem variação na abundância de espécies ao longo dos trechos, sujeita inicialmente a variações do solo. Assim, procuramos responder às seguintes questões: a) Qual é a estrutura do componente arbóreo de uma Floresta Estacional Semidecidual em uma porção do Espinhaço Meridional? b) Quais são os principais fatores que afetam a distribuição de abundância local das espécies?

## **Material e Métodos**

### **Caracterização da área de estudo**

Esse estudo foi realizado na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço (RBSE) que apresenta aproximadamente 43% da sua área composta por unidades de conservação de proteção integral. O trecho amostrado encontra-se em uma porção da Serra do Espinhaço Meridional (SdEM), no estado de Minas Gerais Brasil (ANDRADE et al., 2018).

O estudo foi conduzido no interior da unidade de conservação de proteção integral Parque Estadual do Biribiri (PEB) situada na região norte de Minas Gerais (43° 46' 37,12" S e 17° 48' 22,17" W). De acordo com o sistema de classificação Köppen, o clima da região é tropical úmido, do tipo Cwb, com temperaturas médias anuais de 20°C e pluviosidade variando de 1.250 a 1.500 mm (INMET, 2020).

O relevo da área apresenta superfície bastante irregular com altitude variando entre 650 m a 1350 m, formada essencialmente por litologias do supergrupo Espinhaço, composta por rochas quartizíticas e filíticas. As classes de solo predominantes são

Neossolos Litólicos e Quartzarênicos, embora nos trechos do fragmento em estudo sejam mais frequentes os Cambissolos (SILVA et al. 2005).

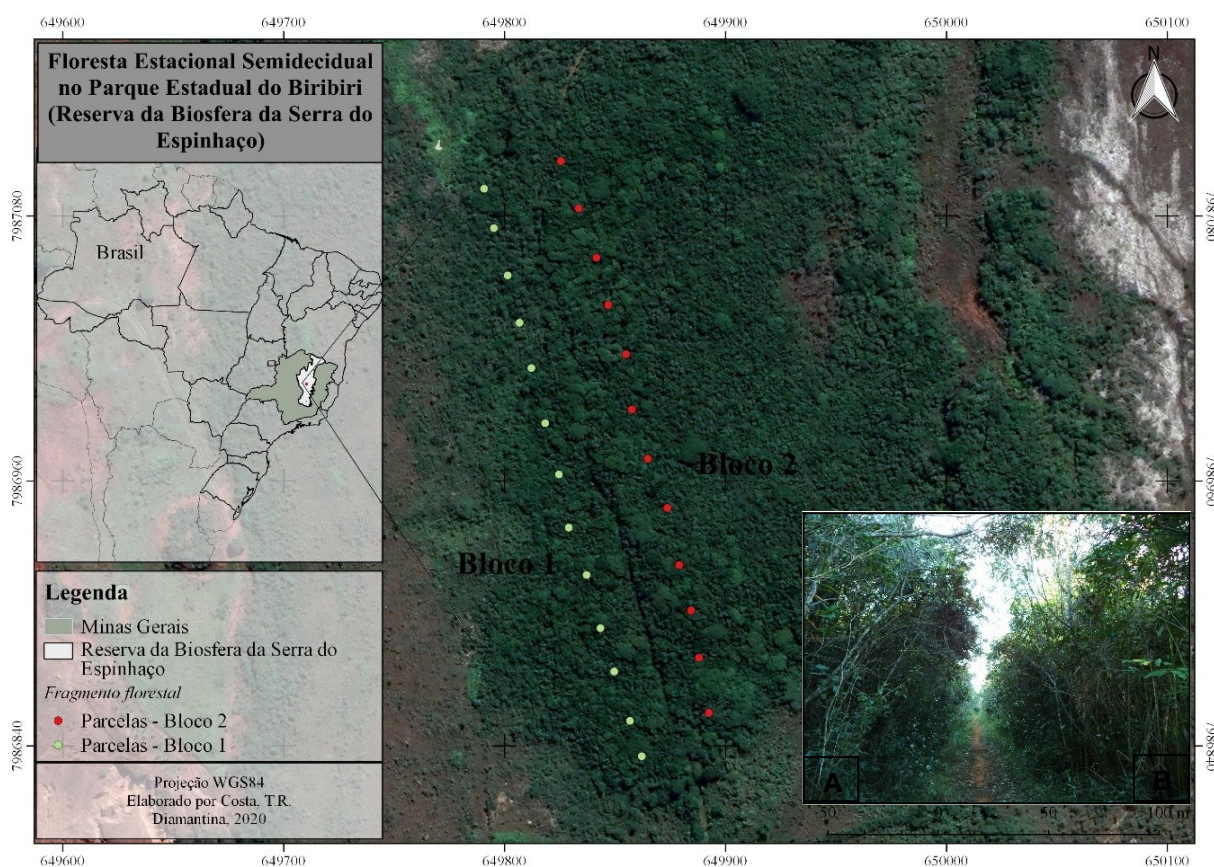
A vegetação do PEB é formada pelos contatos entre os domínios do Cerrado da Mata Atlântica Portanto, a paisagem compreende áreas transicionais entre as formações campestres (Campos Rupestres e Campos Limpos) e Florestas Estacionais Semidecíduais.

Muitas das formações florestais do Parque encontram-se antropizadas. Antes da implementação da Unidade de Conservação as principais fontes de degradação desses ambientes eram as atividades antrópicas como retirada de madeira, criação de gado, extração de cascalho e queimadas. No Parque Estadual do Biribiri (PEB) a prática da queimada ainda é sucessiva e um dos principais motivos de alteração na área principalmente para pastagem e manejo do campo para a coleta das Sempre Vivas (Ávila e Souza, 2012).

### **Seleção do fragmento e coleta das variáveis ambientais**

O fragmento florestal selecionado possui uma área de aproximadamente 12 hectares, situada entre as coordenadas geográficas 18° 14' 53" S e 43° 39' 57" O e 18° 02' 15" S e 43°29' 36" O. A matriz circundante compreende uma antiga área de extração de cascalho intercalada com e vegetação natural de Campo Limpo. Além disso, o fragmento encontra-se em estado de degradação, decorrente do corte seletivo de madeira.

Para a amostragem da vegetação foram utilizadas parcelas de área fixa de 400 m<sup>2</sup> (20 x 20 m). Foram alocadas de forma sistemática 25 parcelas, totalizando uma área de amostragem de 1,0 ha. O fragmento foi dividido em dois blocos, sendo 12 parcelas no primeiro bloco e 13 parcelas no segundo. A demarcação das parcelas foi feita seguindo uma orientação paralela à trilha principal que corta o fragmento.



**Figura 1.** Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, no Parque Estadual do Biribiri, localizado na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço (Minas Gerais – Brasil). Onde: A- Bloco 1; B- Bloco 2.

Nas unidades amostrais, foram identificados e etiquetados, todos os indivíduos arbóreos vivos com circunferência à 1,30 m do solo (CAP) maior ou igual a 9.4 cm.

A identificação das plantas, sempre que possível, foi feita *in situ*. Já o material botânico coletado foi depositado no Herbário Dendrológico Jeanine Felfili (HDJF) da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). A identificação deste material foi feita com base nas literaturas científicas, consulta a especialistas e ao acervo deste herbário. As espécies arbóreas foram classificadas Angiosperm Phylogeny Group IV (APG, 2016). Para verificação de grafia e sinónimas nomenclaturais utilizaram-se bancos de dados online Flora do Brasil 2020 (em construção).

Para obtenção das propriedades químicas do solo foram coletadas, em cada parcela, de forma sistemática amostras de solo superficial (0-20 cm). O material foi

enviado para o Laboratório de Caracterização de Substratos (UFVJM), seguindo o protocolo adotado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2006).

### **Análise dos dados**

A estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva foi descrita a partir do cálculo dos parâmetros fitossociológicos clássicos descritos por Mueller-Dombois & Ellenberg (2002). A diversidade alfa do fragmento foi calculada pelos índices de diversidade de Shannon (H') e de equabilidade de Pielou (J').

Para definição da composição dos grupos ecológicos, as espécies foram classificadas em grupos sucessionais: pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias, conforme a classificação proposta por Gandolfi *et. al.* (1995).

Foram preparadas distribuições de densidades de árvores por classes diamétricas tanto para a comunidade quanto para as cinco espécies de maior valor de importância. Para as distribuições diamétricas, foram empregados intervalos de classe com amplitudes de 5 cm, conforme descrito por Apolinário (2005).

Para realizar as comparações das variáveis de solo entre cada bloco do fragmento foi aplicado o teste não paramétrico de Mann Whitney ( $p < 0,05$ ) com auxílio do software *Bioestat*. Essas variáveis foram padronizadas pela média e desvio padrão, que permite que comparações entre variáveis desuniformes sejam possíveis (FELFILI *et al.* 2007).

Análises Canônicas de Redundância (RDA's) foram utilizadas para verificar a fração de explicação das variáveis preditoras (ambientais) sobre os padrões de composição das espécies. Para esta análise, foram empregadas três matrizes: a primeira com os dados do número de área basal (biomassa) das espécies; a segunda composta pelas variáveis ambientais de cada parcela (propriedades químicas e físicas do solo) e a última matriz com as coordenadas geográficas de cada parcela.

As coordenadas geográficas foram utilizadas para criar variáveis espaciais (MEMs – Moran's Eigenvector Maps) e entender melhor a influência do espaço na distribuição das espécies na comunidade. Foram criados 24 MEMs, dentre os quais apenas três foram

significativos e selecionados para o modelo pelo método forward selection (BLANCHET et al, 2008).

As análises foram realizadas no software R (R Development Core Team 2016), usando especificamente os pacotes vegan (OKSANEN et al., 2013), ade4 (DRAY & DUFOUR, 2007), packfor (DRAY, 2013), spacemakeR (DRAY, 2013), venneuler (WILKINSON, 2011) e tripack (RENKAET al., 2013).

## **Resultados e Discussão**

### **Composição florística**

Foram amostrados 2601 indivíduos, sendo estes divididos em 69 espécies, pertencentes a 58 gêneros e 36 famílias botânicas (Tabela 1).

As famílias que apresentaram maior riqueza em espécies foram: Fabaceae (7), Myrtaceae (7), Lauraceae (5), Rubiaceae (4), Asteraceae (3) e Melastomataceae (3). Essas famílias representam 42% da flora amostrada, além disso, foi verificado que 21 famílias (58,3%) foram amostradas por uma única espécie.

As famílias mencionadas possuem grande destaque nos estudos de Floresta Estacional Semidecidual no estado de Minas Gerais (SANTOS et al. 2012; VIEIRA et al. 2013; PASCHOAL et al. 2015; BORGES e AZEVEDO 2017, SANTANA et al.,2019).

A família Fabaceae possui distribuição cosmopolita e plasticidade ambiental (CANTUÁRIA et al. 2017). Além disso, suas espécies auxiliam na fixação de nitrogênio no solo e incorporação de matéria orgânica. Estas características auxiliam a promover alterações microambientais, permitindo, assim, o estabelecimento de espécies mais exigentes, principalmente em condições de solos de baixa fertilidade e ambiente perturbado como a FES do PEB. A família Myrtaceae, por sua vez, pode apresentar suma importância para a dinâmica e restauração ecológica do fragmento, pois contribui para a dispersão e fonte de alimentos para fauna local (GRESSLER, et al. 2006) e consequentemente a entrada de propágulos de diferentes plantas.

Para a comunidade total, as espécies que se destacaram pelo valor de importância (VI) foram: *Eremanthus incanus*, *Pleroma candolleanum*, *Tachigali rugosa* *Xylopia sericea*,, *Roupala montana*, *Myrcia amazônica* , *Ocotea odorífera*, *Swartzia*



*apelata*, *Cupania vernalis* e *Dimorphandra mollis*, As 10 espécies mais importantes somaram 65,68% do valor de importância, perfizeram 68,61 % da densidade total de indivíduos e 74,84% da dominância total (Tabela 1).

*Eremanthus incanus*, destacou-se em todos os parâmetros observados. É uma espécie endêmica do Brasil e encontra-se nos domínios fitogeográficos da Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica, e sua área de ocorrência está restrita nos estados da Bahia e Minas Gerais (REFLORA, 2020). Desenvolve-se em formações campestres e também em formações menos densas de florestas, pois é uma espécie heliófila que necessita da exposição à luz solar (JUNIOR et al., 2017). A densidade de clareiras no fragmento pode ter favorecido a colonização da espécie, pois comporta-se como pioneira e oportunista em locais perturbados (LOPES et al, 2013). Devido ao seu desempenho na colonização de áreas tem potencial de uso para programas de recuperação de áreas degradadas no PEP (AMARAL et al. 2013)

A densidade de indivíduos encontrada para as três espécies mais importantes (*P. candolleianum* 393 ind.ha<sup>-1</sup>, *E. incanus* com 348 ind.ha<sup>-1</sup> e *T. rugosa* com 180 ind.ha<sup>-1</sup>), perfazem 35 % da densidade amostrada. Por outro lado, 12 espécies foram representadas por apenas um indivíduo e 25 espécies obtiveram VI inferior a 1%.

Esse padrão de poucas espécies contribuírem com o maior percentual da densidade total é conhecido como dominância ecológica, e é bastante comum em florestas tropicais (WHITMORE, 1990), especialmente nos locais onde há extremos de disponibilidade de recursos (baixa fertilidade e umidade do solo, por exemplo). A dominância ecológica aqui registrada sugere fragilidade adicional aos ecossistemas fragmentados como no caso do presente estudo, pois a perda de alguns indivíduos pode ocasionar a perda de diversidade de espécies (FAGUNDES et al, 2019).

**Tabela 1.** Parâmetros fitossociológicos do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Estadual do Biribiri. Em que: GE = Grupo ecológico (Pi = pioneira, Si= secundária inicial e St= secundária tardia; DA = Densidade Absoluta; DR = Densidade Relativa; FA = Frequência Absoluta; FR = Frequência Relativa; DoA = Dominância Absoluta; DoR = Dominância Relativa; VI = Valor de Importância.

Família/Espécies	GE	DA		FA		DOA		VI
		ind/ha	%		%	m <sup>2</sup> /ha	%	
<b>Anacardiaceae</b>								
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Si	5	0,19	0,16	0,74	0,0058	0,0942	1,03
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) <i>J.D.Mitch.</i>	Si	36	1,38	0,40	1,86	0,0781	1,2700	4,51
<b>Annonaceae</b>								
<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.- <i>Hil.</i>	Si	14	0,54	0,24	1,11	0,0146	0,2366	1,89
<i>Xylopia sericea</i> A.St.- <i>Hil.</i>	Si	183	7,04	0,84	3,90	0,3753	6,1010	17,03
<b>Araliaceae</b>								
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	Si	1	0,04	0,04	0,19	0,0043	0,0692	0,29
<b>Asteraceae</b>								
<i>Baccharis dentata</i> (Vell.) <i>G.M.Barroso</i>	Pi	23	0,88	0,36	1,67	0,0350	0,5690	3,12
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) <i>MacLeish</i>	Pi	15	0,58	0,12	0,56	0,0234	0,3803	1,51
<i>Eremanthus incanus</i> (Less.) Less.	Pi	348	13,38	1,00	4,64	0,8977	14,5924	32,61
<b>Bigoniaceae</b>								
<i>Jacaranda micrantha</i> <i>Cham.</i>	Pi	11	0,42	0,20	0,93	0,0340	0,5529	1,90
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Pi	1	0,04	0,04	0,19	0,0016	0,0263	0,25
<b>Burseraceae</b>								
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Si	35	1,35	0,56	2,60	0,0519	0,8444	4,79
<b>Calophyllaceae</b>								
<i>Kielmeyera lathrophyton</i> <i>Saddi</i>	Pi	13	0,50	0,28	1,30	0,0183	0,2971	2,10
<i>Calophyllum brasiliense</i> <i>Cambess.</i>	Pi	9	0,35	0,36	1,67	0,0208	0,3389	2,35
<b>Chrysobalanaceae</b>								
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	Si	2	0,08	0,08	0,37	0,0072	0,1163	0,56
<b>Clethraceae</b>								
<i>Clethra scabra</i> Pers.	St	4	0,15	0,12	0,56	0,0048	0,0778	3,38
<b>Combretaceae</b>								
<i>Buchenavia tomentosa</i> <i>Eichler</i>	Si	14	0,54	0,44	2,04	0,0495	0,8049	1,73

Família/Espécies	GE	DA ind/ha	DR %	FA	FR %	DOA m <sup>2</sup> /ha	DOR %	VI
<i>Terminalia brasiliensis</i> (Cambess.) Eichler	Pi	10	0,38	0,16	0,74	0,0373	0,6070	7,33
<b>Erythroxylaceae</b>								
<i>Erythroxylum</i> <i>pelleterianum</i> A.St.-Hil.	Si	62	2,38	0,64	2,97	0,1218	1,9807	0,56
<b>Euphorbiaceae</b>								
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Si	2	0,08	0,08	0,37	0,0068	0,1107	0,49
<b>Fabaceae</b>								
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Si	2	0,08	0,08	0,37	0,0024	0,0396	6,08
<i>Copaiba langsdorffii</i> (Hayne) Kuntze	St	40	1,54	0,56	2,60	0,1199	1,9488	7,60
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth	Si	62	2,38	0,68	3,15	0,1269	2,0629	0,49
<i>Inga affinis</i> DC.	Si	2	0,08	0,08	0,37	0,0028	0,0461	0,26
<i>Senna aristeguietae</i> H.S.Irwin & Barneby	Pi	1	0,04	0,04	0,19	0,0020	0,0333	12,86
<i>Swartzia apetala</i> Raddi	Pi	130	5,00	0,88	4,08	0,2325	3,7791	27,36
<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. ex Benth.) Zarucchi & Pipoly	Si	180	6,92	0,92	4,27	0,9946	16,1676	1,81
<b>Lamiaceae</b>								
<i>Vitex polygama</i> Cham.	Pi	8	0,31	0,20	0,93	0,0354	0,5754	1,64
<b>Lauraceae</b>								
<i>Cryptocarya</i> <i>aschersoniana</i> Mez	St	10	0,38	0,20	0,93	0,0202	0,3283	0,24
<i>Ocotea</i> sp.	Sc	1	0,04	0,04	0,19	0,0010	0,0166	12,70
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	Si	134	5,15	0,80	3,71	0,2363	3,8415	0,25
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	St	1	0,04	0,04	0,19	0,0018	0,0291	1,09
<i>Ocotea spixiana</i> (Nees) Mez	St	8	0,31	0,12	0,56	0,0137	0,2220	0,25
<b>Malpighiaceae</b>								
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	Pi	1	0,04	0,04	0,19	0,0014	0,0230	0,26
<i>Byrsonima</i> sp	Sc	1	0,04	0,04	0,19	0,0024	0,0396	1,00
<b>Malvaceae</b>								
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	Si	6	0,23	0,12	0,56	0,0131	0,2132	0,47
<b>Melastomataceae</b>								
<i>Miconia pepericarpa</i> DC.	Pi	4	0,15	0,04	0,19	0,0080	0,1295	5,99
<i>Miconia trianae</i> Cogn.	Pi	45	1,73	0,64	2,97	0,0797	1,2948	33,49
<i>Pleroma candolleanum</i>	Pi	393	15,11	1,00	4,64	0,8451	13,7376	0,57

(Mart. ex DC.) Triana

**Monimiaceae***Mollinedia triflora*  
(Spreng.) Tul.

Si 4 0,15 0,04 0,19 0,0142 0,2302 0,31

Família/Espécies	GE	DA		FA		DOA		VI
		ind/ha	DR %	FR %	m <sup>2</sup> /ha	DOR %		
<b>Moraceae</b>								
<i>Brosimum glaziovii</i> Taub.	Si	2	0,08	0,04	0,19	0,0029	0,0479	6,27
<b>Myrtaceae</b>								
<i>Gomidesia sellowiana</i> O.Berg	Si	62	2,38	0,48	2,23	0,1021	1,6601	13,68
<i>Myrcia amazonica</i> DC.	Pi	151	5,81	0,96	4,45	0,2103	3,4193	1,28
<i>Myrcia</i> sp	Sc	5	0,19	0,12	0,56	0,0327	0,5317	1,69
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Si	8	0,31	0,20	0,93	0,0283	0,4594	2,12
<i>Myrcia velutina</i> O.Berg	Si	16	0,62	0,16	0,74	0,0468	0,7606	0,81
<i>Psidium</i> sp.	Sc	4	0,15	0,12	0,56	0,0061	0,0994	1,31
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	St	9	0,35	0,16	0,74	0,0134	0,2173	0,28
<b>Nyctaginaceae</b>								
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Si	1	0,04	0,04	0,19	0,0037	0,0604	0,55
<b>Ochnaceae</b>								
<i>Ouratea polygyna</i> Engl.	St	3	0,12	0,08	0,37	0,0039	0,0641	3,05
<b>Peraceae</b>								
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	Si	22	0,85	0,32	1,48	0,0445	0,7227	0,24
<b>Primulaceae</b>								
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Si	1	0,04	0,04	0,19	0,0009	0,0151	1,41
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Si	8	0,31	0,20	0,93	0,0110	0,1785	3,19
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	Pi	21	0,81	0,36	1,67	0,0438	0,7122	15,57
<b>Proteaceae</b>								
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Si	133	5,11	0,88	4,08	0,3922	6,3751	0,24
<b>Rhamnaceae</b>								
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Pi	1	0,04	0,04	0,19	0,0009	0,0140	0,51
<b>Rosaceae</b>								
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pi	2	0,08	0,08	0,37	0,0040	0,0646	7,25
<b>Rubiaceae</b>								
<i>Chomelia sericea</i>	St	43	1,65	0,68	3,15	0,1502	2,4413	2,19

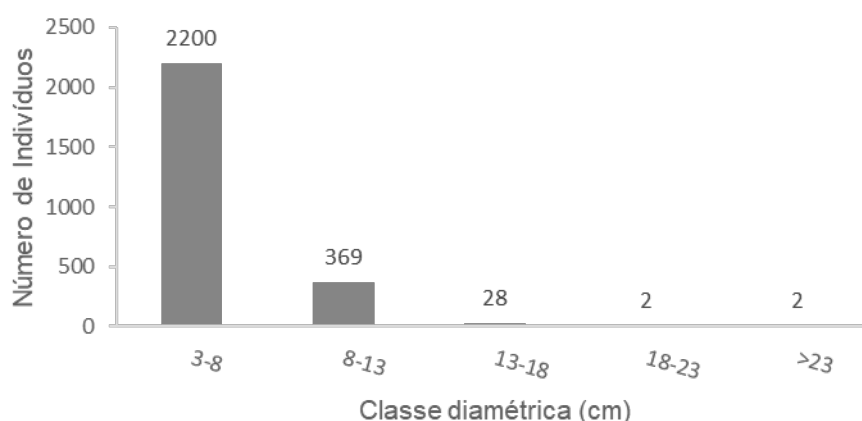
<i>Müll.Arg.</i>									
<i>Faramea cyanea Müll.Arg.</i>	Sc	14	0,54	0,28	1,30	0,0217	0,3530	3,30	
<i>Palicourea rigida Kunth</i>	Si	26	1,00	0,40	1,86	0,0273	0,4441	0,24	
<i>Rudgea sessilis (Vell.) Müll.Arg.</i>									
	Si	1	0,04	0,04	0,19	0,0010	0,0157	4,26	
<b>Salicaceae</b>									
<i>Casearia sylvestris Sw.</i>	Si	38	1,46	0,44	2,04	0,0467	0,7590	8,60	
<b>Sapindaceae</b>									
<i>Cupania vernalis Cambess.</i>									
	Si	80	3,08	0,72	3,34	0,1341	2,1803	3,78	
<i>Toulicia laevigata Radlk.</i>	Pi	26	1,00	0,40	1,86	0,0569	0,9250	0,24	
	<b>GE</b>				<b>FA</b>				<b>VI</b>
<b>Família/Espécies</b>		<b>DA ind/ha</b>	<b>DR %</b>		<b>FR %</b>	<b>DOA m<sup>2</sup>/ha</b>	<b>DOR %</b>		
<b>Sapotaceae</b>									
<i>Pouteria gardneri (Mart. &amp; Miq.) Baehni</i>									
	St	1	0,04	0,04	0,19	0,0010	0,0157	5,27	
<b>Simaroubaceae</b>									
<i>Simarouba versicolor A.St.-Hil.</i>									
	Si	41	1,58	0,52	2,41	0,0787	1,2792	3,97	
<b>Theaceae</b>									
<i>Gordonia fruticosa (Schrad.) H.Keng</i>									
	St	27	1,04	0,44	2,04	0,0548	0,8902	0,59	
<i>Laplacea tomentosa (Mart.) G.Don</i>									
	St	3	0,12	0,08	0,37	0,0065	0,1052	0,74	
<b>Vochysiaceae</b>									
<i>Qualea grandiflora Mart.</i>									
	Pi	3	0,12	0,12	0,56	0,0040	0,0646	4,41	
<i>Vochysia tucanorum Mart.</i>	Pi	28	1,08	0,44	2,04	0,0798	1,2964		
<b>Total</b>		2601	100	21,56	100	6,15	100	300	

Quanto aos padrões de diversidade, o índice de diversidade de Shannon (H') estimado foi de 3,20 nats. Ind<sup>-1</sup>, sendo compatível com os valores obtidos nas Florestas Semidecíduais do estado de Minas Gerais, que variam entre 3,2 e 4,02 (MEIRA-NETO & MARTINS 2000; SILVA et. al. 2004; VIEIRA et al. 2015; PASCHOAL et al. 2016). O valor obtido para a equabilidade (J') foi de 0,76, o que indica heterogeneidade florística relativamente baixa para o componente arbóreo, confirmando os padrões de dominância ecológica descritos anteriormente.

Além disso, o valor de área basal calculada para a comunidade pode ser considerada abaixo da média ( 6,10 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>), se comparada à maioria dos levantamentos à formações de florestas estacionais que ocorrem na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço Meridional (SANTOS et al, 2012; VIEIRA, 2015).

A ausência de árvores de maior biomassa pode estar relacionada principalmente ao passado de exploração nesse fragmento. O corte seletivo de madeira pode ter induzido a abertura de clareiras, favorecendo o estabelecimento de espécies pioneiras de menor porte (CROUZEILLES, 2016). Acrescenta-se que a trilha que divide o fragmento é passagem de pessoas e animais, que contribuem para o aumento do impacto na área. Nessa situação, mesmo depois de anos pós-perturbação, o processo de sucessão secundária não conseguiria alcançar plenamente estágios mais avançados.

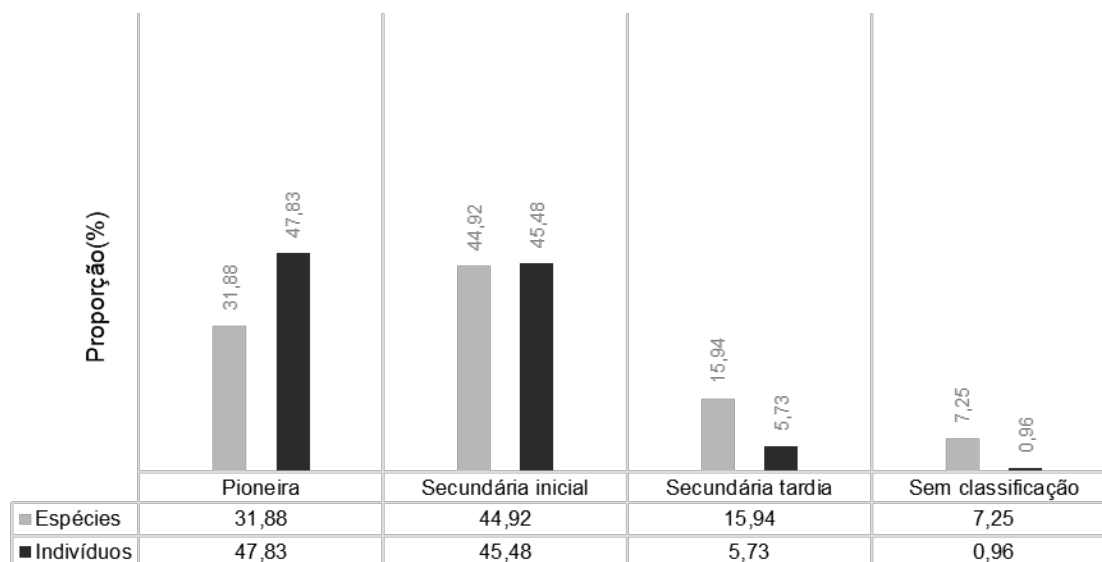
De fato, foi encontrada alta concentração de indivíduos (> 80%) nas classes de DAP < 8 cm, com acentuado decréscimo nas classes superiores. A distribuição diamétrica da comunidade foi representada por um modelo de sucessão do tipo J-invertido (Figura 2), comum em formações sob processo de sucessão.



**Figura 2.** Distribuição diamétrica do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Estadual do Biribiri, Reserva da Biosfera do Espinhaço- Minas Gerais.

Complementarmente, das 67 espécies amostradas nesse estudo, 44,8% foram agrupadas como secundárias iniciais, 15,9% em secundárias tardias e 31,9% são pioneiras registradas no presente estudo (Figura 3). Em relação ao número de indivíduos também foi encontrado uma proporção semelhante, salvo o aumento da porcentagem para o grupo das pioneiras (47,8%). A porcentagem elevada de espécies secundárias iniciais pode ser explicada pelo histórico de fragmentação, perturbação e deciduidade periódica de determinadas espécies (GANDOLFI et al., 1995), sendo que o predomínio dessas indicam mau estado de conservação.

A partir dos resultados apresentados, pode-se inferir que o fragmento de floresta estudado se apresenta fortemente alterado e em estágio inicial de sucessão secundária



**Figura 3:** Distribuição sucessional das espécies e dos indivíduos em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no Parque Estadual do Biribiri, Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço – MG. Onde: N° sps - número de espécies e N° inds – número de indivíduos.

Apesar de amparado por uma Unidade de Conservação, os resultados obtidos sugerem a necessidade das seguintes estratégias para as áreas florestais do Parque Estadual do Biribiri a) preservação dos fragmentos para manutenção da diversidade e reabilitação dos processos ecológicos b) estabelecimento de corredores ecológicos para garantia do fluxo gênico da biota c) necessidade de restauração ecológica das formações florestais que foram submetidas a um histórico de degradação.

### Caracterização físico-química do solo

Os resultados da análise textural e química estão dispostos na Tabela 2. De modo geral, as análises indicam um solo argiloso com baixa disponibilidade de macronutrientes, sendo classificado como distrófico ( $P = 5 \text{ mg/dm}^3$ ,  $Mg^{2+} = 0,23 \text{ cmolc/dm}^3$ ,  $Ca^{2+} = 0,57 \text{ cmolc/dm}^3$ ,  $V = 3,46 \%$ ) e ácido ( $pH < 4,7$ ) segundo o critério estabelecido pela Embrapa (2006) (Tabela 2).

**Tabela 2.** Valores médios das variáveis de solo das 25 parcelas do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, no Parque Estadual do Biribir – Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço. Médias seguidas de letras diferentes nas linhas representam diferenças significativas pelo teste de Mann Whitney ( $p < 0,05$ ). Em que: acidez do solo (pH), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), alumínio (Al), acidez potencial (H+ Al), soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions efetiva (t), capacidade de troca de cátions a pH 7,0 (T), saturação por alumínio (m), saturação por bases (V) e matéria orgânica (MO).

Variáveis edáficas	Bloco 1	Bloco 2
PH	4.1 ± 0.89 a	4.82 ± 0.28 a
P mg/dm <sup>3</sup>	4.69 ± 1.48 a	4.46 ± 0.72 a
K mg/dm <sup>3</sup>	107.13 ± 38.08 a	78.24 ± 17.04 b
Ca cmolc/dm <sup>3</sup>	0.53 ± 0.2 a	0.58 ± 0.16 a
Mg cmolc/dm <sup>3</sup>	0.21 ± 0.07 a	0.24 ± 0.05 a
Al cmolc/dm <sup>3</sup>	4.23 ± 0.93 a	3.85 ± 0.68 a
H + Al cmolc/dm <sup>3</sup>	29.72 ± 7.52 a	28.7 ± 7.14 a
SB cmolc/dm <sup>3</sup>	1.01 ± 0.32 a	1.02 ± 0.2 a
t cmolc/dm <sup>3</sup>	5.23 ± 1.12 a	4.88 ± 0.76 a
T cmolc/dm <sup>3</sup>	30.72 ± 7.68 a	29.72 ± 7.2 a
m cmolc/dm <sup>3</sup>	74.98 ± 15.3 a	78.8 ± 3.92 a
V cmolc/dm <sup>3</sup>	3.16 ± 1.05 a	3.56 ± 0.77 a
M.O dag/kg	4.68 ± 0.98 a	5.17 ± 0.28 a
Areia dag/kg	26.96 ± 9.89 a	32.77 ± 11.54 a
Argila dag/kg	43.02 ± 10.35 a	43 ± 10.3 a
Silte dag/kg	24.55 ± 7.08 a	24.23 ± 7.21 a

Os teores de Al<sup>3+</sup>, acidez potencial (H + Al) e saturação por alumínio (m) indicam excesso de íons de alumínio. A elevada presença desse elemento normalmente resulta em toxicidade para muitas espécies de plantas (CAI et al, 2011), acarretando na redução do crescimento e o desenvolvimento das raízes, o que dificulta a absorção de água e nutrientes (MIGUEL et al., 2010), o que poderia limitar a ocorrência de um grupo considerável de espécies nos fragmentos amostrados, o que poderia ser mais uma justificativa para os baixos parâmetros fitossociológicos descritos anteriormente.

De forma geral o solo das 25 parcelas foi homogêneo para quase todas as variáveis químicas obtida. Destaca-se como exceção os valores de K, que apresentaram maiores valores nas unidades do Bloco 2. Como constatado em campo, este corresponde à porção mais degradada do fragmento, especialmente pela quantidade de clareiras e presença de árvores queimadas.

Portanto, a diferença dos teores de potássio pode ser reflexo dos diferentes graus de intensidade e frequência de incêndios nessa área. Em geral, aumento na



disponibilidade de K e outros nutrientes (RHEINHEIMER et al., 2003) são observados imediatamente pós-queima, em consequência do acúmulo de cinzas na superfície do solo. Entretanto, esses efeitos ocorrem em curto prazo, devido as perdas por lixiviação dos nutrientes (ação das chuvas, rebaixamento do lençol freático), o que pode resultar em concentrações até inferiores às observadas em solos que não sofreram ação do fogo (VERAS, 2015). Assim, esses processos podem gerar diferenças no padrão florístico e baixos parâmetros estruturais, principalmente no bloco mais antropizado do fragmento (Bloco 2).

### Partição da Variação Florística-Estrutural

Os resultados encontrados para a caracterização ambiental da área (solos ácidos, baixa disponibilização de nutrientes) podem ter influenciados os parâmetros estruturais da comunidade (dominância ecológica, baixos valores de área basal). Portanto, era esperado que a composição florística e estrutura da comunidade estivessem sob influência por alguma das condicionantes ambientais, com esses fatores avaliados atuando como filtros ambientais. No entanto, as análises de RDA não corroboraram com essa hipótese.

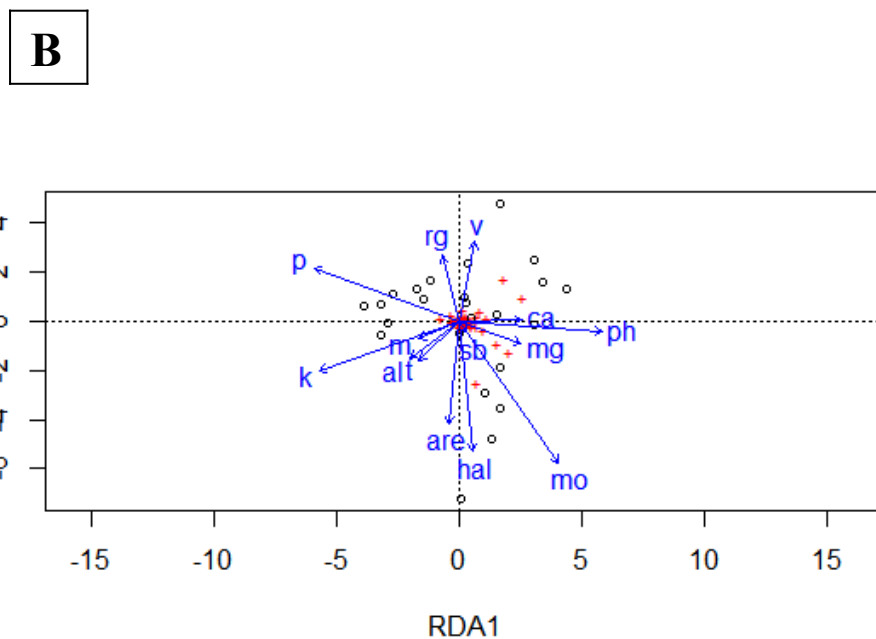
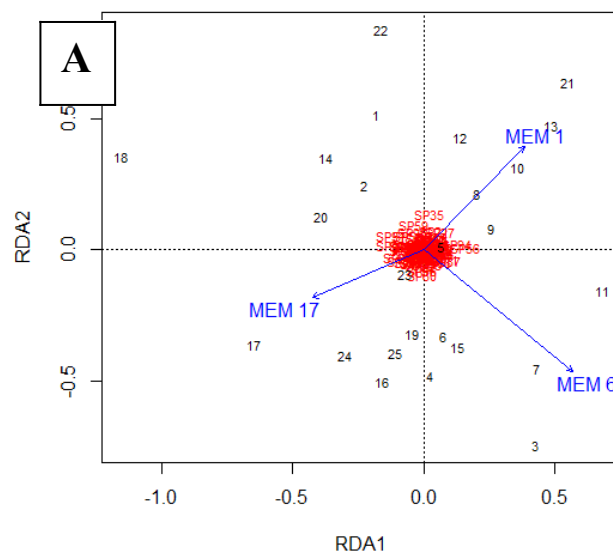
Assim, por meio da RDA foi observado que das variáveis ambientais mensuradas, três (potássio, cálcio e teor de argila) foram significativas ( $p < 0,05$ ), já em relação as variáveis espaciais apenas três apresentaram estruturação do componente arbóreo (MEM1, MEM 6 e MEM 17).

O primeiro eixo da RDA explicou apenas 11% da variabilidade dos dados e o segundo eixo 17% (Tabela 3). Verificou-se que a RDA produziu alta correlação espécie-ambiente nos dois primeiros eixos, entretanto com pequenos autovalores ( $< 0,5$ ), indicando gradientes curtos.

**Tabela 3.** Análise de Redundância (RDA) da relação vegetação- ambiente para 25 parcelas amostradas no fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do Parque Estadual do Biribiri , Reserva da Biosfera do Espinhaço - MG

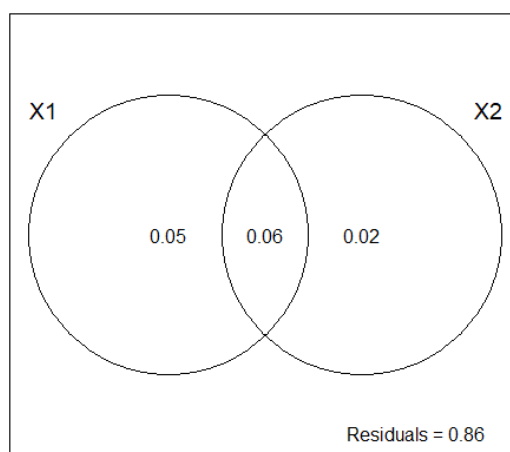
RDA	Eixo	
	1	2
Autovalores	0.111	0.066
Variância dos dados de espécies		
% da variação explicada	20	12
% cumulativa da variância explicada	20	32

Pelo padrão de distribuição da comunidade em função das variáveis ambientais e espaciais (Figura 3), é possível notar que as unidades amostrais, em sua maioria, não ocupam setores específicos do ambiente. Além disso, as espécies se concentraram na parte central dos diagramas, ou seja, não há uma boa separação das espécies ao longo do eixo em virtude das variáveis ambientais utilizadas. Assim, refutamos a hipótese inicial de que as condições ambientais influenciariam a estrutura da comunidade estudada.



**Figura 3.** Análises de Redundância (RDAs) em função de variáveis espaciais (A) e ambientais (B), para ambiente para 25 parcelas amostradas no fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do Parque Estadual do Biribiri, Reserva da Biosfera do Espinhaço - MG. Onde: (+) espécies; (°) parcelas

Em relação à partição da variância, testes de permutação para as análises de redundância foram significativos a 5 % de significância apenas para as variáveis ambientais. Foi verificado que essas variáveis explicaram apenas 5% ( $F= 1.426$ ,  $p= 0,008^*$ ) da variação total, enquanto que o espaço explicou 2% ( $F= 1,15$ ,  $p= 0,12^{ns}$ ). A porcentagem de explicação do ambiente estruturado pelo espaço correspondeu a 6%. Em decorrência disso, houve 86,3% de variação estocástica ou não explicável pelas variáveis disponíveis (Figura 4).



**Figura 4.** Diagrama de Venn da partição da variação da organização florístico-estrutural do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, Parque Estadual do Biribiri - MG. [x1] Variação explicada puramente pelas variáveis ambientais; [x2] variação explicada puramente pelas variáveis espaciais e [interseção x1/x2] variação explicada de forma compartilhada pelas variáveis ambientais e espaciais.

Estudos sobre diferentes comunidades biológicas para Cerrado e Mata Atlântica têm demonstrado alto percentual não explicado para variação florística (MARACAHIPES-SANTOS, 2017; DIAS, 2019). A grande proporção não explicada pela RDA reforça a ideia de que outros processos atuam nos padrões florísticos e estruturais, e que estes são inerentes da própria comunidade, independentemente das condições ambientais (LOEBENS et al, 2018).

Neste sentido, os resultados sugerem a importância de fatores de ordem endógena (como dispersão e competição intra e interespecífica) na estruturação e formação de manchas de indivíduos coespecíficos (CARVALHO et al., 2007), tendo sua distribuição e sobrevivência determinada por eventos estocásticos como sugerido pela Teoria Neutra (HUBBEL, 2001).

Apesar de serem variáveis de difícil controle, histórico de perturbação por fenômenos naturais e impactos antrópicos (vento, fogo, fluxo de animais e pessoas podem atuar na criação de um mosaico de diferentes eco-unidades (OLDEMAN, 1983). Fragmentos menores, como o da área estudada, são mais susceptíveis aos processos de degradação decorrentes da fragmentação e antropização, principalmente pelo aumento relativo do efeito-borda (SANTOS 2013).

Por ter sido submetido à uma região com forte influência antrópica antes da criação do Parque, esses distúrbios podem ser componente determinante na distribuição das espécies no fragmento. Nesse cenário, processos de degradação podem aumentar a dificuldade de dispersão para os indivíduos de diferentes espécies, influenciando os padrões de diversidade e estrutura da Floresta Estacional Semidecidual.

## **Conclusão**

O grande número de clareiras, a maioria formada pelo corte seletivo de madeira, favoreceu o estabelecimento e a predominância de indivíduos de espécies pioneiras, principalmente *Eremanthus incanus*. A baixa dominância e eqüabilidade mostrou também alta densidade de indivíduos de espécies pioneiras de menor porte e distribuição heterogênea das espécies no fragmento.

Foi evidenciada baixa influência das variáveis ambientais e espaciais na estruturação do fragmento florestal do PEP. As variações não explicadas sugerem que existam outros fatores influenciando a montagem da comunidade, principalmente relacionados aos processos estocásticos (competição, dispersão, extinção), o que é preconizado pela Teoria Neutra.

Considerando a dispersão dos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual na paisagem rupestre na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço, torna-se fundamental o conhecimento dos mecanismos geradores da diversidade e dos processos ecológicos que os governam. Essas informações são primordiais para direcionamento dos planos de manejo das Unidades de Conservação, que visem a restauração dessas áreas e garantia da conectividade dos fragmentos florestais.

## Referências

ABREU, M. F., PINTO, J. R. R., MARACAHIPES, L., GOMES, L., OLIVEIRA, E. A. de, MARIMON, B. S., MARIMON JUNIOR, B. H., FARIAS, J. de, LENZA, E. Influence of edaphic variables on the floristic composition and structure of the tree- shrub vegetation in typical and rocky outcrop cerrado areas in Serra Negra, Goiás State, Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 35 (3): 259-272, 2012.

AMARAL, W.G.; PEREIRA, I. MACHADO E.L.M.; OLIVEIRA, P.A; DIAS, L. G; MUCIDA D.P.; AMARAL, C.S. Relação das Espécies Colonizadoras com as características do Substrato em Áreas Degradadas na Serra do Espinhaço Meridional. *Biosci. J.*, Uberlândia, v. 29, Supplement 1, 2013. p. 1696-1707.

ANDRADE, M.A., DRUMMOND, G. M., DOMINGUES, S. A.; MARTINS, C.S., FRANCO, A.R. (Org.) et al. Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço Fase 2. Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço, Mab-Unesco. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. 2018.

APG. Angiosperm Phylogeny Group (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, 2016. p. 1–20.

APPOLINARIO, V, OLIVEIRA FILHO, A. T.; GUILHERME, F. A.G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. *Rev. bras. Bot.*, São Paulo, 28(2): 347-360, Junho 2005. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042005000200014>

ARAUJO, E. J. G.; DAVID, V. A.; SCOLFORO, H. C.; ANGELO AUGUSTO, J. M. E. Spatialization of Tree Species Diversity in the State of Minas Gerais. *Floresta e Ambiente*: 26(1): e20150206 Seropédica, 2019.

BLANCHET, F. G.; LEGENDRE, P.; BORCARD, D. Forward selection of explanatory variables. *Ecology*, 89 (9): 2623–2632, 2008.

BORGES, K. F.; AZEVEDO, M.A.M. Inventário florístico de um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual no Sul do Espírito Santo, Brasil: Parque Estadual Cachoeira da Fumaça. *Rodriguésia*, Rio de Janeiro, 68 (5):1963-1976, Dez. 2017.

BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Disponível em: <http://www.inmet.gov.br>. Acesso em: 10/04/2020.

CAI, M.Z.; WANG, F.M.; ZHANG, S.N.; WANG, N.; XU, G D. Response and tolerance of root border cells to aluminum toxicity in soybean seedlings. *Journal of inorganic biochemistry*, 105 (7): 966-971, 2011.

CAMARGOS, V. L. de, SILVA, A. F. da, MEIRA NETO, J. A. A., MARTINS, S. V. Influência de fatores edáficos sobre variações florísticas na Floresta Estacional Semidecídua no entorno da Lagoa Carioca, Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 22(1), 75-84, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000100010>

CARVALHO, W. A. C. et al. Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua em Piedade do Rio Grande, MG, Brasil. *Brazilian Journal of Botany*, São Paulo, 30 (2): 315-335, 2007.

CONCEIÇÃO, A.A., RAPINI, A., CARMO, F.F., BRITO, J.C., SILVA, G.A., NEVES, S.P.S., & JACOBI, C. M. Rupestrian grassland vegetation, diversity and origin. In G. W. Fernandes (Ed.), *Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil*. Switzerland: Springer International Publishing. 2016. p 105- 127.

CANTUÁRIA, P. C. et al. Ocorrência de Fabaceae da Área de Proteção Ambiental da Fazendinha, Macapá, Amapá, Brasil. *Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)*, 7 (2): 49-52, 2017.

DEXTER K.G., PENNINGTON R.T., OLIVEIRA-FILHO A.T., BUENO M.L., SILVA DE MIRANDA P.L. & NEVES D.M. Inserting Tropical Dry Forests into the discussion on Biome Transitions in the Tropics. *Front. Ecol. Evol.* 6: 104, 2018. doi: 10.3389/fevo.2018.00104

DIAS, P. B. Florística e estrutura em Ambiente De Borda-Interior em Remanescente de Floresta Ombrófila Densa Das Terras Baixas. Universidade Federal do Espírito Santo. 120 p. 2019 Dissertação (Mestrado).

DRAY, S. spacemaker: Spatial modelling. R package version 0.0-5/r113 [2013](#).

DRAY, S.; DUFOUR, A.B. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22 (4): 1-20, 2007.

EMBRAPA. Centro Nacional e Pesquisa em Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília: Embrapa-SPI; Rio de Janeiro: Embrapa-Solos, 2006. 306 p.

FAGUNDES, N.C.A. 2019. Riparian vegetation structure and soil variables in Pandeiros river, Brazil. *Rodriguesia*, 70: e01822017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201970002>

FELFILI, J.M., CARVALHO, F.A., LÍBANO, A.M., VENTUROLI, F. & PEREIRA, B.A.S. Análise multivariada em estudos da vegetação. Universidade de Brasília, Brasília. 2007

GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, v. 55, p. 753-767, 1995.

GRESSLER, E. Polinização e dispersão de sementes em Myrtaceae do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, 29 (4): 509-530, 2006.

HUBBELL, S. P. The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. Princeton University Press, Princeton, 2001.

JUNIOR, M. S., MACHADO, E. L. M., PEREIRA, I. M. e MOTA, S. D. L. L. Distribuição espacial de *Eremanthus incanus* (Less.) Less (Asteraceae) em duas áreas com diferentes níveis de conservação. *Revista Brasileira de Biociências*, 15(1): 27-31, 2017.

LOEBENS, R. S. et al. Partição da variação florístico-estrutural do componente arbóreo em uma floresta ombrófila mista aluvial no sul do Brasil. *Ciência Florestal*, 28(2), 554-566, 2018. <https://doi.org/10.5902/1980509832038>

LORENZONI P., ABREU L.S., SILVA K. M. P., DIAS G. F., MACHADO H., MACHADO, L. A., & SILVA, R. D. Estágio sucessional de uma floresta estacional semidecidual secundária com distintos históricos de uso do solo no sul do Espírito Santo. *Rodriguesia*, 70, e02702017, 2019. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201970028>

MARACAHIPES-SANTOS L., LENZAB, E., SANTOS, J. O., MEWSD H. A., OLIVEIRA B. Effects of soil and space on the woody species composition and vegetation structure of three Cerrado phytophysionomies in the Cerrado-Amazon transition. *Braz. J. Biol.* 10 p, .2017.

MARCUZZO, S. B., ARAUJO, M. M., LONGHI, S. J. Estrutura e relações ambientais de grupos florísticos em fragmento de floresta estacional subtropical. *Revista Árvore*, 37 (2): 275-287., 2013.

MEIRA-NETO, J.A.A.; MARTINS, F.R. Estrutura da Mata da Silvicultura, uma floresta estacional semidecidual montana no município de Viçosa, MG. *Revista Árvore*, 21 (2): 151-160, 2000.

MIGUEL, P. S. B. *et al.* Efeitos tóxicos do alumínio no crescimento das plantas: mecanismos de tolerância, sintomas, efeitos fisiológicos, bioquímicos e controles genéticos. CES Revista, Juiz de Fora. 24 : 20, 2010

MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. Aims and methods of vegetation ecology. The Blackburn Press: New Jersey. 2002. 547p.

OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P.R., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H.; WAGNER, H., *vegan*: Community Ecology Package. R package version 2.0-10 [online]. Available from: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>. 2013.

OLDEMAN, R.A.A. Tropical rain forest: architecture, sylvigenesis and diversity. Pp. 139-150. In: S.L. Sutton; T.C. Whitmore & A.C. Chadwick (eds.). Tropical rain forest: ecology and management. Oxford, Blackwell. 1983.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; JARENKOW, J. A.; RODAL, M. J. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. Systematics Association Special Volume, 2006. v. 69, p. 159.

PASCHOAL E.M.. Análise florística e estrutural em bordas de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual., município de Capelinha, MG. Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri 2015, 32p. Dissertação (Mestrado).

RHEINHEIMER, D. S. *et al.* Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido à queima. Ciência Rural, Santa Maria, 33 (1) 49-55. 2003.

RODRIGUES, L. A. *et al.* Efeitos de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Luminárias, MG. Revista Árvore, Viçosa, 31 (1): 25-35, 2007.

SANTANA, L.D.Z. *et al.* Impact on soil and tree community of a threatened subtropical phytophysiology after a forest fire. Folia Geobotânica. 2020. p. 1-20. <https://doi.org/10.1007/s12224-020-09367-3>

SANTOS, M. CN. Padrões espaço temporais do estrato arbóreo de um remanescente de Floresta Ombrófila Densa na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais. 2013, 120 p. Dissertação (Mestrado).

SANTOS, M.F., SERAFIM, H. & SANO, P.T. Composição e estrutura arbórea em floresta estacional semidecidual no Espinhaço Meridional (Serra do Cipó, MG). Rodriguésia, 63(4), 985-997, 2012. <https://doi.org/10.1590/S2175-78602012000400015>



SILVA, A.C.; PEDREIRA, L.C.V.S.F. & ALMEIDA ABREU, P.A.,. Serra do Espinhaço Meridional: Paisagens e ambientes. Belo Horizonte, O Lutador, 2005. 272p.

SILVA, N.R.S.; MARTINS, S.V.; MEIRA NETO J.A.A.; SOUZA A.L. Composição florística e estrutura de uma floresta estacional semidecidual montana em Viçosa, MG. R. Árvore, Viçosa-MG, 28 (3): 397-405, 2004.

SOBRAL-SOUZA, T., LIMA-RIBEIRO, M.S., & SOLFERINI, V.N. Biogeography of Neotropical Rainforests: past connections between Amazon and Atlantic Forest detected by ecological niche modeling. *Evolutionary Ecology*. 29(5), 643–655, 2015. doi:10.1007/s10682-015-9780-9

VERAS, C. M. A. Áreas com potenciais para regeneração de atributos do solo no Norte Maranhense. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal, 62 p. 2015.

VIEIRA, A. D. Diversidade alfa e padrões de uma Floresta Estacional Semidecidual no Alto Jequitinhonha. Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri 2015, 123p. Dissertação (Mestrado).

WHITMORE, T. C. An introduction to tropical rain forest. Oxford: Oxford University Press. 1990.

WILKINSON, L., 1. *venneuler*: Venn and Euler Diagrams. R package version 1.1-0 [online]. Available from: <http://CRAN.R-project.org/package=venneuler>. 2011.

Processo de Avaliação por Pares: (*Blind Review* - Análise do Texto Anônimo)

Publicado na Revista Vozes dos Vales - [www.ufvjm.edu.br/vozes](http://www.ufvjm.edu.br/vozes) em: 10/2020

Revista Científica Vozes dos Vales - UFVJM - Minas Gerais - Brasil

[www.ufvjm.edu.br/vozes](http://www.ufvjm.edu.br/vozes)

[www.facebook.com/revistavozesdosvales](https://www.facebook.com/revistavozesdosvales)

UFVJM: 120.2.095-2011 - QUALIS/CAPES - LATINDEX: 22524 - ISSN: 2238-6424