

Universidade Federal de São João del-Rei

Departamento de Ciências Naturais

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Vegetação dos corredores de valo: flora, estrutura, diversidade e funcionalidades

Tatiana de Magalhães Machado Sozzi Miguel

São João del-Rei

2019

Tatiana de Magalhães Machado Sozzi Miguel

Vegetação dos corredores de valo: flora, estrutura, diversidade e funcionalidades

Orientadora: Dra. Gislene Carvalho de Castro

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de São João del-Rei, como requisito parcial à obtenção do título de mestre.

São João del-Rei

2019

Ficha catalográfica elaborada pela Divisão de Biblioteca (DIBIB)  
e Núcleo de Tecnologia da Informação (NTINF) da UFSJ,  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

M634v Miguel, Tatiana de Magalhães Machado Sozzi.  
Vegetação dos corredores de valo: flora,  
estrutura, diversidade e funcionalidades / Tatiana  
de Magalhães Machado Sozzi Miguel ; orientadora  
Gislene Carvalho de Castro. -- São João del-Rei,  
2019.  
97 p.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em  
Ecologia) -- Universidade Federal de São João del  
Rei, 2019.

1. Corredores de vegetação. 2. Estrutura  
horizontal. 3. Estrutura vertical. 4. Similaridade.  
5. Diversidade. I. Castro, Gislene Carvalho de,  
orient. II. Título.

Nome: Tatiana de Magalhães Machado Sozzi Miguel

Título: Vegetação dos corredores de valo: flora, estrutura, diversidade e funcionalidades

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de São João del-Rei, como requisito parcial à obtenção do título de mestre.

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof. Dra. Gislene Carvalho de Castro (Orientadora)

Universidade Federal de São João del-Rei

(Assinatura)

Banca 1 – Prof. Dr. Evandro Luiz Mendonça Machado

Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - UFVJM

(Assinatura)

Banca 2 – Prof. Dr. Gabriel de Menezes Yazbeck

Universidade Federal de São João del – Rei - UFSJ

(Assinatura)

**Financiamentos:**



**Apoio e Colaborações**



## **Agradecimentos**

Agradeço primeiro a Deus que faz tudo certo na hora certa.

Ao meu marido Tiago, pelo amor, carinho, compreensão e apoio.

Ao meu filho Mateus que é a alegria da minha vida e me dá sempre a força e motivação para seguir em frente.

À minha mãe Junia pelo amor e carinho e ao meu pai, José Nivaldo, que é meu companheiro de campo e exemplo profissional e de vida.

À minha irmã Gisela e minhas sobrinhas lindas, Manuela e Mariana, que trazem alegria para minha vida.

À minha orientadora Dra. Gislene Carvalho de Castro, pelo incentivo, apoio, compreensão e muito conhecimento.

Ao professor Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho, pela boa vontade e ajuda fundamental na identificação botânica.

Ao Moacir Barbosa, pelo apoio, boa vontade, dias de campo e conhecimento.

Ao Dr. Peter Hagreves, pelo apoio e conhecimento.

Aos alunos do Levin, que me acompanharam nos levantamentos de campo com muito carinho e boa vontade.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de São João del-Rei, que contribuíram tão intensamente para meu crescimento profissional e pessoal.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pela concessão de um ano de bolsa de mestrado.

## Sumário

|  |    |
|--|----|
| Resumo Geral .....   | 9  |
| Abstract.....  | 11 |
| Introdução Geral .....   | 12 |
| Referências Bibliográficas.....  | 15 |
| Capítulo I: – Estrutura e similaridade entre corredores de vegetação ..... | 19 |
| Resumo .....   | 19 |
| Abstract.....  | 20 |
| Introdução .....   | 21 |
| Materiais e Métodos.....   | 22 |
| Caracterização da área de estudo .....                                     | 22 |
| Coleta de dados .....  | 23 |
| Análise de dados.....  | 25 |
| Resultados .....   | 27 |
| Composição florística.....   | 28 |
| Análise Estrutural.....  | 30 |
| Estrutura horizontal .....   | 33 |
| Estrutura Vertical .....   | 37 |
| Discussões.....  | 40 |
| Conclusões .....   | 43 |
| Referências Bibliográficas .....   | 44 |
| Capítulo II: – Múltipla diversidade em corredores de vegetação.....        | 49 |
| Resumo- .....  | 49 |
| Abstract.....  | 50 |
| Introdução .....   | 51 |
| Materiais e Métodos.....   | 53 |
| Caracterização da área de estudo .....                                     | 53 |
| Coleta de dados .....  | 53 |
| Análise de diversidade .....   | 54 |
| Resultados .....   | 56 |
| Diversidade alfa.....  | 56 |
| Diversidade beta.....  | 56 |
| Diversidade funcional .....  | 57 |
| Diversidade filogenética.....  | 60 |
| Discussões.....  | 63 |
| Conclusões .....   | 66 |

|                                 |    |
|---------------------------------|----|
| Referências Bibliográficas..... | 68 |
| Conclusão geral .....           | 76 |
| Anexos do capítulo I.....       | 77 |



## Resumo Geral

Os corredores de vegetação são estruturas com dimensão estreita e com comprimento variado. Para compreender a comunidade arbustivo - arbóreas dos corredores de vegetação, o estudo de sua estrutura e diversidade é fundamental. Foram analisados quatro corredores de vegetação em valo de divisa. Os corredores não estão fisicamente conectados, estando a uma distância máxima de 9,6 km, que compreende os quatro corredores. Os corredores foram numerados em sequência de localização. Também classificados em corredores com menos de 600 metros de comprimento (corredores 2 e 4) e com mais de 1200 metros de comprimento (corredores 1 e 3). Neste contexto, o objetivo geral deste estudo foi verificar se a proximidade e a extensão dos corredores influenciam em sua composição florística, estrutura e diversidade. Os valos apresentam composição de espécies heterogênea, especialmente por estarem em área de transição entre o Domínio Atlântico e Cerrado, sendo os corredores escolhidos compostos de vegetação arbustivo-arbórea de característica predominante de Floresta Estacional Semidecidual. Os dados foram coletados entre fevereiro de 2018 e maio de 2019. Foram lançadas parcelas disjuntas, de 4 por 50 metros, escolhidas ao acaso. Para a suficiência amostral foi usada a curva de acumulação de espécies pelo método randômico. Foi feita a medição de indivíduos com CAP (circunferência a altura do peito, 1,30m) igual ou maior que 15,7 cm, a estimativa das alturas total e dá primeira bifurcação foi feita de forma visual. Os parâmetros fitossociológicos horizontais analisados foram densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), dominância absoluta (DoA), dominância relativa (DoR), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR) e índice de valor de importância (VI, para estrutura vertical, os parâmetros analisados foram altura do estrato inferior ( $H_i$ ), altura do estrato médio ( $H_m$ ), altura do estrato superior ( $H_s$ ), valor fitossociológico simplificado em cada estrato ( $VF_j$ ), valor fitossociológico das espécies por estrato ( $VF_{ij}$ ), posição sociológica absoluta das espécies (PSA), posição sociológica relativa das espécies (PSR), valor de importância ampliado (VIA) e valor de importância ampliado relativo (VIA(%)). A análise da similaridade foi feita usando o índice de similaridade de Sørensen. Para diversidade alfa os índices Shannon-Weaver e a riqueza de espécies foram analisados. A diversidade beta foi avaliada pelo índice de dissimilaridade de Bray- Custis. Para a diversidade funcional, os traços funcionais utilizados foram síndrome de dispersão e estágio sucessional e avaliados com os parâmetros Entropia quadrática de Rao (Q), Equidade Funcional (FEve) e Distância Funcional (FDis), Riqueza Funcional (FRiq) e médias ponderadas ao nível de comunidade dos valores dos traços funcionais (CWM). Para diversidade filogenética os índices utilizados foram diversidade filogenética (PD), índice do táxon mais próximo (NTI), distância filogenética média (MPD) e a distância média do táxon filogenético mais próximo (MNTD) e o índice de parentesco líquido (NRI). As espécies mais importantes na estrutura horizontal e vertical foram *Copaifera langsdorffii* Desf. e *Tapirira guianensis* Aubl. A similaridade foi menor no par de corredores 2 e 4, seguida do par de corredores 1 e 2. Na análise da diversidade alfa o corredor com maior diversidade foi o corredor1. Na comparação da diversidade entre os corredores, o par de corredores 1 e 4 e o par de corredores 2 e 3, apresentaram menor diversidade entre eles, formando um agrupamento. Na diversidade funcional, os corredores 1 e 4 apresentaram maior diversidade. Na diversidade filogenética. Os corredores 1 e 4 obtiveram a maior distância filogenética, sendo o corredor 4 o mais filogeneticamente distante dos demais. Este estudo forneceu dados importantes sobre os corredores de vegetação em valo de divisa, e indicou que apesar de serem estruturas estreitas, com pouca área e não fisicamente conectadas, os corredores

de vegetação em valo de divisa, independente da distância e tamanho, possuem alta diversidade e devem ser preservados.

## Abstract

Vegetation corridors are narrow-sized structures of varying length. To understand the scrub - tree community of the corridors, the study of its structure and diversity is fundamental. Four vegetation corridors in boundary ditches were analyzed. The corridors are not physically connected and are within a maximum distance of 9.6 km which comprises the four corridors. The corridors were numbered in sequence of location. Also classified into corridors with less than 600 meters long (corridors 2 and 4) and over 1200 meters long (corridors 1 and 3). In this context, the general objective of this study was to verify if the proximity and length of the corridors influence their floristic composition, structure and diversity. The ditches present heterogeneous species composition, especially because they are in a transition area between the Atlantic Domain and the Cerrado, and the corridors chosen are composed of shrub-tree vegetation of predominant feature of the Semideciduous Seasonal Forest. Data were collected between February 2018 and May 2019. Were sampled disjoint plots with 4 x 50 meters, chosen randomly. For sample sufficiency the species accumulation curve was used by the random method. Individuals with CAP (circumference at breast height, 1.30m) equal to or greater than 15.7 cm were measured, the total and first bifurcation height estimation was made visually. The horizontal phytosociological parameters analyzed were absolute density (AD), relative density (DR), absolute dominance (DoA), relative dominance (DoR), absolute frequency (AF), relative frequency (RF) and importance value index (VI). For the vertical structure, the parameters analyzed were lower stratum height (Hi), medium stratum height (Hm), upper stratum height (Hs), simplified phytosociological value in each stratum (VF<sub>j</sub>), strata phytosociological value of species per stratum (VF<sub>ij</sub>), absolute sociological position of species (PSA), relative sociological position of species (PSR), extended importance value (VIA) and relative extended importance value (VIA (%)). Similarity analysis was performed using the Sørensen similarity. For the alpha diversity the Shannon-Weaver indices and species richness were analyzed. The beta diversity was evaluated by the Bray-Custis dissimilarity index. For functional diversity, the functional traits used were dispersion syndrome and successional stage and evaluated with the parameters Rao Quadratic Entropy (Q), Functional Evenness (FEve) and Functional Distance (FDis), Functional Richness (FRiq) and community-level means of trait values (CWM). For phylogenetic diversity, the indexes used were phylogenetic diversity (PD), nearest taxon index (NTI), mean phylogenetic distance (MPD), mean nearest phylogenetic taxon distance (MNTD) and Net Relatedness Index (NRI). The most important species in the horizontal and vertical structure were *Copaifera langsdorffii* Def. and *Tapirira guianensis* Aubl. Similarity was lower in the pair of corridors 2 and 4, followed by the pair of corridors 1 and 2. In the alpha diversity analysis the corridor with the highest diversity was corridor 1. In the comparison of the diversity between the corridors, the pair of corridors 1 and 4 and the pair of corridors 2 and 3 presented less diversity between them, forming a grouping. In functional diversity, corridors 1 and 4 showed greater diversity. In phylogenetic diversity. Corridors 1 and 4 obtained the higher phylogenetic distance, with corridor 4 being the most phylogenetically distant from the others. This study provided important data on vegetation corridors in boundary ditches, and indicated that although they are narrow, have small area and are not physically connected structures, vegetation corridors in boundary ditches, regardless of distance and size, have high diversity. and must be preserved

## Introdução Geral

A utilização dos recursos naturais e a ampliação das fronteiras agrícolas nos últimos anos têm diminuído as áreas de vegetação nativa e aumentando a fragmentação dos habitats. Em um estudo realizado por Riitters *et al.* (2016), foi constatado que houve uma perda aproximada de 35% de cobertura vegetal natural no planeta, no período entre os anos 2000 e 2012.

As comunidades arbustivo-arbóreas vêm modificando suas estruturas ao longo do tempo devido as ações antrópicas, sendo as florestas primárias cada vez mais raras, sendo substituídas por formações de florestas secundárias (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017; Haddad *et al.*, 2015; Helm *et al.*, 2006). Com os processos de diminuição da vegetação primária e diminuição das áreas com vegetação arbustivo-arbórea, formações secundárias vem sendo mais estudadas (Farah *et al.*, 2017; Gomez-Pompa, 1971; Luzuriaga *et al.*, 2018; Nason e Hamrick, 1997; Pardini *et al.*, 2010). Os corredores de vegetação se enquadram neste grupo.

Corredores de vegetação, em geral, são definidos como faixas estreitas de vegetação, composta por arbustos ou árvores, com estrutura linear, com função de habitat para espécies, recurso biótico e ambiental para áreas adjacentes e movimento de certas espécies (Baudry *et al.*, 2000; Forman e Baudry, 1984).

Um tipo especial de corredor ecológico que ocorre no Brasil e em outros países, como Portugal (Jézéquel, 2016), é o corredor de valo. No Brasil, estes valos ocorrem em diversas regiões, sendo mais comumente encontrados nas regiões Sul de Minas, Zona da Mata e Campo das Vertentes no estado de Minas Gerais. Na região do Campo das Vertentes, em Minas Gerais, os valos têm origem no seu histórico de colonização, que remota a século XVII, com a exploração do ouro e, posteriormente, agropecuária, época em que não existiam muitas opções de marcação de divisas de propriedades, sendo as mais usadas muros de pedra e a escavação dos valos (Castro e van den Berg, 2013). Os valos são escavações feitas por escravos e sua

utilidade, além de simples marcação, envolvia também uma barreira física para passagem de animais e não era feita nenhuma manutenção, uma vez prontos (Machado, 2004).

Com o tempo, os valos foram colonizados por espécies vegetais das porções de habitat da região. Devido as suas características, dimensão aproximada de 1,5 metros de largura na base, 3 metros de largura no topo e de 1,5 a 2 metros de profundidade, os valos apresentam espécies variadas, não apenas de borda, como esperado para faixas tão estreitas de vegetação, como também de interior de floresta, podendo ter maior similaridade com as matas as quais estão interligados do que entre eles (Castro e van den Berg, 2013).

A maioria dos estudos sobre corredores de vegetação tem o enfoque na conectividade por eles proporcionada (dentre eles, Castro and van den Berg, 2013; Forman, 1995; Forman and Baudry, 1984; Seoane et al., 2010), porém, corredores não fisicamente conectados tem o potencial para abrigar temporária ou permanentemente espécies da fauna, servir de elemento de conexão funcional e fonte de propágulos para os ambientes adjacentes (Ávila et al., 2013; Castro e van den Berg, 2013; Pedroni et al., 2002; Souza, Souza, 2011).

Com a crescente fragmentação, o entendimento de como fragmentos e remanescentes florestais são compostos e estruturados, nos fornece tanto a base para a conservação das estruturas existentes quanto para estratégias mais eficientes de restauração de outras áreas (Diviaková et al., 2018).

Para o estudo da vegetação, a mensuração de comunidades arbustivo-arbóreas é uma ferramenta de entendimento da organização, forma e composição das comunidades, pela análise dos parâmetros fitossociológicos, que é estudo quantitativo de comunidades vegetais, englobando composição florística, estrutura horizontal e vertical, distribuição e relações ambientais destas comunidades (Budke et al., 2010; Coradin et al., 2011; Freitas e Magalhães, 2012; Oliveira et al., 2015; Pereira et al., 2007).

Outra forma de estudo das comunidades vegetais é através da análise da diversidade. As formas mais utilizadas de mensuração da diversidade são a diversidade local (riqueza de

espécies ou alfa) (Cielo-Filho et al., 2011; Farina, 2006; Filho, 2014; Miguel et al., 2016; Soares, Michellia Pereira; Nunes, 2013), diversidade beta (Bacaro et al., 2012; Burnham, 2004; Feilhauer e Schmidtlein, 2009), diversidade funcional (Calaça e Viveiros Grelle, 2016; Laureto et al., 2015; Swenson, 2011) e diversidade filogenética (Araújo e Santos, 2019; Baraloto et al., 2012; Cianciaruso et al., 2009; Devictor et al., 2010; Slik et al., 2018).

A associação das formas de mensuração das comunidades arbustivo – arbóreas fornece um entendimento mais amplo das comunidades estudadas, sendo assim, este trabalho foi dividido em dois capítulos. No Capítulo I, o objetivo foi estudar a composição florística, análise fitossociológica (estrutura horizontal e vertical) e similaridade dos corredores de vegetação em valo de divisa amostrados, enquanto no Capítulo II o objetivo foi estudar a alfa e beta diversidade, diversidade funcional e diversidade filogenética dos corredores de valo amostrados. Desta forma, pretendeu -se obter uma maior compreensão dos corredores e suas particularidades.

## Referências Bibliográficas

- Araújo, F.D.C., Santos, R.M., 2019. Different degrees of water-related stress affect evolutionary diversity in a seasonally dry biome. *Oecologia* 189, 795–802. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04358-4>
- Arroyo-Rodríguez, V., Galán-Acedo, C., Fahrig, L., 2017. Habitat Fragmentation. *Int. Encycl. Primatol.* 1–10. <https://doi.org/10.1002/9781119179313.wbprim0179>
- Ávila, A.A., Castro, G.C., Lombello, J.C., Teixeira, F.D., 2013. Comparação fenológica da espécie *Copaifera Langsdorffii* (Fabaceae) entre corredor ecológico de valo e interior de fragmento florestal, Ritópolis, MG.
- Bacaro, G., Gioria, M., Ricotta, C., 2012. Testing for differences in beta diversity from plot-to-plot dissimilarities. *Ecol. Res.* 27, 285–292. <https://doi.org/10.1007/s11284-011-0899-z>
- Baraloto, C., Hardy, O.J., Paine, C.E.T.T., Dexter, K.G., Cruaud, C., Dunning, L.T., Gonzalez, M.-A.A., Molino, J.-F.F., Sabatier, D., Savolainen, V., Chave, J., 2012. Using functional traits and phylogenetic trees to examine the assembly of tropical tree communities. *J. Ecol.* 100, 690–701. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.01966.x>
- Baudry, J., Bunce, R.G.H.H., Burel, F., 2000. Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *J. Environ. Manage.* 60, 7–22. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0358>
- Budke, J.C., Jarenkow, J.A., de Oliveira-Filho, A.T., 2010. Intermediary disturbance increases tree diversity in riverine forest of southern Brazil. *Biodivers. Conserv.* 19, 2371–2387. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9845-6>
- Burnham, R.J., 2004. Alpha and beta diversity of Lianas in Yasuní, Ecuador. *For. Ecol. Manage.* 190, 43–55. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2003.10.005>
- Calaça, A.M., Viveiros Grelle, C.E., 2016. Diversidade funcional de comunidades: discussões conceituais e importantes avanços metodológicos. *Oecologia Aust.* 20, 401–416. <https://doi.org/10.4257/oeco.2016.2004.01>
- Castro, G.C., van den Berg, E., 2013. Structure and conservation value of high-diversity hedgerows in southeastern Brazil. *Biodivers. Conserv.* 22, 2041–2056. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0524-2>
- Cianciaruso, M.V., Silva, I.A., Batalha, M.A., 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotrop.* 9, 93–103. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008>
- Cielo-Filho, R., Gneri, M., Martins, F., 2011. Sampling precision and variability of tree species abundance ranks in a semideciduous Atlantic forest fragment. *Community Ecol.* 12, 188–195. <https://doi.org/10.1556/comec.12.2011.2.6>
- Coradin, L., Siminski, A., Reis, A., 2011. Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas pra o futuro, *Espécies Nativas da Flora Brasileira de Valor Econômico Atual ou Potencial Plantas para o Futuro - Região Sul.* <https://doi.org/978-85-7738-153-1>
- Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W., Mouquet, N., 2010. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecol. Lett.* 13, no-no. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01493.x>

- Diviaková, A., Kočická, E., Belčáková, I., Beláňová, E., 2018. Evaluation of the significance of linear non-forest woody vegetation in the development of an ecological network. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 16, 1221–1241. [https://doi.org/10.15666/aeer/1602\\_12211241](https://doi.org/10.15666/aeer/1602_12211241)
- Farah, F.T., Muylaert, R. de L., Ribeiro, M.C., Ribeiro, J.W., Manguiera, J.R. de S.A., Souza, V.C., Rodrigues, R.R., 2017. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. *For. Ecol. Manage.* 397, 78–88. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.03.038>
- Farina, A., 2006. *Principles and methods in landscape ecology*, Chapman & Hall.
- Feilhauer, H., Schmidtlein, S., 2009. Mapping continuous fields of forest alpha and beta diversity. *Appl. Veg. Sci.* 12, 429–439. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01037.x>
- Filho, E.O., 2014. Fitossociologia, diversidade e similaridade entre fragmentos de cerrado stricto sensu sobre neossolos quartzarênicos órticos, nos municípios de Cuiabá e Chapada dos Guimarães, estado de Mato Grosso, Brasil. Universidade Federal de Mato Grosso. <https://doi.org/10.99800408324251> [pii]r10.1177/1099800408324251
- Forman, R.T.T., 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landsc. Ecol.* 10, 133–142. <https://doi.org/10.1007/BF00133027>
- Forman, R.T.T., Baudry, J., 1984. Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environ. Manage.* 8, 495–510. <https://doi.org/10.1007/BF01871575>
- Freitas, W.K. de, Magalhães, L.M.S., 2012. Métodos e Parâmetros para Estudo da Vegetação com Ênfase no Estrato Arbóreo. *Floresta e Ambient.* 19, 520–540. <https://doi.org/10.4322/loram.2012.054>
- Gomez-Pompa, A., 1971. Posible Papel de la Vegetacion Secundaria en la Evolucion de la Flora Tropical. *Biotropica* 3, 125. <https://doi.org/10.2307/2989816>
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth ' s ecosystems. *Appl. Ecol.* 1–9. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Helm, A., Hanski, I., Pärtel, M., 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecol. Lett.* 9, 72–77. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00841.x>
- Jézéquel, M., 2016. *Sebes e Paisagem Caso de estudo : Planalto Mirandês*. Universidade de Lisboa.
- Laureto, L.M.O., Cianciaruso, M.V., Samia, D.S.M., 2015. Functional diversity: An overview of its history and applicability. *Nat. e Conserv.* 13, 112–116. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.001>
- Luzuriaga, A.L., Sánchez, A.M., López-Angulo, J., Escudero, A., 2018. Habitat fragmentation determines diversity of annual plant communities at landscape and fine spatial scales. *Basic Appl. Ecol.* 29, 12–19. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2018.03.008>
- Machado, F.S., 2004. *Valos e fragmentos florestais da região de Lavras, MG: aspectos históricos, culturais, sociais e ecológicos*. Universidade Federal de Lavras.



- Miguel, E.P., Rezende, A. V, Leal, F.A., Pereira, R.S., Melo, R.R., 2016. Floristic-structural characterization and successional group of tree species in the Cerrado biome of Tocantins state, Brazil. *Rev. Caatinga* 29, 393–404. <https://doi.org/10.1590/1983-21252016v29n216rc>
- Nason, J.D., Hamrick, J.L., 1997. Reproductive and Genetic Consequences of Forest Fragmentation: Two Case Studies of Neotropical Canopy Trees. *J. Hered.* 88, 264–276. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.jhered.a023104>
- Oliveira, M.C. de, Felfili, J.M., Júnior, M.C. da S., 2015. Comparação florístico-estrutural dos estratos adulto e de regeneração em Mata de Galeria perturbada no Distrito Federal, Brasil. *Rev. Bras. Biociências* 13, 142–154.
- Pardini, R., de Bueno, A.A., Gardner, T.A., Prado, P.I., Metzger, J.P., 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS One* 5. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013666>
- Pedroni, F., Sanchez, M., Santos, F. a. M., 2002. Caesalpinioideae ) em uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil 1. *Rev. Bras. Botânica* 25, 183–194. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042002000200007>
- Pereira, J.A.A., Oliveira-Filho, A.T., Lemos-Filho, J.P., 2007. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. *Biodivers. Conserv.* 16, 1761–1784. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9063-4>
- Riitters, K., Wickham, J., Costanza, J.K., Vogt, P., 2016. A global evaluation of forest interior area dynamics using tree cover data from 2000 to 2012. *Landsc. Ecol.* 31, 137–148.
- Seoane, C.E.S., Diaz, V.S., Santos, T.L., Froufe, L.C.M., 2010. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. *Pesqui. Florest. Bras.* 30, 207–216. <https://doi.org/10.4336/2010.pfb.30.63.207>
- Slik, J.W.F., Franklin, J., Arroyo-Rodríguez, V., Field, R., Aguilar, S., Aguirre, N., Ahumada, J., Aiba, S., Alves, L.F., Anitha, K., K, A., Avella, A., Mora, F., Aymard C., G.A., Báez, S., Balvanera, P., Bastian, M.L., Bastin, J., Bellingham, P.J., van den Berg, E., da Conceição Bispo, P., Boeckx, P., Boehning-Gaese, K., Bongers, F., Boyle, B., Brambach, F., Brearley, F.Q., Brown, S., Chai, S., Chazdon, R.L., Chen, S., Chhang, P., Chuyong, G., Ewango, C., Coronado, I.M., Cristóbal-Azkarate, J., Culmsee, H., Damas, K., Dattaraja, H.S., Davidar, P., DeWalt, S.J., Din, H., Drake, D.R., Duque, A., Durigan, G., Eichhorn, K., Eler, E.S., Enoki, T., Ensslin, A., Fandohan, A.B., Farwig, N., Feeley, K.J., Fischer, M., Forshed, O., Garcia, Q.S., Garkoti, S.C., Gillespie, T.W., Gillet, J., Gonmadje, C., Granzow-de la Cerda, I., Griffith, D.M., Grogan, J., Hakeem, K.R., Harris, D.J., Harrison, R.D., Hector, A., Hemp, A., Homeier, J., Hussain, M.S., Ibarra-Manríquez, G., Hanum, I.F., Imai, N., Jansen, P.A., Joly, C.A., Joseph, S., Kartawinata, K., Kearsley, E., Kelly, D.L., Kessler, M., Killeen, T.J., Kooyman, R.M., Laumonier, Y., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lawes, M.J., Letcher, S.G., Lindsell, J., Lovett, J., Lozada, J., Lu, X., Lykke, A.M., Mahmud, K. Bin, Mahayani, N.P.D., Mansor, A., Marshall, A.R., Martin, E.H., Calderado Leal Matos, D., Meave, J.A., Melo, F.P.L., Mendoza, Z.H.A., Metali, F., Medjibe, V.P., Metzger, J.P., Metzker, T., Mohandass, D., Munguía-Rosas, M.A., Muñoz, R., Nurtjahy, E., de Oliveira, E.L., Onrizal, Parolin, P., Parren, M., Parthasarathy, N., Paudel, E., Perez, R., Pérez-García, E.A., Pommer, U., Poorter, L., Qi, L., Piedade, M.T.F., Pinto, J.R.R., Poulsen, A.D., Poulsen, J.R., Powers, J.S., Prasad, R.C., Puyravaud, J., Rangel, O., Reitsma, J., Rocha, D.S.B., Rolim, S., Rovero, F., Rozak, A., Ruokolainen, K., Rutishauser, E., Rutten, G., Mohd. Said, M.N., Saiter, F.Z., Saner, P., Santos, B., dos

Santos, J.R., Sarker, S.K., Schmitt, C.B., Schoengart, J., Schulze, M., Sheil, D., Sist, P., Souza, A.F., Spironello, W.R., Sposito, T., Steinmetz, R., Stevart, T., Suganuma, M.S., Sukri, R., Sultana, A., Sukumar, R., Sunderland, T., Supriyadi, Suresh, H.S., Suzuki, E., Tabarelli, M., Tang, J., Tanner, E.V.J., Targhetta, N., Theilade, I., Thomas, D., Timberlake, J., de Morisson Valeriano, M., van Valkenburg, J., Van Do, T., Van Sam, H., Vandermeer, J.H., Verbeeck, H., Vetaas, O.R., Adekunle, V., Vieira, S.A., Webb, C.O., Webb, E.L., Whitfeld, T., Wich, S., Williams, J., Wisser, S., Wittmann, F., Yang, X., Adou Yao, C.Y., Yap, S.L., Zahawi, R.A., Zakaria, R., Zang, R., Qie, L., Piedade, M.T.F., Pinto, J.R.R., Poulsen, A.D., Poulsen, J.R., Powers, J.S., Prasad, R.C., Puyravaud, J., Rangel, O., Reitsma, J., Rocha, D.S.B., Rolim, S., Rovero, F., Rozak, A., Ruokolainen, K., Rutishauser, E., Rutten, G., Mohd. Said, M.N., Saiter, F.Z., Saner, P., Santos, B., dos Santos, J.R., Sarker, S.K., Schmitt, C.B., Schoengart, J., Schulze, M., Sheil, D., Sist, P., Souza, A.F., Spironello, W.R., Sposito, T., Steinmetz, R., Stevart, T., Suganuma, M.S., Sukri, R., Sultana, A., Sukumar, R., Sunderland, T., Supriyadi, Suresh, H.S., Suzuki, E., Tabarelli, M., Tang, J., Tanner, E.V.J., Targhetta, N., Theilade, I., Thomas, D., Timberlake, J., de Morisson Valeriano, M., van Valkenburg, J., Van Do, T., Van Sam, H., Vandermeer, J.H., Verbeeck, H., Vetaas, O.R., Adekunle, V., Vieira, S.A., Webb, C.O., Webb, E.L., Whitfeld, T., Wich, S., Williams, J., Wisser, S., Wittmann, F., Yang, X., Adou Yao, C.Y., Yap, S.L., Zahawi, R.A., Zakaria, R., Zang, R., 2018. Phylogenetic classification of the world's tropical forests. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115, 1837–1842. <https://doi.org/10.1073/pnas.1714977115>

Soares, Michellia Pereira; Nunes, Y.R.F., 2013. Regeneração natural de cerrado sob plantio de *Eucalyptus camaldulensis* Dehn. no norte de Minas Gerais, Brasil. *Rev. Ceres* 60, 205–214.

Souza, Souza, R.G.V. de C. e, 2011. Importância da conservação in situ de *Copaifera langsdorffii* Desf. em remanescentes de cerrado de propriedades particulares rurais. Univ. São Paulo. Universidade de São Paulo, Piracicaba. <https://doi.org/10.11606/D.11.2011.tde-24052011-102337>

Swenson, N.G., 2011. Phylogenetic beta diversity metrics, trait evolution and inferring the functional beta diversity of communities. *PLoS One* 6, e21264. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021264>

**Tatiana de Magalhães Machado Sozzi Miguel<sup>1\*</sup> e Gislene Carvalho de Castro<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> *Universidade Federal de São João del- Rei.*

[\\*tatianamachadosozzi@gmail.com](mailto:*tatianamachadosozzi@gmail.com)

---

**Resumo** - Um tipo especial de corredor ecológico é o corredor de valo, que possui dimensão aproximada de 1,5 metros de largura na base, 3 metros de largura no topo, de 1,5 a 2 metros de profundidade e comprimento variado. Uma forma de mensurar comunidades arbustivo-arbóreas é a análise dos parâmetros fitossociológicos e de composição florística. Neste sentido, este estudo avaliou a estrutura e a composição florística de corredores de vegetação em valo de divisa de forma individual e comparativa. Os corredores foram numerados em sequência de proximidade. Os valos apresentam composição de espécies heterogênea, especialmente por estarem em área de transição entre o Domínio Atlântico e Cerrado. O corredor 1 apresentou maior quantidade relativa de espécies exclusivas (26,87%), enquanto o corredor 2 foi o corredor onde ocorreu a maior quantidade relativa de espécies que são compartilhadas por todos os corredores (37,93%). Na estrutura horizontal, a espécie que mostrou maior valor de densidade absoluta (DA), dominância absoluta (DoA), frequência absoluta (FA) e índice de valor de importância (VI) foi a *Copaifera langsdorffii* Desf., tanto no total geral quanto para os corredores 1 e 4, contudo, o valor de importância da espécie *Tapirira guianensis* Aubl. foi maior nos corredores 2 e 3. Na estrutura vertical, a maior parte dos indivíduos pertence ao estrato vertical médio. O corredor com maior altura média foi o corredor 1 (6,50 m), e maior altura média da primeira bifurcação (3,29 m). As espécies com maior posição sociológica vertical (PSA) nos corredores foram *Tapirira guianensis* Aubl., *Copaifera langsdorffii* Desf., respectivamente, enquanto o maior valor de importância ampliado (VIA), os maiores valores foram da *Copaifera langsdorffii* Desf seguida da *Tapirira guianensis* Aubl. A similaridade foi menor no par de corredores 2 e 4, seguida do par de corredores 1 e 2, para o índice de similaridade Sørensen. Este estudo mostrou que os corredores de valo possuem estrutura complexa e que corredores mais próximos não são necessariamente mais similares, mesmo estando no mesmo domínio fitogeográfico.

**Palavras-Chave:** composição florística, fitossociologia, estrutura horizontal, estrutura vertical, similaridade.

## Chapter I - Structure and similarity between vegetation corridors

Tatiana de Magalhães Machado Sozzi Miguel<sup>1\*</sup> e Gislene Carvalho de Castro<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal de São João del- Rei.

[\\*tatianamachadosozzi@gmail.com](mailto:*tatianamachadosozzi@gmail.com)

---

**Abstract** - A special type of ecological vegetation corridors in boundary ditches, which is approximately 1.5 meters wide at the base, 3 meters wide at the top and 1.5 to 2 meters deep and varied length. One way to measure shrub-tree communities is the analysis of phytosociological parameters and floristic composition. In this sense, this study evaluated the structure and the floristic composition of vegetation corridors in boundary ditches individually and comparatively. The corridors were numbered in proximity sequence. The ditches corridors show heterogeneous species composition, especially because they are in transition area between the Atlantic and Cerrado Domain. Corridor 1 presented the highest relative amount of exclusive species (26.87%), while corridor 2 was the corridor where the highest relative amount of species wich were shared by all corridors (37.93%). In the horizontal structure, the species that showed the highest absolute density (AD), absolute dominance (DoA), absolute frequency (AF) and importance value index (VI) was the *Copaifera langsdorffii* Def., both in the general total and for the corridors 1 and 4, however, the value of importance of *Tapirira guianensis* Aubl. was higher in corridors 2 and 3. In the vertical structure, most individuals belong to the mean vertical stratum. The corridor with the highest average height was Corridor 1 (6.50 m), and the highest average height of the first bifurcation (3.29 m). The species with the greatest vertical sociological position (PSA) in the corridors were *Tapirira guianensis* Aubl. and *Copaifera langsdorffii* Desf., respectively, while the largest value of expanded importance (VIA) were of *Copaifera langsdorffii* Desf followed by *Tapirira guianensis* Aubl. The similarity was lower in the pair of corridors 2 and 4, followed by the pair of corridors 1 and 2, for the Sørensen similarity index. This study showed that the vegetation corridors in boundary ditches have a complex structure and that closer corridors are not necessarily more similar, even being in the same phytogeographic domain.

**Key words:** floristic composition, phytosociology, horizontal structure, vertical structure, similarity.

---

## Introdução

As comunidades arbustivo-arbóreas podem ser caracterizadas de diversas formas, dentre elas, a mensuração de parâmetros fitossociológicos. O estudo fitossociológico vem sendo amplamente usado desde 1974 (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974), sendo o estudo quantitativo de comunidades vegetais, englobando composição florística, estrutura, dinâmica, distribuição e relações ambientais destas comunidades (Budke et al., 2010; Coradin et al., 2011; Freitas e Magalhães, 2012; Oliveira et al., 2015; Pereira et al., 2007).

O conhecimento do papel que cada espécie desempenha na comunidade vem sendo usado para avaliar em que estágio sucessional a comunidade arbustivo- arbórea se encontra, seu estado de conservação, suas estratificações e como as comunidades se assemelham (Pott, 2011).

A comparação entre comunidades, especialmente a análise de similaridade, é amplamente usada tanto para estudo de conectividade quanto para analisar características relacionadas a outros fatores como distância, área, gradiente altitudinal, entre outros (Meragiaw et al., 2018).

Os estudos das comunidades vegetais têm sido mais intensamente focados em áreas de fragmentos e remanescentes florestais (Capelo, 2018; Dantas et al., 2010; Gross et al., 2018; Moreira, 2014; Noss, 1987; Ribeiro, J. F., & Walter, 1998). Contudo, pequenas áreas não devem ser desconsideradas, e um tipo formação que tem ganhado espaço em estudos ecológicos são os corredores de vegetação (Sitzia, 2007; Thiele et al., 2018b, 2018a; Van Den Berge et al., 2019).

Há escassez de estudos sobre corredores de vegetação estreitos e a maioria está associada à sua função para a fauna e, ou, sua importância econômica (Grant e Nickling, 1998; Holland et al., 2016; Lecq et al., 2017; Schmucki e de Blois, 2009; Tang et al., 2014). Alguns estudos sobre corredor de vegetação em valos de divisa mostram a importância ecológica dessas estruturas e suas particularidades (Castro e van den Berg, 2013; Costa et al., 2012), porém, a

necessidade de mais estudos é evidente, pois questões como a influência da extensão do corredor de vegetação e da distância entre corredores na sua estrutura horizontal e vertical, e na sua similaridade florística, são questões que ainda precisam ser respondidas.

Portanto, este trabalho teve como objetivo testar as hipóteses: I) Corredores ecológicos de mesma origem são semelhantes em composição de espécies; II) A extensão interfere na similaridade florística entre corredores ecológicos de valo; III) A proximidade entre corredores ecológicos de valo interfere na similaridade florística; IV) O setor borda do corredor ecológico de valo possui maior abundância que os demais setores e possuem maior correlação com o setor mais próximo; V) Corredores ecológicos de valo são semelhantes entre si em estrutura vertical, horizontal.

## **Materiais e Métodos**

### *Caracterização da área de estudo*

A área de estudo está localizada na mesorregião do campo das Vertentes, no estado de Minas Gerais, Brasil, englobando parte dos Municípios de São João del – Rei, Tiradentes, Prados, Ritópolis, Coronel Xavier Chaves e Resende Costa.

A área de estudo possui uma altitude máxima de 1.430 m, o clima, segundo a classificação Köppen é do tipo Cwb, com precipitação média anual de 1.500 mm, temperatura média anual de 19,4 °C (Guimarães et al., 2010; Júnior, 2009).

O solo no Campo das Vertentes é classificados como Cambissolo Háplico, Latossolo Vermelho-Amarelo, Neossolos Litólicos, Neossolos Flúvicos, Gleissolos Háplicos e Malânicos, Argissolo Vermelho-Amarelo, com predominância de Latossolo Vermelho-Amarelo e Cambissolo Háplico (Baruqui et al., 2006).

A vegetação da região está em área de transição entre o Domínio Atlântico e Cerrado, sendo heterogênea, possuindo áreas de Floresta Estacional Semidecidual, Florestas de Galeria

e Ciliares, Campo rupestre, Cerrado *sensu strictu* e Campo sujo (Brasil, 2005). Há dominância de pequenas propriedades rurais, com uso agropecuário, composto principalmente por pastagens e culturas anuais, predominantemente milho, cana-de-açúcar e forrageiras para silagem.

A matriz do entorno do corredor 1 é composta prioritariamente de pastagem, com fragmentos florestais próximos. No entorno do corredor 2, há pastagem e cana-de-açúcar e no corredor 3 a matriz de entorno é mais heterogênea, sendo composta por pastagem, plantio de eucalipto, e cultivo de forrageira para silagem, enquanto na matriz do entorno do corredor 4, há pastagem e cultivo de milho.

Os corredores de valo estão presentes nas divisas de propriedades rurais, e possuem dimensão aproximada de 1,5 metros de largura na base, 3 metros de largura no topo e de 1,5 a 2 metros de profundidade (Castro e van den Berg, 2013).

#### *Coleta de dados*

Os dados foram coletados entre fevereiro de 2018 e maio de 2019. Foram escolhidos quatro corredores de valos, compostos de vegetação arbustivo-arbórea de fitofisionomia de Floresta Estacional Semidecidual. O valo 1 possui 1.482 metros de extensão com 0,5928 ha de área, o valo 2 possui 341 metros de extensão e 0,1364 ha, o valo 3 possui 1.811 metros de extensão e 0,7244 ha e o valo 4 possui 556 metros de extensão e 0,2224 ha, totalizando uma área de 1,1676 ha. Cada corredor está a aproximadamente 3 km de distância linear do corredor mais próximo (Figura 1), não sendo fisicamente conectados.

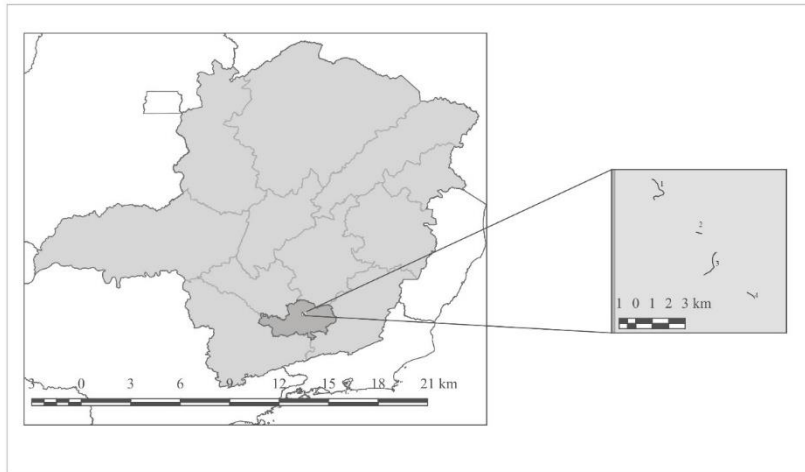


Figura 1- Localização da área de estudo onde os corredores amostrados aparecem em destaque.

O método escolhido para determinar a suficiência de unidades amostrais por corredor foi o de esforço amostral, devido à variabilidade na extensão dos mesmos (Castro e van den Berg, 2013; Louzada et al., 2013; Machado, 2004). Para calcular a suficiência amostral foi usada a curva de acumulação de espécies pelo método randômico, utilizando o pacote vegan (Oksanen et al., 2018) no *software* R (R Core Team, 2018).

Para cada valo escolhido, foram lançadas parcelas de 4 x 50 m, respeitando a distância mínima de 10 m entre parcelas e coordenadas registradas com GPS conforme Castro e van den Berg (2013). Foram distribuídas 5 parcelas no valo 1; 4 parcelas no valo 2; 9 parcelas no valo 3 e 6 parcelas no valo 4, formando um total de 24 parcelas e 0,48 ha amostrados.

No campo, foi feita a medição de indivíduos com CAP (circunferência a altura do peito, 1,30 m) igual ou maior que 15,7 cm, a estimativa da altura total de cada indivíduo, a marcação numérica dos indivíduos amostrados, e sua distribuição preferencial pelos setores seccionais do valo (sendo A na borda do valo, B na encosta e C no centro) (Figura 2) conforme indicado por Castro e van den Berg (2013).





*Figura 2- Demonstração de estrutura de corredor em valo. A- Borda do valo, B- Encosta do valo e C- Centro do valo.*

Foi feita identificação das espécies arbustivo- arbóreas em campo, quando possível, e coleta de material e herborização segundo as técnicas convencionais (Mori, 1989) para identificação posterior. A identificação das exsicatas foi realizada por meio de consulta a herbários, especialistas, literatura especializada e classificado conforme o sistema *Angiosperm Phylogeny Group*, APG IV (APG IV, 2016).

#### *Análise de dados*

#### *Composição florística*

Foi utilizado o diagrama de Venn (Venn, 1880) para avaliar quantas espécies são exclusivas e quantas estão presentes em outro corredores, utilizando -se o pacote *gplots* (Warnes et al., 2019) no *software* R (R Core Team, 2018).

Para análise da similaridade foram calculados os índices de Sørensen (Sørensen, 1948) testando o nível de significância usando o pacote *vegan* (Oksanen et al., 2018) e o pacote *simba* (Jurasinski, 2015) no *software* R (R Core Team, 2018).

### *Análise estrutural*

Uma análise de correspondência retificada (DCA) (Hill e Gauch, 1980) foi utilizada para comparação dos dados florísticos, baseada na abundância de indivíduos e na presença e ausência de espécies, entre os corredores, utilizando-se o PC-ord 5.10 (McCune e Mefford, 2006). Também foi analisada a equabilidade de Pielou, usando o pacote BiodiversityR (Kindt e Coe, 2005), no *software* R (R Core Team, 2018).

Para análise dos setores do corredor ecológico de valo, foi analisado o número absoluto de indivíduos por setor e feita a análise de correlação de Pearson (Pearson, 1896), utilizando o pacote psych (Revelle, 2019), no *software* R (R Core Team, 2018).

Para todos os parâmetros, foi feito teste de normalidade Shapiro-Wilk (Shapiro, 1965) e o teste de homogeneidade de Barlett (Bartlett, 1937).

Para análise da estrutura horizontal da vegetação arbórea dos corredores de valo amostrados, os parâmetros fitossociológicos horizontais analisados foram densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), dominância absoluta (DoA), dominância relativa (DoR), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR) e valor de importância (VI) (Martins, 1991; Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974; Soares et al., 2006), além da distribuição diamétrica dos indivíduos por corredor, comparados pelo teste de Kruskal-Wallis (Sokal e Rohlf, 1995), calculados no *software* R (R Core Team, 2018).

Foram comparadas a Densidade absoluta (DA), Dominância absoluta (DoA), Frequência absoluta (FA) e a área basal (AB) pelo teste de Kruskal-Wallis (Sokal e Rohlf, 1995).

Para análise da estrutura vertical da vegetação arbórea dos corredores de valo amostrados, os parâmetros analisados foram indivíduos no estrato inferior ( $H_i$ ), indivíduos no estrato médio ( $H_m$ ), indivíduos no estrato superior ( $H_s$ ), valor fitossociológico simplificado em cada estrato ( $VF_j$ ), valor fitossociológico das espécies por estrato ( $VF_{ij}$ ), posição sociológica absoluta das espécies (PSA), posição sociológica relativa das espécies (PSR), valor de

importância ampliado (VIA) e valor de importância ampliado relativo (VIA(%)) (Freitas e Magalhães, 2012; Hosokawa et al., 2008).

Foram comparados a posição sociológica absoluta das espécies (PSA), e o valor de importância ampliado (VIA) pelo teste de Kruskal-Wallis (Sokal e Rohlf, 1995).

## Resultados

A curva de acumulação de espécies indicou que foi atingida a suficiência amostral (Figuras 3 e 4).

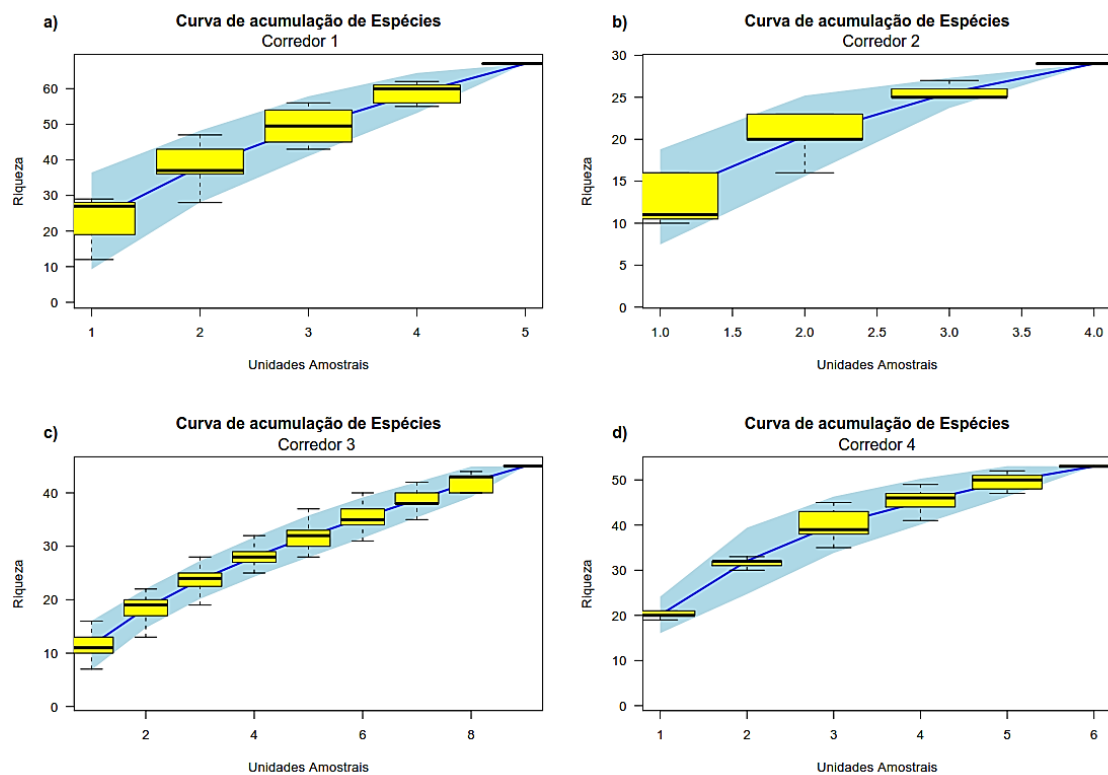


Figura 3- Curva de suficiência amostral, pelo método randômico, em azul, a faixa de intervalo de confiança a 95%, assim como o boxplot por parcela (em amarelo).: a) do corredor 1, b) do corredor 2, c) do corredor 3 e d) do corredor 4.

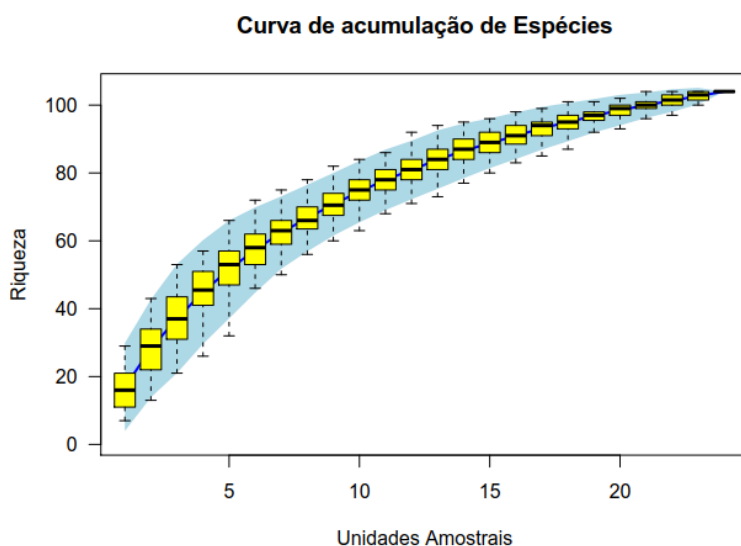


Figura 4- Curva de suficiência amostral, pelo método randômico de todas as parcelas amostradas. Em azul, a faixa de intervalo de confiança a 95%, assim como o boxplot por parcela (em amarelo).

#### Composição florística

Foram encontrados 934 indivíduos, pertencentes a 104 espécies, distribuídas em 76 gêneros e 34 famílias botânicas (ANEXO 1), sendo 67 espécies encontradas no corredor 1; 29 espécies no corredor 2; 45 espécies no corredor 3 e 53 espécies no corredor 4.

Das espécies encontradas, 11 espécies foram comuns nos quatro corredores, sendo elas *Annona sylvatica* A.St.-Hil., *Copaifera langsdorffii* Desf., *Dilodendron bipinnatum* Radlk., *Lithraea molleoides* (Vell.) Engl., *Luehea divaricata* Mart. & Zucc., *Machaerium villosum* Vogel, *Myrcia splendens* (Sw.) DC., *Myrcia tomentosa* (Aubl.) DC., *Platypodium elegans* Vogel, *Protium widgrenii* Engl. e *Tapirira guianensis* Aubl. As espécies encontradas em todos os corredores são espécies comumente encontradas na região (Brasil, 2005; Gonzaga et al., 2008) (Figura 5).

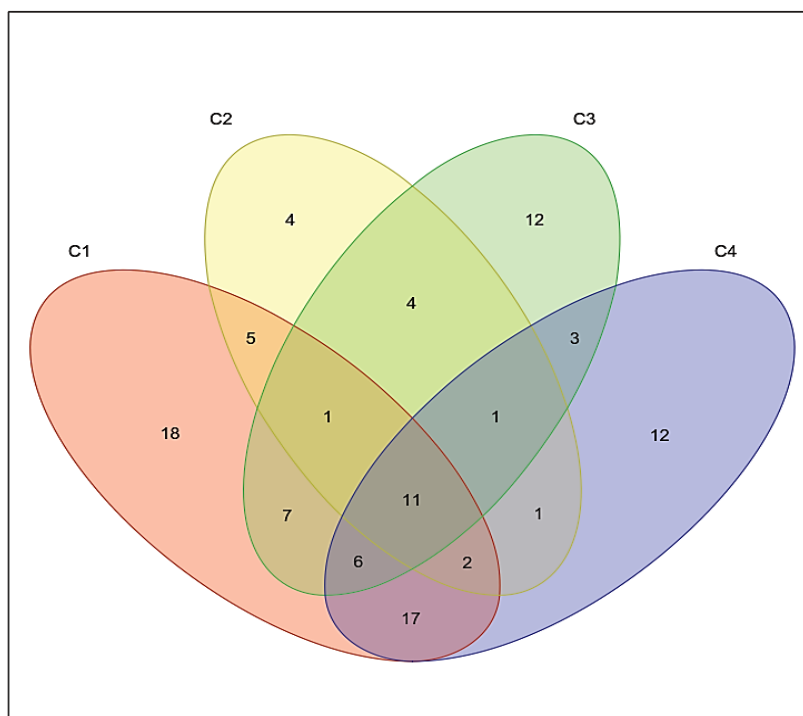


Figura 5- Diagrama com número de espécies por corredor, incluindo o número de espécies em comum entre os corredores, sendo C1 - corredor 1, C2 - corredor 2, C3 - corredor 3 e C4 - corredor 4.

No corredor 1, 26,87% de suas espécies são exclusivas, enquanto 16,42% de suas espécies ocorrem nos 4 corredores; no corredor 2, 13,79% de suas espécies são exclusivas, enquanto 37,93% são compartilhados por todos os corredores; o corredor 3 apresenta 26,67% de suas espécies são exclusivas e 24,44% de suas espécies são compartilhadas por todos os corredores e o corredor 4 apresenta 22,64% de suas espécies exclusivas, enquanto 20,75% das espécies estão presentes em todos os demais corredores.

Das espécies encontradas, a única que se encontra classificada como vulnerável é a *Cedrela fissilis* Vell.(Ministério do Meio Ambiente, 2014).

As famílias com maior riqueza de espécies foram Fabaceae (28), Lauraceae (9), Myrtaceae (8), Rubiaceae (5), Anacardiaceae (4), Annonaceae (4), Meliaceae (4), Rutaceae (4) e Sapindaceae (4), enquanto as famílias com maior número de indivíduos foram Fabaceae (184), Anacardiaceae (123), Lauraceae (91), Burseraceae (59), Annonaceae (56), Myrtaceae (53), Malvaceae (41), Salicaceae (39) e Cannabaceae (33).

A análise de similaridade de Sørensen, por comparação das medias das comunidades mostrou que os corredores não são significativamente similares (Tabela 1).

*Tabela 1- Similaridade de Sørensen, por comparação das medias das comunidades. Onde C1 - corredor1; C2 - corredor2; C3 - corredor3; C4 - corredor4; X e Y são os corredores pareados; dif é a diferença entre as médias de X e Y; sig – significância e sigF- valor da significância de F.*

| <b>X</b> | <b>Y</b> | <b>dif</b> | <b>sig</b> | <b>F</b> | <b>sigF</b> |
|----------|----------|------------|------------|----------|-------------|
| C1       | C2       | -0,01      | 0,36       | 0,05     | 0,76        |
| C1       | C3       | 0,00       | 0,41       | 0,03     | 0,82        |
| C2       | C3       | 0,00       | 0,46       | 0,00     | 0,94        |
| C1       | C4       | -0,01      | 0,30       | 0,12     | 0,62        |
| C2       | C4       | 0,00       | 0,43       | 0,01     | 0,88        |
| C3       | C4       | 0,00       | 0,41       | 0,03     | 0,84        |

O índice de similaridade de Sørensen foi maior entre os corredores 1 e 4 (0,60) e menor entre os corredores 2 e 4 (0,37) (Tabela 2).

*Tabela 2 – Índice de similaridade de Sørensen, par-a-par. Onde C1 – corredor 1, C2 – corredor 2, C3 – corredor 3, C4 – corredor 4.*

|           | <b>C1</b> | <b>C2</b> | <b>C3</b> |
|-----------|-----------|-----------|-----------|
| <b>C2</b> | 0,40      |           |           |
| <b>C3</b> | 0,45      | 0,46      |           |
| <b>C4</b> | 0,60      | 0,37      | 0,43      |

### *Análise Estrutural*

Na análise de correspondência retificada (DCA) da composição e abundância florística, observou-se um agrupamento das parcelas dos corredores 1 com 4 e corredores 2 com 3 (Figura 6). Os eixos explicaram 99,8% da variação dos dados.

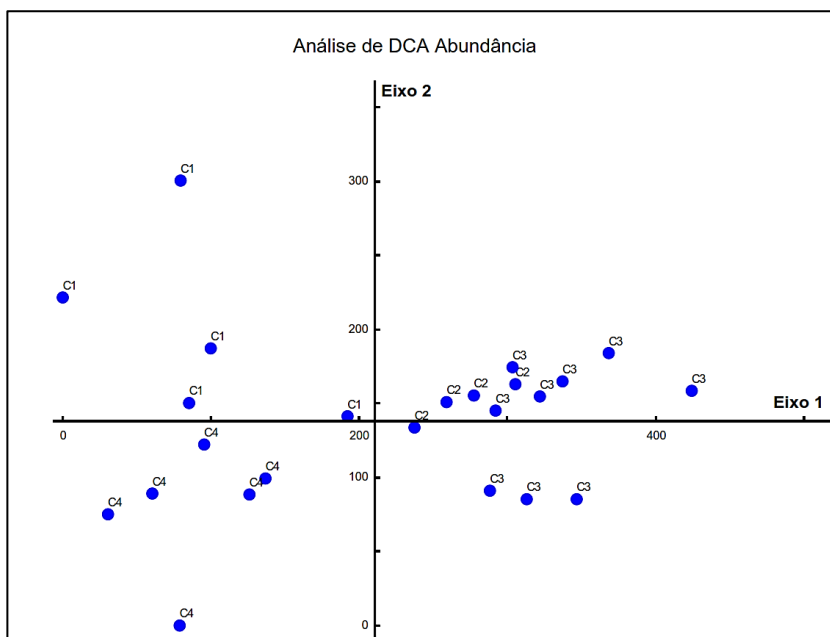


Figura 6 - Resultados da análise de DCA, pela abundância de indivíduos, com a distribuição por parcelas amostradas

Na análise de correspondência retificada (DCA) da composição e presença e ausência florística, observou-se um agrupamento das parcelas dos corredores 1 com 4 e corredores 2 com 3 (Figura 7). Os eixos explicaram 99,9% da variação dos dados.

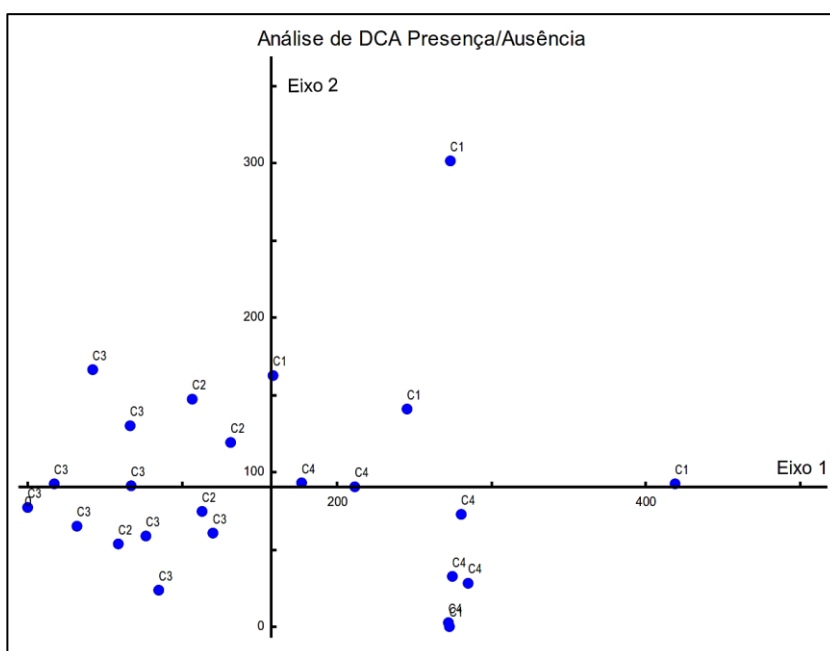


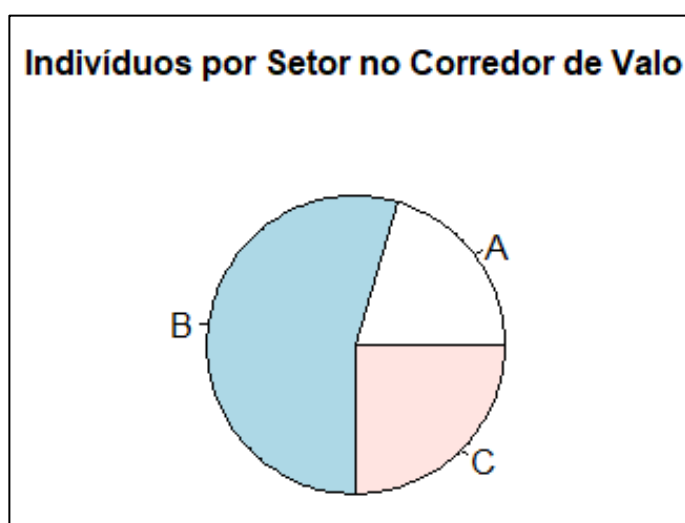
Figura 7 - Resultados da análise de DCA, pela presença e ausência de espécies, com a distribuição por parcelas amostradas

A equabilidade de Pielou mostrou que os corredores possuem altos índices de equabilidade, em que os corredores 1 e 2 obtiveram maior valor (0,87), seguido do corredor 4 (0,85) e com o menor valor o corredor 3 (0,75), mostrando que há dominância de espécies (Tabela 3), enquanto o índice na comparação entre todos os corredores foi 0,83.

*Tabela 3 – Índice de equabilidade de Pielou. Onde C1 – corredor 1, C2 – corredor 2, C3 – corredor 3, C4 – corredor 4.*

| Corredor | Pielou |
|----------|--------|
| C1       | 0,87   |
| C2       | 0,87   |
| C3       | 0,75   |
| C4       | 0,85   |

Dos indivíduos amostrados, 20,56% se encontram na borda do corredor (A); 54,50% dos indivíduos estão na encosta do valo (B) e 24,95% foram encontrados no fundo do valo (C) (Figura 8)



*Figura 8- Proporção de indivíduos por setor no corredor. A - proporção de indivíduos no setor da borda do valo; B - proporção de indivíduos no setor da encosta do valo e C - a, proporção de indivíduos no setor do fundo do valo.*

O teste de correlação de Pearson (Pearson, 1896) indicou alta correlação de espécies que em todos os setores, sendo maior entre as espécies que ocorrem na encosta e no centro do valo (Figura 9).



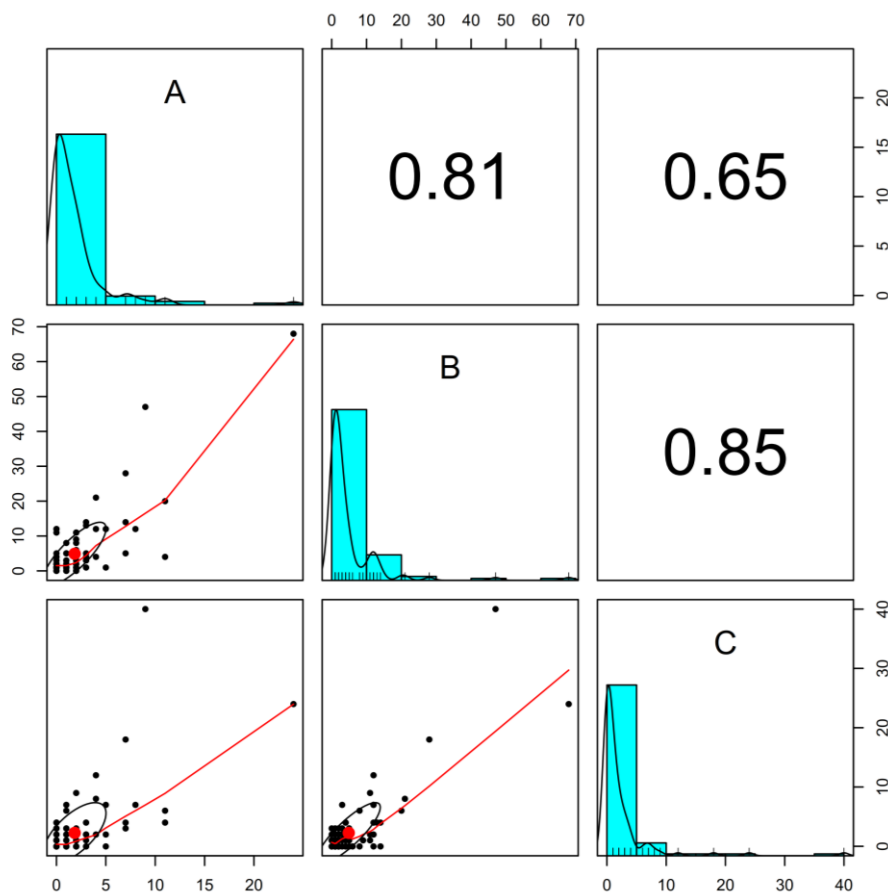


Figura 9 - Correlação entre as espécies nos setores do valo, sendo A o setor de borda, B o setor da encosta e C o setor do centro do valo.

Para nenhum dos parâmetros estruturais, a distribuição se apresentou normal no teste de normalidade de Shapiro-Wilk (Shapiro, 1965) ( $p < 0,05$ ). No teste de homogeneidade de Barlett (Bartlett, 1937), apenas a Frequência Absoluta apresentou distribuição homogênea ( $p > 0,05$ ).

#### *Estrutura horizontal*

O corredor com maior densidade de indivíduos por hectare foi o corredor 1 (2460 ind.ha<sup>-1</sup>), seguido pelo corredor 4 (1.788,89 ind.ha<sup>-1</sup>), com menor densidade, foram o corredor 3 (1.494,44 ind.ha<sup>-1</sup>) e corredor 2 (1.212,5 ind.ha<sup>-1</sup>). Na dominância absoluta, o corredor com maior índice foi o corredor 4 (99,35 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>), seguido do corredor 1 (90,57 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>). Com menor dominância foram o corredor 3 (46,79 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>) e o corredor 2 (12,80 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>). Em relação

a área basal, o corredor com maior área basal foi o corredor 4 (11,92 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>), seguido do corredor 1 (9,06 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>), corredor 3 (2,81 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>) e corredor 2 (1,02 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>) (ANEXO 2).

Na distribuição diamétrica, 47,22% dos indivíduos possuem entre 5 e 10 centímetros de DAP e 78,59% dos indivíduos possuem até 20 centímetros de DAP (Figura 10).

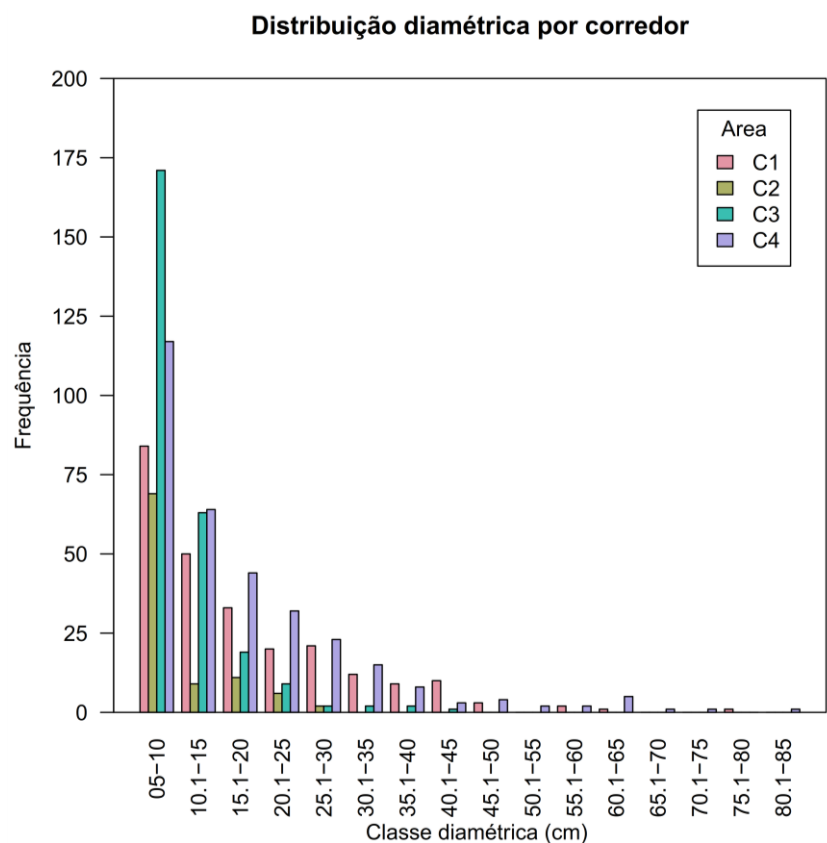


Figura 10 – Frequência de indivíduos por classe de diâmetro nos corredores. Onde C1 – corredor 1; C2 – corredor 2; C3 – corredor 3 e C4 – corredor 4.

O teste de Kruskal-Wallis da distribuição diamétrica nos corredores indicou variação significativa entre os corredores (Kruskal-Wallis  $X^2 = 132,1$ ,  $p = 0,00$ ), sendo os corredores 1 e 4 significativamente similares e os corredores 2 e 3 significativamente similares entre si (Figura 11).

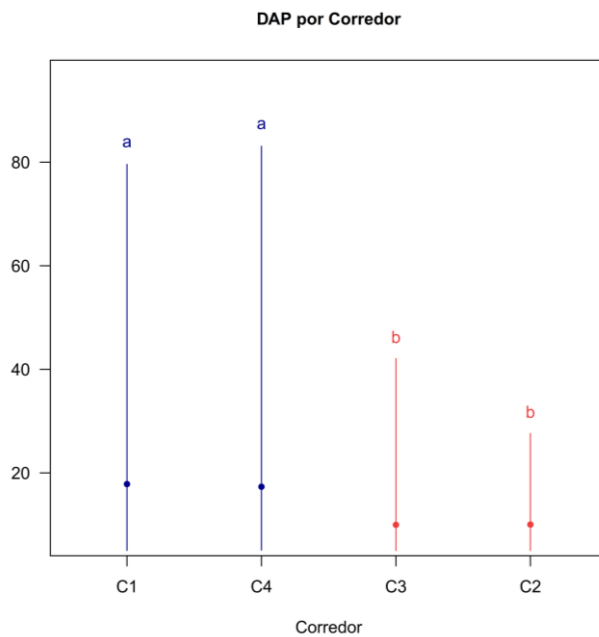


Figura 11 - Relação de significância pelo Teste de Kruskal-Wallis, a 95% de probabilidade da distribuição diamétrica por corredor. Onde C1 - corredor1, C2 - corredor2, C3 - corredor3, C4 - corredor4.

O teste de Kruskal-Wallis, a 95% de significância, indicou que em relação a densidade absoluta (Kruskal-Wallis  $X^2 = 11,279$ ,  $p = 0,01031$ ), os corredores 3 e 4 não são significativamente diferentes, enquanto o corredor 1 é significativamente similar aos corredores 2, 3 e 4, o 2 são significativamente diferentes dos corredores 3 e 4. Em relação a dominância absoluta (Kruskal-Wallis  $X^2 = 29,58$ ,  $p = 0,000002$ ), o teste indicou que os corredores 1 e 4 são similares entre si, assim como os corredores 2 e 3. Para a frequência absoluta (Kruskal-Wallis  $X^2 = 29,50$ ,  $p = 0,000002$ ), os corredores 1 e 4 são similares, enquanto os corredores 2 e 3 não são similares entre si ou entre os demais. Indicou também que em relação a área basal (Kruskal-Wallis  $X^2 = 30,63$ ,  $p = 0,000001$ ), os corredores 1 e 4 são significativamente diferentes entre si e dos demais corredores, enquanto os corredores 2 e 3 são significativamente similares (Figura 12).

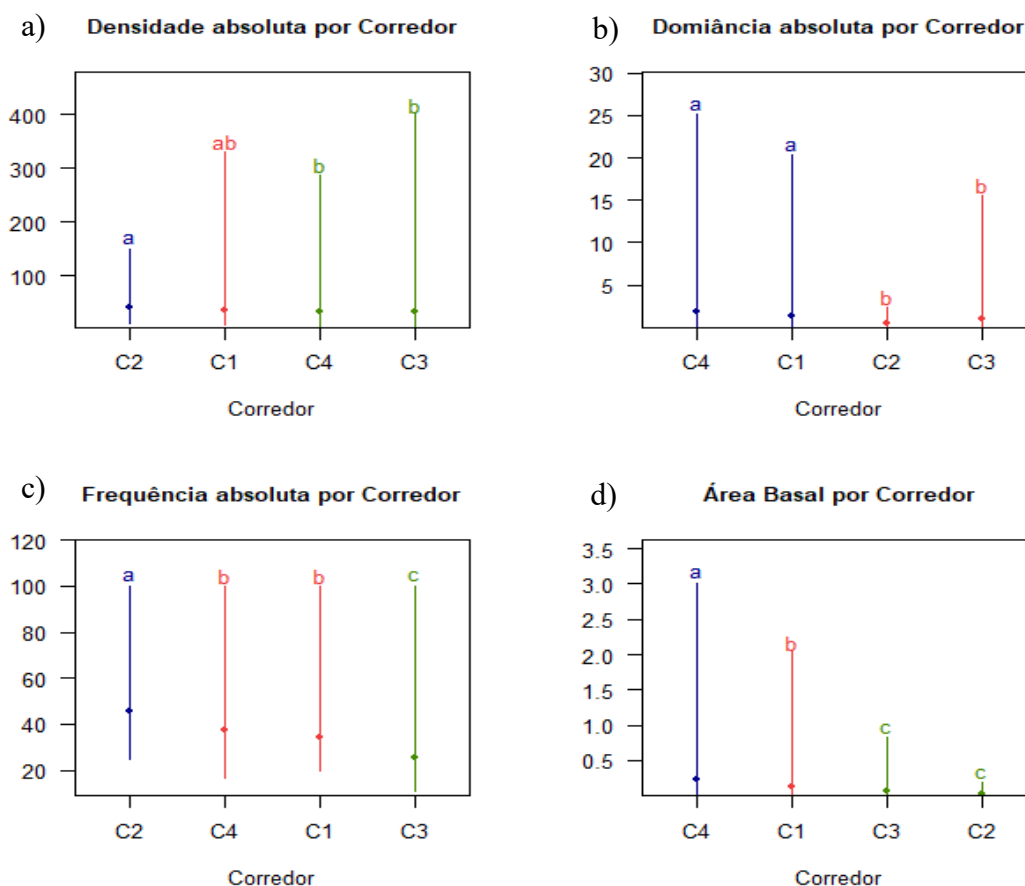


Figura 12 - Relação de significância pelo Teste de Kruskal-Wallis, a 95% de probabilidade. Sendo a) DA por corredor, b) DoA por corredor, c) FA por corredor e d) AB por corredor. Onde C1 - corredor1, C2 - corredor2, C3 - corredor3, C4 - corredor4.

As espécies com maior valor de importância (VI) foram *Copaifera langsdorffii* Desf. (39,72), *Tapirira guianensis* Aubl. (22,86), *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand (12,38), *Luehea grandiflora* Mart. & Zucc. (9,70), *Ocotea corymbosa* (Meisn.) Mez (9,17), *Annona sylvatica* A.St.-Hil. (9,07), *Celtis iguanaea* (Jacq.) Sarg. (7,90), *Casearia sylvestris* Sw. (7,44), *Nectandra nitidula* Nees (7,00), *Machaerium nyctitans* (Vell.) Benth. (6,91) (ANEXO 2).

As espécies de maior VI no corredor 1 foram *Copaifera langsdorffii* Desf. (40,20), *Machaerium nyctitans* (Vell.) Benth. (15,24), *Luehea grandiflora* Mart. & Zucc. (14,83), *Annona sylvatica* A.St.-Hil. (13,12), *Cryptocarya aschersoniana* Mez (12,44), *Casearia sylvestris* Sw. (10,46), *Ocotea corymbosa* (Meisn.) Mez (10,13), *Maclura tinctoria* (L.) D.Don

ex Steud. (9,61), *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand (9,14), *Annona dolabripetala* Raddi (8,65) (ANEXO 3).

As espécies de maior VI no corredor 2 foram *Tapirira guianensis* Aubl. (36,62), *Copaifera langsdorffii* Desf. (36,50), *Cecropia pachystachya* Trécul (23,45), *Myrcia tomentosa* (Aubl.) DC. (20,59), *Luehea grandiflora* Mart. & Zucc. (18,76), *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera (17,94), *Terminalia glabrescens* Mart. (14,96), *Lamanonia ternata* Vell. (12,51), *Platypodium elegans* Vogel (9,89), *Lithraea molleoides* (Vell.) Engl. (9,38) (ANEXO 4).

As espécies de maior VI no corredor 3 foram *Tapirira guianensis* Aubl. (45,31), *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. (34,72), *Zanthoxylum riedelianum* Engl. (34,72), *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand (29,30), *Copaifera langsdorffii* Desf. (16,04), *Hyeronima alchorneoides* Allemão (10,93), *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera (10,13), *Dilodendron bipinnatum* Radlk. (8,59), *Myrcia tomentosa* (Aubl.) DC. (8,59), *Myrsine gardneriana* A.DC. (8,33) (ANEXO 5).

As espécies de maior VI no corredor 4 foram *Copaifera langsdorffii* Desf. (46,48), *Nectandra nitidula* Nees (18,57), *Celtis iguanaea* (Jacq.) Sarg. (15,75), *Tapirira guianensis* Aubl. (13,98), *Casearia sylvestris* Sw. (11,59), *Annona sylvatica* A.St.-Hil. (10,90), *Ocotea corymbosa* (Meisn.) Mez (9,93), *Gymnanthes klotzschiana* Müll.Arg. (8,97), *Trichilia catigua* A.Juss. (8,84), *Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. ex Mart. (8,16) (ANEXO 6).

#### Estrutura Vertical

Nos corredores, o estrato inferior é o estrato com menor número de indivíduos, sendo 54 no corredor 1; 9 no corredor 2; 26 no corredor 3 e 37 no corredor 4. O estrato médio é o estrato com maior número de indivíduos, sendo 141 no corredor 1; 76 no corredor 2; 194 no corredor 3 e 228 no corredor 4. No estrato superior foram encontrados 51 indivíduos no corredor 1; 12 no corredor 2; 49 no corredor 3 e 57 no corredor 4 (Figura 10).

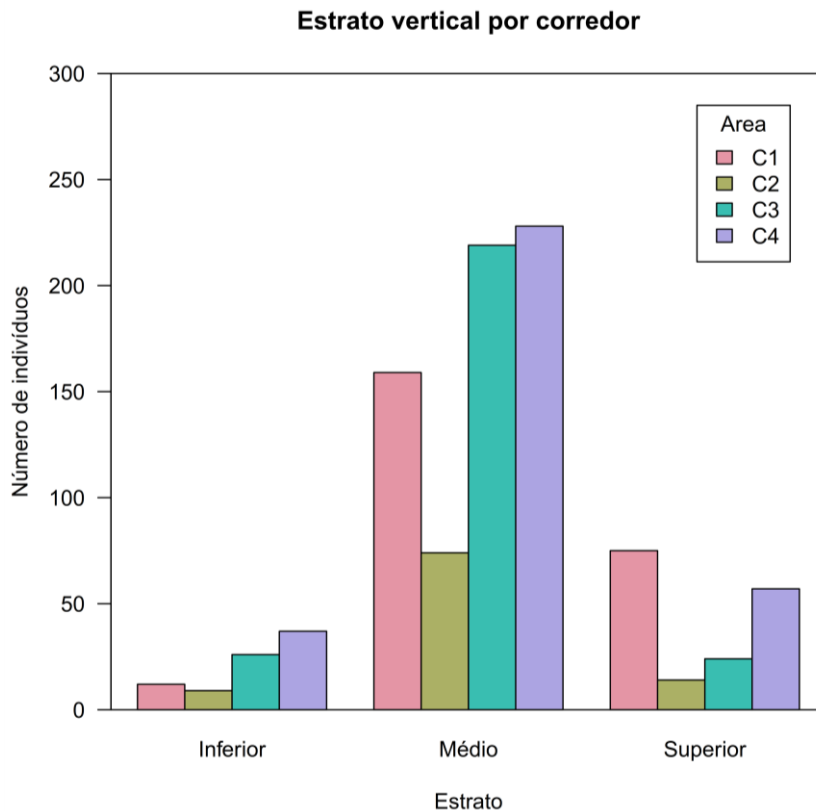


Figura 13 - Número de indivíduos por estrato vertical com todos os indivíduos amostrados, por corredor. Onde C1 - corredor1, C2 - corredor2, C3 - corredor3, C4 - corredor4.

O corredor com maior altura média foi o corredor 1 (6,50 m), seguido dos corredores 2 e 4 (5,56 m) e o corredor 3 (5,14 m). A altura média total foi 5,69 m.

Em relação à altura da primeira bifurcação média, o corredor que apresenta maior média foi o corredor 1 (3,29 m), seguido do corredor 4 (2,88 m), seguido do corredor 2 (2,57 m) e com as menores médias o corredor 3 (2,36 m).

As espécies com maior posição sociológica vertical relativa nos corredores foram *Tapirira guianensis* Aubl. (11,17%), *Copaifera langsdorffii* Desf. (10,86%), *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand (6,29%), *Annona sylvatica* A.St.-Hil. (4,14%), *Casearia sylvestris* Sw. (4,04%), *Nectandra nitidula* Nees (3,48%), *Ocotea corymbosa* (Meisn.) Mez

(2,75%), *Celtis iguanaea* (Jacq.) Sarg. (2,74%), *Luehea grandiflora* Mart. & Zucc. (2,56%), *Lithraea molleoides* (Vell.) Engl. (2,40%) (ANEXO 7).

As espécies com maior valor de importância ampliado (VIA) foram *Copaifera langsdorffii* Desf. (50,59), *Tapirira guianensis* Aubl. (34,03), *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand (18,67), *Annona sylvatica* A.St.-Hil. (13,21), *Luehea grandiflora* Mart. & Zucc. (12,26), *Ocotea corymbosa* (Meisn.) Mez (11,92), *Casearia sylvestris* Sw. (11,48), *Celtis iguanaea* (Jacq.) Sarg. (10,65), *Nectandra nitidula* Nees (10,48), *Lithraea molleoides* (Vell.) Engl. (8,40) (ANEXO 7).

O teste de Kruskal-Wallis mostrou que em relação a posição sociológica vertical (Kruskal-Wallis  $X^2 = 6,82$ ,  $p = 0,08$ ), o corredor 1 e 4 não são significativamente similares, enquanto os corredores 2 e 3 são significativamente similares entre si e aos corredores 1 e 4 (Figura 14). Em relação ao valor de importância ampliado (Kruskal-Wallis  $X^2 = 19,93$ ,  $p = 0,0002$ ), que leva em consideração a densidade relativa, dominância relativa, frequência relativa e posição sociológica relativa, mostra que apenas o corredor 2 não é significativamente similar aos demais, que são similares entre si (Figura 14).

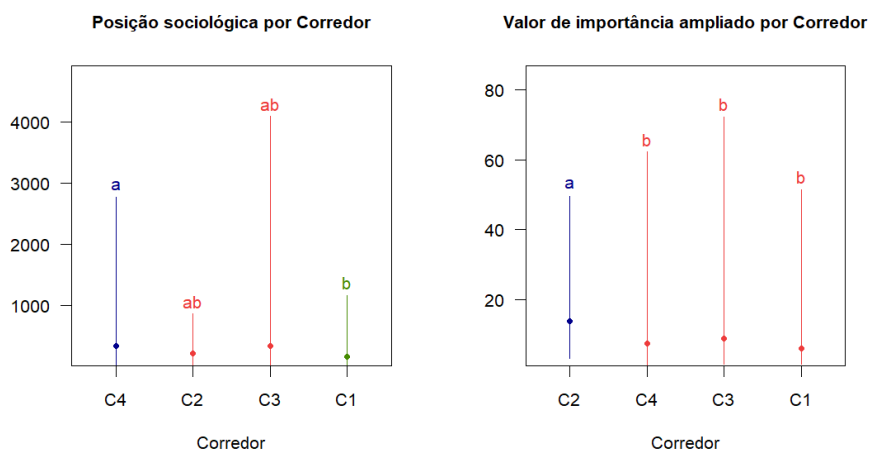


Figura 14- Gráficos contendo a relação de significância pelo Teste de Kruskal-Wallis, à esquerda sendo PSA por corredor e à direita sendo VIA por corredor. Onde C1 - corredor1, C2 - corredor2, C3 - corredor3, C4 - corredor4.

## Discussões

Na literatura existem poucos trabalhos associados a função dos corredores de vegetação como porções de habitat, sendo a maioria focada na sua função como elemento de conexão (Castro e van den Berg, 2013; Dainese et al., 2017).

Esta função é sem dúvida importante, contudo a importância dessas estruturas como porção de habitat para a fauna e flora em ambientes agrícolas não pode ser dispensada, uma vez que com a diminuição das áreas florestais os corredores de vegetação são muitas vezes o refúgio mais próximo que pode abrigar as espécies (Lecq et al., 2017), mesmo que estes sejam de pequena extensão e não conectados a fragmentos ou formando uma rede (Fialho et al., 2018; Varchola e Dunn, 2001).

Mesmo não fisicamente conectados, espera-se que ambientes mais próximos sejam mais similares, tanto na estrutura quanto na composição florística, devido a maior probabilidade de troca de propágulos e fluxo gênico entre as populações (Hevroy et al., 2018; Kwak et al., 1998; Prunier et al., 2017). Contudo, neste trabalho, a distância entre os corredores não demonstrou influenciar estatisticamente na estrutura horizontal ou vertical e na composição florística, sendo que os corredores mais distantes entre si (corredores 1 e 4) foram os que apresentaram maior índice de similaridade de Sørensen (0,6).

Estes resultados podem ser explicados pelo fato de os corredores terem a mesma fitofisionomia e estarem no mesmo domínio fitogeográfico, sendo esperado que haja uma homogeneidade de espécies. Porém, por este domínio ser uma área de transição entre os Domínios Atlântico e Cerrado (Brasil, 2005), mesmo em pequenas zonas territoriais é possível existir locais onde há maior influência de um domínio ou outro.



Os corredores 1 e 4 apresentaram maior quantidade de espécies que são mais comumente encontradas no Domínio Atlântico, como *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart., *Cassia ferruginea* (Schrad.) Schrad. ex DC. e *Inga vera* Willd. (Conama), enquanto os corredores 2 e 3 apresentam espécies encontradas tanto no Domínio Atlântico como espécies comumente encontrados no Domínio Cerrado como *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville, *Vochysia thyrsoidea* Pohl, e *Qualea grandiflora* Mart. (IBGE, 2012).

A extensão do corredor de vegetação como foi confirmado por este estudo não tem influência sobre a estrutura tanto vertical como horizontal da vegetação arbustivo-arbórea. Este resultado entra em conflito com a teoria da biogeografia de ilhas (MacArthur e Wilson, 2001) que afirma que quanto maior o fragmento, maior o número de espécies encontradas (Itescu, 2019; Kadmon e Allouche, 2007). Os corredores de valo, entretanto, não se enquadram nesta teoria. Segundo Castro e van den Berg (2013), isso se deve a heterogeneidade do ambiente, sendo que o valo apresenta três tipos de ambientes diferentes (borda, encosta e centro), cada um com propriedades distintas.

Por definição, todos os corredores estreitos são ambientes considerados sobre o “efeito de borda”, ou seja, alta incidência de radiação solar, influência da matriz, maior número de indivíduos e com menor área basal e altura (Dodonov et al., 2017, 2013; Franklin e Spies, 1992; Laurance et al., 2007). No caso dos corredores de vegetação em valo de divisa, ao contrário do esperado, a maioria dos indivíduos se concentrou na encosta do valo, seguida do centro e só então na borda, onde há maior influência dos fatores do “efeito borda”. Nos setores de encosta e centro do valo, há maior sombreamento e as propriedades do solo são diferente dos encontrados no setor de borda (Castro e van den Berg, 2013; Guimarães, 2010). Isto também é corroborado pelos índices de correlação, sendo as maiores obtidas entre os setores do interior do valo, seguido pela encosta e borda.

Na análise de equabilidade de Pielou, Castro e van den Berg (2013) encontrou valores entre 0,78 e 0,82, enquanto neste trabalho foram encontrados valores entre 0,75 e 0,87, valores mais próximos indicando dominância de espécies em ambos os casos.

Em termos da vegetação encontrada na região da área de estudo, o estudo realizado por Gonzaga et al. (2008), na Área de Proteção Ambiental Serra de São José (APA São José)/ Refúgio Estadual da Vida Silvestre Libélulas de São José (REVS Libélulas de São José) que se localiza a uma distância aproximada de 3,5 km lineares do corredor estudado mais próximo, encontrou densidade absoluta de 2.386,7 ind ha<sup>-1</sup> e área basal de 19,79 m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup>, e o levantamento que consta no Plano de Manejo da Floresta Nacional de Ritópolis (FLONA de Ritópolis) (Brasil, 2005), que se localiza a uma distância aproximada de 0,4 km linear do corredor estudado mais próximo (corredor 1), encontrou, para Floresta Estacional Semidecidual, densidade absoluta de 3.039,9 indha<sup>-1</sup> e área basal de 36,94 m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup>. Ambos obtiveram densidade de indivíduos maiores que as encontradas nos corredores estudados (DA= 1.945,8 ind ha<sup>-1</sup>), enquanto para área basal, apenas Floresta Estacional Semidecidual da FLONA de Ritópolis apresentou valor maior, enquanto os corredores estudados apresentaram maior área basal total (24,81 m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup>) do que os encontrados na área de floresta da APA São José.

Em corredores de vegetação em valo de divisa, o estudo realizado por Castro e van den Berg (2013) encontrou valores de densidade absoluta de 1.553 ind ha<sup>-1</sup> e área basal de 45,66 m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup>, que se mostraram distintos encontrados nos corredores deste estudo, sendo estes com maior densidade de indivíduos e menor área basal.

Existem poucos estudos que analisam a estrutura vertical de comunidades vegetais (Guilherme et al., 2004). A estrutura vertical das comunidades arbustivo-arbóreas nos diz como o dossel se apresenta, fator importante tanto para flora quanto para a fauna (Erdelen, 1984; Gabriel, 2005; Guimarães, 2010; Louzada et al., 2013; Sanquetta et al., 2002) e necessita de mais estudos.

## Conclusões

Corredores de vegetação em valo de divisa, mesmo tendo a mesma origem, nem sempre possuem similaridade florística, assim como a extensão e proximidade não influenciam na similaridade da composição florística. Em relação à extensão, era esperado que os corredores 1 e 3, ambos com mais de 1200 metros de extensão, fossem mais similares entre si em relação aos corredores 2 e 4, que possuem menos de 600 metros de extensão, enquanto com relação a proximidade não era esperado um agrupamento e a similaridade fosse maior entre os corredores em sequência. Em nenhum dos casos isso se provou verdadeiro.

Para os setores do valo, a maior quantidade de indivíduos se concentrou na encosta, o que não era esperado, porém, em relação as espécies, o padrão encontrado foi o esperado, sendo que as espécies de cada setor apresentam maior correlação com o setor adjacente.

Em termos de estrutura, para nenhum dos valores analisados houve indicação de semelhança em todos os corredores, sendo ao menos um corredor com diferença significativa.

Corredores ecológicos de valo, apesar de possuírem mesma origem possuem características estruturais e de composição florística únicas.

### Referências Bibliográficas

- APG IV, 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Bot. J. Linn. Soc.* 181, 1–20. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>
- Bartlett, M.S., 1937. Properties of sufficiency and statistical tests. *Proc. R. Soc. London. Ser. A-Mathematical Phys. Sci.* 160, 268–282.
- Baruqui, A.M., Filho, U.J.N., Paulo Emílio Ferreira da Motta, A. de C., 2006. Levantamento de reconhecimento de média intensidade dos solos da Zona Campos das Vertentes-MG. *Embrapa Solos-Boletim Pesqui. e Desenvolv.* 96, 326.
- Brasil, 2005. Plano de Manejo Flona de Ritópolis-diagnóstico. MMA - Ministério do Meio Ambiente/ IBAMA – Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis.
- Budke, J.C., Jarenkow, J.A., de Oliveira-Filho, A.T., 2010. Intermediary disturbance increases tree diversity in riverine forest of southern Brazil. *Biodivers. Conserv.* 19, 2371–2387. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9845-6>
- Capelo, J., 2018. Evidence of a Unique Association Between Single Forest Vegetation-Types and Seral Sequences: Praise for the Concept of ‘Vegetation Series’. p. 3–18. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-68738-4\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-68738-4_1)
- Castro, G.C., van den Berg, E., 2013. Structure and conservation value of high-diversity hedgerows in southeastern Brazil. *Biodivers. Conserv.* 22, 2041–2056. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0524-2>
- Coradin, L., Siminski, A., Reis, A., 2011. Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas pra o futuro, *Espécies Nativas da Flora Brasileira de Valor Econômico Atual ou Potencial Plantas para o Futuro - Região Sul.* <https://doi.org/978-85-7738-153-1>
- Costa, M. do P., Pereira, J.A.A., Benicio, M.H.M., 2012. Alometria e arquitetura de *Copaifera langsdorffii* em fitofisionomias no sul de mg. *Cienc. Florest.* 58, 2002.
- Dainese, M., Montecchiari, S., Sitzia, T., Sigura, M., Marini, L., 2017. High cover of hedgerows in the landscape supports multiple ecosystem services in Mediterranean cereal fields. *J. Appl. Ecol.* 54, 380–388. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12747>
- Dantas, T.V.P., Nascimento-Júnior, J.E. do, Ribeiro, A. de S., Prata, A.P. do N., 2010. Florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea das Areias Brancas do Parque Nacional Serra de Itabaiana/Sergipe, Brasil. *Rev. Bras. Botânica* 33, 575–588. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042010000400006>
- Dodonov, P., Braga, A.L., Harper, K.A., Silva Matos, D.M., 2017. Edge influence on plant litter biomass in forest and savanna in the Brazilian cerrado. *Austral Ecol.* 42, 187–197. <https://doi.org/10.1111/aec.12420>
- Dodonov, P., Harper, K.A., Silva-Matos, D.M., 2013. The role of edge contrast and forest structure in edge influence: Vegetation and microclimate at edges in the Brazilian cerrado. *Plant Ecol.* 214, 1345–1359. <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0256-0>

- Erdelen, M., 1984. Bird communities and vegetation structure: I. Correlations and comparisons of simple and diversity indices. *Oecologia* 61, 277–284. <https://doi.org/10.1007/BF00396773>
- Fialho, M.Y.G., Cerboncini, R.A.S., Passamani, M., 2018. Linear forest patches and the conservation of small mammals in human-altered landscapes. *Mamm. Biol.* <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.11.002>
- Franklin, F., Spies, A., 1992. Vegetation Responses To Edge Environments in. *Ecol. Appl.* 2, 387–396.
- Freitas, W.K. de, Magalhães, L.M.S., 2012. Métodos e Parâmetros para Estudo da Vegetação com Ênfase no Estrato Arbóreo. *Floresta e Ambient.* 19, 520–540. <https://doi.org/10.4322/floram.2012.054>
- Gabriel, V.D.A., 2005. Uso de cercas-vivas por aves em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica semidecídua. Universidade Estadual Paulista.
- Gonzaga, A.P.D., Oliveira Filho, A.T. de, Machado, E.L.M., Hargreaves, P., Machado, J.N. de M., 2008. Diagnóstico florístico-estrutural do componente arbóreo da floresta da Serra de São José, Tiradentes, MG, Brasil. *Acta Bot. Brasilica* 22, 505–520. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000200018>
- Grant, P.F., Nickling, W.G., 1998. Direct field measurement of wind drag on vegetation for application to windbreak design and modelling. *L. Degrad. Dev.* 9, 57–66. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-145X\(199801/02\)9:1<57::AID-LDR288>3.0.CO;2-7](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(199801/02)9:1<57::AID-LDR288>3.0.CO;2-7)
- Gross, A., Silva, A.C. da, Cruz, A.P., Kilca, R. de V., Nunes, A. da S., Duarte, E., Vefago, M.B., Santos, G.N. dos, Lima, C.L., Salami, B., Higuchi, P., 2018. Fragmentation as a key driver of tree community dynamics in mixed subtropical evergreen forests in Southern Brazil. *For. Ecol. Manage.* 411, 20–26. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.013>
- Guilherme, F.A.G., Morellato, L.P.C., Assis, M.A., 2004. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland atlantic rain forest, southeastern Brazil. *Rev. Bras. Botânica* 27, 725–737. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042004000400012>
- Guimarães, C.D. de C., 2010. Dinâmica Estrutural Da Comunidade Arbóreo-Arbustiva De Um Sistema Corredor-Fragmento Em Santo Antônio Do Amparo, Mg. UFLA.
- Guimarães, D.P., Reis, R.J., Landau, E.C., 2010. Índices pluviométricos em Minas Gerais. *Bol. Pesqui. e Desenvol.* 90. <https://doi.org/10.1136/annrheumdis-2018-eular.5524> LK - <http://sfx.library.uu.nl/utrecht?sid=EMBASE&issn=14682060&id=doi:10.1136%2Fannrheumdis-2018-eular.5524&atitle=Effectiveness%2C+tolerability%2C+and+safety+of+tofacitinib+in+rheumatoid+arthritis%3A+a+retrospective+analysis+of+real-world+data+from+the+st.+Gallen+and+Aarau+cohort&stitle=Ann.+Rheum.+Dis.&title=Annals+of+the+Rheumatic+Diseases&volume=77&issue=&page=1409&epage=&aulast=Mueller&aufirst=R.&aunit=R.&aufull=Mueller+R.&coden=&isbn=&pages=1409-&date>
- Hevroy, T.H., Moody, M.L., Krauss, S.L., 2018. Population genetic analysis reveals barriers and corridors for gene flow within and among riparian populations of a rare plant. *AoB Plants* 10, 1–12. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plx065>
- Hill, M.O., Gauch, H.G., 1980. Detrended Correspondence Analysis: An Improved Ordination Technique, in: *Classification and Ordination*. Springer Netherlands, Dordrecht, p. 47–58. [https://doi.org/10.1007/978-94-009-9197-2\\_7](https://doi.org/10.1007/978-94-009-9197-2_7)

- Holland, J.M., Bianchi, F.J., Entling, M.H., Moonen, A.-C., Smith, B.M., Jeanneret, P., 2016. Structure, function and management of semi-natural habitats for conservation biological control: a review of European studies. *Pest Manag. Sci.* 72, 1638–1651. <https://doi.org/10.1002/ps.4318>
- Hosokawa, R.T., Moura, J.B., Cunha, U.S., 2008. *Introdução ao manejo e economia de florestas*, 2 nd. ed. UFPR, Curitiba.
- IBGE, 2012. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. 2 edição. <https://doi.org/ISSN 0101-4234>
- Itescu, Y., 2019. Are island-like systems biologically similar to islands? A review of the evidence. *Ecography (Cop.)*. 42, 1298–1314. <https://doi.org/10.1111/ecog.03951>
- Júnior, A. de S., 2009. *Aplicação da classificação de Köppen para o zoneamento climático do estado de Minas Gerais*. Lavras Univ. Fed. Lavras. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola/Engenharia de Água e Solo ...), Lavras.
- Jurasinski, G., 2015. Package ‘simba’.
- Kadmon, R., Allouche, O., 2007. Integrating the effects of area, isolation, and habitat heterogeneity on species diversity: a unification of island biogeography and niche theory. *Am. Nat.* 170, 443–54. <https://doi.org/10.1086/519853>
- Kindt, R., Coe, R., 2005. *Tree diversity analysis: a manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre.
- Kwak, M.M., Velterop, O., van Andel, J., 1998. Pollen and gene flow in fragmented habitats. *Appl. Veg. Sci.* 1, 37–54. <https://doi.org/10.2307/1479084>
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A., Ewers, R.M., Harms, K.E., Luizão, R.C.C., Ribeiro, J.E., 2007. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS One* 2. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0001017>
- Lecq, S., Loisel, A., Brischoux, F., Mullin, S.J., Bonnet, X., 2017. Importance of ground refuges for the biodiversity in agricultural hedgerows. *Ecol. Indic.* 72, 615–626. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.032>
- Louzada, J., Van den Berg, E., Passamani, M., Castro, G.C., Rocha, M.F., Mesquita, A.O., Correa, B.S., 2013. Corredores lineares de vegetação em paisagens agrícolas do Sul de Minas Gerais: histórico, funções ecológicas e valor de conservação, in: *Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil*. UFPR, Curitiba, p. 135–159.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 2001. *The theory of island biogeography*. Princeton university press.
- Machado, F.S., 2004. *Valos e fragmentos florestais da região de Lavras, MG: aspectos históricos, culturais, sociais e ecológicos*. Universidade Federal de Lavras.
- Martins, F.R., 1991. *Estrutura de uma floresta mesófila*. Editora da Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- McCune, B., Mefford, M.J., 2006. *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data*. Data Version 5.10.
- Meragiaw, M., Woldu, Z., Martinsen, V., Singh, B.R., 2018. Woody species composition and diversity of riparian vegetation along the Walga River, Southwestern Ethiopia. *PLoS One* 13, e0204733. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204733>

- Ministério do Meio Ambiente, 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção, Portaria MMA 443, 17 de dezembro de 2014.
- Moreira, B., 2014. Estrutura, diversidade e regeneração arbórea de uma Floresta Atlântica secundária submetida à supressão do sub-bosque. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Mori, S.A., 1989. Manual de manejo do herbário fanerogâmico. Centro de pesquisas do Cacau.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H., 1974. Aims and methods of vegetation ecology. Wiley.
- Noss, R.F., 1987. From plant communities to landscapes in conservation inventories: A look at the nature conservancy (USA). *Biol. Conserv.* 41, 11–37. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(87\)90045-0](https://doi.org/10.1016/0006-3207(87)90045-0)
- Oksanen, A.J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Minchin, P.R., Hara, R.B.O., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., 2018. Package ‘vegan’.
- Oliveira, M.C. de, Felfili, J.M., Júnior, M.C. da S., 2015. Comparação florístico-estrutural dos estratos adulto e de regeneração em Mata de Galeria perturbada no Distrito Federal, Brasil. *Rev. Bras. Biociências* 13, 142–154.
- Pearson, K., 1896. Mathematical Contributions to the Theory of Evolution. III. Regression, Heredity, and Panmixia. *Philos. Trans. R. Soc. A Math. Phys. Eng. Sci.* 187, 253–318. <https://doi.org/10.1098/rsta.1896.0007>
- Pereira, J.A.A., Oliveira-Filho, A.T., Lemos-Filho, J.P., 2007. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. *Biodivers. Conserv.* 16, 1761–1784. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9063-4>
- Pott, R., 2011. Phytosociology: A modern geobotanical method. *Plant Biosyst.* 145, 9–18. <https://doi.org/10.1080/11263504.2011.602740>
- Prunier, R., Akman, M., Kremer, C.T., Aitken, N., Chuah, A., Borevitz, J., Holsinger, K.E., 2017. Isolation by distance and isolation by environment contribute to population differentiation in *Protea repens* (Proteaceae L.), a widespread South African species. *Am. J. Bot.* 104, 674–684. <https://doi.org/10.3732/ajb.1600232>
- R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing.
- Revelle, W., 2019. Package “psych” - Procedures for Psychological, Psychometric, and Personality Research.
- Ribeiro, J. F., & Walter, B.M.T., 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado, in: Cerrado : ambiente e flora. p. 87–166.
- Sanquetta, C.R., Pizzato, W., Netto, S.P., Filho, A.F., Einfeld, R. de L., 2002. Estrutura vertical de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Centro-Sul do Paraná. *Floresta* 32. <https://doi.org/10.5380/rf.v32i2.2291>
- Schmucki, R., de Blois, S., 2009. Pollination and reproduction of a self-incompatible forest herb in hedgerow corridors and forest patches. *Oecologia* 160, 721–733. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1347-4>
- Shapiro, S.S., 1965. Shapiro-Wilk W test. *Biometrika* 52, 591–611.

- Sitzia, T., 2007. Hedgerows as corridors for woodland plants: A test on the Po Plain, northern Italy. *Plant Ecol.* 188, 235–252. <https://doi.org/10.1007/s11258-006-9159-7>
- Soares, C.P.B., de Paula Neto, F., de Souza, A.L., 2006. *Dendrometria e inventário florestal*. UFV, Viçosa.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J., 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research* 3rd ed. Freeman. New York, NY.
- Sørensen, T., 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biol. Skr.* 5, 1–34.
- Tang, Q., Liang, G., Lu, X., Ding, S., 2014. Effects of corridor networks on plant species composition and diversity in an intensive agriculture landscape. *Chinese Geogr. Sci.* 24, 93–103. <https://doi.org/10.1007/s11769-014-0659-4>
- Thiele, J., Kellner, S., Buchholz, S., Schirmel, J., 2018a. Connectivity or area: what drives plant species richness in habitat corridors? *Landsc. Ecol.* 33, 173–181. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0606-8>
- Thiele, J., Schirmel, J., Buchholz, S., 2018b. Effectiveness of corridors varies among phytosociological plant groups and dispersal syndromes. *PLoS One* 13, e0199980. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0199980>
- Van Den Berge, S., Tessens, S., Baeten, L., Vanderschaeve, C., Verheyen, K., 2019. Contrasting vegetation change (1974-2015) in hedgerows and forests in an intensively used agricultural landscape. *Appl. Veg. Sci.* <https://doi.org/10.1111/avsc.12424>
- Varchola, J.M., Dunn, J.P., 2001. Influence of hedgerow and grassy field borders on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) activity in fields of corn. *Agric. Ecosyst. Environ.* 83, 153–163. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00249-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00249-8)
- Venn, J., 1880. I. On the diagrammatic and mechanical representation of propositions and reasonings. London, Edinburgh, Dublin *Philos. Mag. J. Sci.* 10, 1–18.
- Warnes, A.G.R., Bolker, B., Bonebakker, L., Huber, W., Liaw, A., Lumley, T., Magnusson, A., Moeller, S., Schwartz, M., 2019. Package “gplots” Title Various R Programming Tools for Plotting Data.



**Tatiana de Magalhães Machado Sozzi Miguel<sup>1\*</sup> e Gislene Carvalho de Castro<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> *Universidade Federal de São João del- Rei.*

[\\*tatianamachadosozzi@gmail.com](mailto:*tatianamachadosozzi@gmail.com)

---

**Resumo-**Os corredores de vegetação vêm ocupando um papel importante na conservação da biodiversidade. Uma das vantagens do corredor de vegetação em valo de divisa são as suas dimensões, pois não ocupam áreas que podem ser produtivas. Para compreender a real importância ecológica dos corredores de valo, um estudo de sua diversidade é fundamental. Neste contexto, o objetivo deste estudo foi analisar a diversidade de corredores de vegetação, a nível de alfa e beta diversidade, diversidade funcional e diversidade filogenética. O conceito de diversidade, inclui diversidade taxonômica, diversidade entre comunidades, diversidade funcional, diversidade filogenética. Para a análise da diversidade em comunidades arbustivo-arbórea foram calculadas a diversidade alfa, sendo o corredor com maior diversidade para o índice de Shannon-Weaver e riqueza de espécies foi o corredor1. Na comparação da diversidade entre os corredores, o par de corredores 1 e 4 e o par de corredores 2 e 3, apresentaram menor diversidade entre eles, formando um agrupamento. Na diversidade funcional, os parâmetros utilizados foram síndrome de dispersão e estágio sucessional. Para os índices, os corredores com maior diversidade para a Equidade Funcional (FEve) e Distância Funcional (FDis), foi o corredor 2, para Riqueza Funcional (FRiq), Entropia quadrática de Rao (Q), o corredor1 obteve maior valor, para Médias ponderadas ao nível de comunidade dos valores dos traços funcionais (CWM), em todos os corredores, houve predominância de Zoocoria e para os corredores 1 e 4 houve predominância de espécies secundárias iniciais, enquanto para os corredores 2 e 3 houve predominância de espécies pioneiras. Na diversidade filogenética, os corredores que apresentou maior valor para diversidade filogenética (PD), o índice de parentesco líquido (NRI) e o índice do táxon mais próximo (NTI) foi o corredor1, enquanto para a distância filogenética média (MPD) foi o corredor 4, já para a distância média do táxon filogenético mais próximo (MNTD) o corredor 2 obteve valores maiores. Os corredores 1 e 4 obtiveram a maior distância filogenética, sendo o corredor 4 o mais filogeneticamente distante dos demais. Este estudo forneceu dados importantes sobre a diversidade em estruturas estreitas e longas, não conectadas entre si, e indicou a importância das mesmas para conservação.

**Palavras-Chave:** corredores, diversidade alfa, diversidade beta, diversidade funcional, diversidade filogenética.

## Chapter II: - Multiple diversity in vegetation corridors.

**Tatiana de Magalhães Machado Sozzi Miguel<sup>1\*</sup> e Gislene Carvalho de Castro<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> *Universidade Federal de São João del- Rei.*

[\\*tatianamachadosozzi@gmail.com](mailto:*tatianamachadosozzi@gmail.com)

---

**Abstract** - Vegetation corridors play an important role in biodiversity conservation. One of the advantages of the vegetation corridors in boundary ditches is its dimensions, as they do not occupy areas that can be productive. To understand the real ecological importance of ditches corridors, a study of their diversity is critical. In this context, the objective of this study was to analyze the diversity of vegetation corridors in boundary ditches, at the level of alpha and beta diversity, functional diversity and phylogenetic diversity. The concept of diversity includes taxonomic diversity, diversity among communities, functional diversity, phylogenetic diversity. For the analysis of diversity in shrub-tree communities, alpha diversity was calculated, and the corridor with the greatest diversity for the Shannon-Weaver index and species richness was the corridor1. In the comparison of the diversity among the corridors, the pair of corridors 1 and 4 and the pair of corridors 2 and 3, presented smaller diversity among them, forming a grouping. In functional diversity, the parameters used were dispersion syndrome and successional stage. For the indices, the corridors with the greatest diversity for Functional Evenness (FEve) and Functional Distance (FDis) was Corridor 2, for Functional Richness (FRiq), Quadratic Entropy of Rao (Q), corridor1 obtained higher value, for community-level means of trait values (CWM), in all corridors, there was a predominance of Zoocoria and for corridors 1 and 4 there was a predominance of initial secondary species, whereas for corridors 2 and 3 there was a predominance of pioneer species . In the phylogenetic diversity, the corridors that presented the greatest value for phylogenetic diversity (PD), the net relatedness index (NRI) and the nearest taxon index (NTI) was the corridor 1, while for the mean phylogenetic distance (MPD) the corridor 4 presented higher values, for mean nearest phylogenetic taxon distance (NTMD), corridor 2 obtained higher values. Corridors 1 and 4 obtained the greatest phylogenetic distance, with corridor 4 being the most phylogenetically distant of the others. This study provided important data on diversity in narrow and long structures, not connected to each other, and indicated their importance for conservation.

**Key words:** corridors, alpha diversity, beta diversity, functional diversity, phylogenetic diversity.

---

## Introdução

O conceito de biodiversidade, ou diversidade biológica, foi definida pela Convenção sobre Diversidade Biológica, na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento no Rio de Janeiro, em 1992 como sendo “a variabilidade de organismos vivos de todas as origens, compreendendo, dentre outros, os ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos de que fazem parte: compreendendo ainda a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas”.

Este conceito abrangente, inclui diversidade taxonômica, diversidade funcional, diversidade filogenética e várias outras ramificações (Bacaro et al., 2012; Colwell, 2014; Groes et al., 1994; Lavorel et al., 2008; Pontara et al., 2018; Sepkoski, 1988), provendo aos ecólogos uma ampla gama de ferramentas para responder as mais variadas perguntas ecológicas. Assim sendo, a análise de comunidades arbustivo-arbóreas pode ser mensurada pela 1) riqueza de espécies ou diversidade taxonômica; 2) diversidade funcional; 3) diversidade filogenética; 4) diversidade beta; entre outras.

A riqueza de espécie é o parâmetro mais comumente usados em ecologia de comunidades (Helm et al., 2006; Lampinen et al., 2018; Medeiros et al., 2016). Isso se deve ao fato de ser facilmente comparado e de amplo entendimento por tomadores de decisão políticas de gestão e conservação (Lelli et al., 2019; Rezende et al., 2015; Venzke e Martins, 2014). Contudo, este parâmetro possui limitações, uma vez que não leva em consideração espécies raras (Freitas et al., 2012; Gotelli e Colwell, 2001) e tem sido usada aliada com outros parâmetros, como diversidade funcional, para uma compreensão mais clara das comunidades (Carreño-Rocabado et al., 2012; Machado et al., 2016; Metzger, 2000).

A diversidade funcional é um parâmetro que leva em consideração a função dos indivíduos, podendo ser intraespecífica ou interespecífica (Emer et al., 2018; Reich et al., 1997).

A diversidade funcional intraespecífica é usada majoritariamente em estudos de populações, uma vez que leva em consideração um grande número de parâmetros de cada indivíduo (Cianciaruso et al., 2009; Cornelissen et al., 2003; Fini et al., 2018). O estudo interespecífico vem ganhando destaque em estudo de comunidades, levando em consideração as funções ecológicas das espécies ou grupos funcionais (Mouchet et al., 2010; Petchey et al., 2009; Petchey e Gaston, 2002).

Em alguns casos, a diversidade funcional pode ser medida como a dimensão filogenética da diversidade de espécies, quando a obtenção de outros parâmetros funcionais são de obtenção inviável, ou como forma de agrupamento funcional (Devictor et al., 2010; Flynn et al., 2011; Santo-Silva et al., 2018; Swenson, 2011; Swenson e Enquist, 2009; Xu et al., 2019). Contudo, a diversidade filogenética de uma comunidade fornece outra informação importante, a base evolutiva da comunidade (Cianciaruso et al., 2009; Gastauer e Meira Neto, 2017).

Os estudos de diversidade em corredores de vegetação têm se limitado a alfa e beta diversidade (Alignier, 2018; Alignier e Baudry, 2016). Não há, até a presente data, um estudo a nível de diversidade funcional e filogenética associados exclusivamente a vegetação arbustivo-arbórea de corredores de vegetação, sendo os mais próximos o estudo realizado por Favre-Bac (2016), que analisa o fluxo gênico entre duas espécies em corredores e o realizado por Vieira e Carvalho (2010), que analisa diversidade genética de uma espécie em sistema corredores-fragmento. Em corredores de vegetação estreitos, como os corredores em valos de divisa não há nenhum trabalho a nível de diversidade funcional e filogenética.

Este estudo tem como objetivo analisar a diversidade de corredores de vegetação, a nível de alfa e beta diversidade, diversidade funcional e diversidade filogenética e verificar as seguinte hipóteses: 1) o corredor com maior diversidade alfa também possui a maior diversidade funcional e filogenética; 2) os corredores mais próximos são mais similares entre si; 3) os corredores maiores possuem maior diversidade alfa, funcional e filogenética.

## Materiais e Métodos

### *Caracterização da área de estudo*

Foram analisados quatro corredores de valo, na região do Campo das Vertentes em Minas Gerais. Para mais informações, verificar capítulo 1 (Materiais e Métodos - Caracterização da área de estudo).

### *Coleta de dados*

Os dados foram coletados entre fevereiro de 2018 e maio de 2019. Foram escolhidos quatro corredores de vegetação em valo de divisa, levando em consideração a extensão (dois com menos de 600 metros de extensão e dois com mais de 1200 metros de extensão, intercalados), a localização (a aproximadamente 3 km de distância do corredor mais próximo) e a tipologia da vegetação, sendo compostos de vegetação arbustivo-arbórea com predominância de Floresta Estacional Semidecidual. O valo 1 possui 1.482 metros de extensão com 0,5928 ha de área, o valo 2 possui 341 metros de extensão e 0,1364 ha, o valo 3 possui 1.811 metros de extensão e 0,7244 ha e o valo 4 possui 556 metros de extensão e 0,2224 ha, totalizando uma área de 1,1676 ha.

Foi feita identificação das espécies arbustivo- arbóreas em campo, quando possível, e coleta de material e herborização segundo as técnicas convencionais (Mori, 1989) para identificação posterior. A identificação das exsiccatas foram realizadas por meio de consulta a herbários, especialistas, literatura especializada e classificado conforme o sistema *Angiosperm Phylogeny Group*, APG IV (APG IV, 2016).

As informações sobre atributos das espécies (síndrome e dispersão e estágio sucessional) foram obtidas através de consulta a resoluções do CONAMA (CONAMA, 2010a, 2010b, 2007, 2006, 1998, 1996, 1994a, 1994b; Gios, 2017; Lorenzi, 1998, 1992, 2009; Scolforo e Filho, 2006) *sites* do Instituto de Pesquisas Ecológicas (Paranaguá et al., 2019) e Árvores na

Agricultura – EMBRAPA (EMBRAPA, 2019). No caso de conflito de informação, foram priorizadas as informações fornecidas por Lorenzi (1992,1998,2009), ou quando não disponível, a encontrada em mais de uma fonte acima citada.

### *Análise de diversidade*

#### *Diversidade alfa*

A medida da diversidade local (diversidade alfa) foi obtida pelos índice de Shannon-Weaver ( $H'$ ) (Shannon, 1948) e riqueza de espécies ( $S$ ), calculados usando o pacote tabula (Frerebeau e Lebrun, 2019) no *software* R (R Core Team, 2018). Os valores obtidos pelo cálculo do índice de diversidade Shannon-Weaver foram comparados quanto à significância pelo teste - t de Hutcheson (Hutcheson, 1970) para comparar índices de diversidade ao nível de 5% ( $p < 0,05$ ), que testa a diferença entre o índice de diversidade para duas amostras. Assim, foram feitas comparações dois a dois entre os 4 corredores no *software* Past 3.2.2 (Hammer et al., 2001).

#### *Diversidade beta*

Para analisar a diversidade entre os corredores foi utilizado o índice de Bray-Curtis (valor da dissimilaridade global, medido como dissimilaridade de múltiplos locais de Bray-Curtis) (Bray e Curtis, 1957). Os índices foram calculados usando o pacote betapart (Baselga e Orme, 2012) e o pacote vegan (Oksanen et al., 2018) no *software* R (R Core Team, 2018).

#### *Diversidade funcional*

A diversidade funcional foi analisada levando-se em consideração estágio sucessional, pioneiro, secundário inicial, secundário tardio e clímax (Crestana et al., 2004; Ribas, 2001) e síndrome de dispersão de primeira ordem, anemocoria, autocoria e zoocoria (Haddad et al.,

2015; Jardim e Batalha, 2009; Lorenzi, 2009, 1998, 1992; Thiele et al., 2018). Estes parâmetros foram escolhidos pois representam características adaptativas das espécies vegetais, como resistência a exposição solar e necessidade de interação com a fauna para propagação (Maciel et al., 2003; Metzger, 2000).

Foi calculado a Entropia quadrática de Rao (Q) (Rao, 1982), Riqueza Funcional (FRiq)(Cornwell et al., 2006; Villéger et al., 2008), Distância Funcional (FDis) (Laliberte e Legendre, 2010), Equidade Funcional (FEve) (Villéger et al., 2008) e Médias ponderadas ao nível de comunidade dos valores dos traços funcionais (CWM), sendo índices complementares (Petchey et al., 2009). Os índices foram calculados usando a função o pacote FD (Laliberté et al., 2015) no *software* R (R Core Team, 2018).

#### *Diversidade filogenética*

A árvore filogenética foi construída com todas as espécies observadas e gerada usando a função Phylomatic do *software* Phylocom 4.2 (Webb et al., 2011), com ajuste em relação a mega - árvore da topologia R20120829 (Slik et al., 2018; Webb e Donoghue, 2005). Foi editada no *software* Mesquite e no *site* Interactive Tree of Life (Letunic e Bork, 2019).

Os índices de diversidade filogenética obtidos foram diversidade filogenética (PD) (Faith, 1992), a distância filogenética média (MPD) e a distância média do táxon filogenético mais próximo (MNTD; também conhecido como MNND) para cada amostra, o índice de parentesco líquido (NRI) e o índice do táxon mais próximo (NTI).

Também foram calculadas as comparações com modelo nulo, o qual foi o modelo 2 do *software* Phylocom (Espécies em cada amostra tornam-se sorteios aleatórios do pool de filogenia) (Webb et al., 2008). Foi obtido o CONDIST que é a distância entre as amostras, baseada na comparação dos táxons de cada amostra e a entropia quadrática de Rao (Patil e Rao, 1993).

## Resultados

### *Diversidade alfa*

A medida da diversidade local (diversidade alfa) foi obtida pelos índices de Shannon-Weaver e pela riqueza de espécies.

O índice de Shannon-Weaver foi maior no corredor 1 (3,655), seguido do corredor 4 (3,376), corredor 2 (2,930) e menor no corredor 3 (2,872) (Tabela 1).

*Tabela 1- Índices de diversidade alfa avaliados por corredor. Em que C1= corredor 1, C2= corredor 2, C3= corredor 3, C4= corredor 4.*

| Corredor | S  | Shannon (H') (nats.ind <sup>-1</sup> ) |
|----------|----|--|
| C1       | 67 | 3,66                                   |
| C2       | 29 | 2,93                                   |
| C3       | 45 | 2,87                                   |
| C4       | 53 | 3,38                                   |

Para o teste - t de Hutcheson, o índice de Shannon-Weaver foi significativamente igual apenas entre os corredores 2 e 3 ( $p > 0,05$ ) (Tabela 2).

*Tabela 2- Valores de p para o teste- t de Hutcheson. Em que C1= corredor 1, C2= corredor 2, C3= corredor 3, C4= corredor 4.*

|    | C1     | C2     | C3     |
|----|--------|--------|--------|
| C2 | 0.0000 |        |        |
| C3 | 0.0000 | 0.6547 |        |
| C4 | 0.0031 | 0.0002 | 0.0000 |

### *Diversidade beta*

Na análise de Bray-Curtis, e índice de Bray-Curtis total foi 0,7615, enquanto na análise par- a- par, os corredores mais dissimilares foram os corredores 2 e 4 (0,7852), sendo os menos dissimilares os corredores 1 e 4 (0,5141).



Tabela 2- Índices de Bray-Curtis avaliados por corredores par- a- par. Em que C1= corredor 1, C2= corredor 2, C3= corredor 3, C4= corredor 4.

|    | C1     | C2     | C3     |
|----|--------|--------|--------|
| C2 | 0,7026 |        |        |
| C3 | 0,7320 | 0,6557 |        |
| C4 | 0,5141 | 0,7852 | 0,7800 |

A distância de agrupamento foi calculada pelo método Bray-Curtis, que indicou agrupamento com os corredores 1 e 4 mais próximos e os corredores 2 e 3 mais próximos (Figura 1).

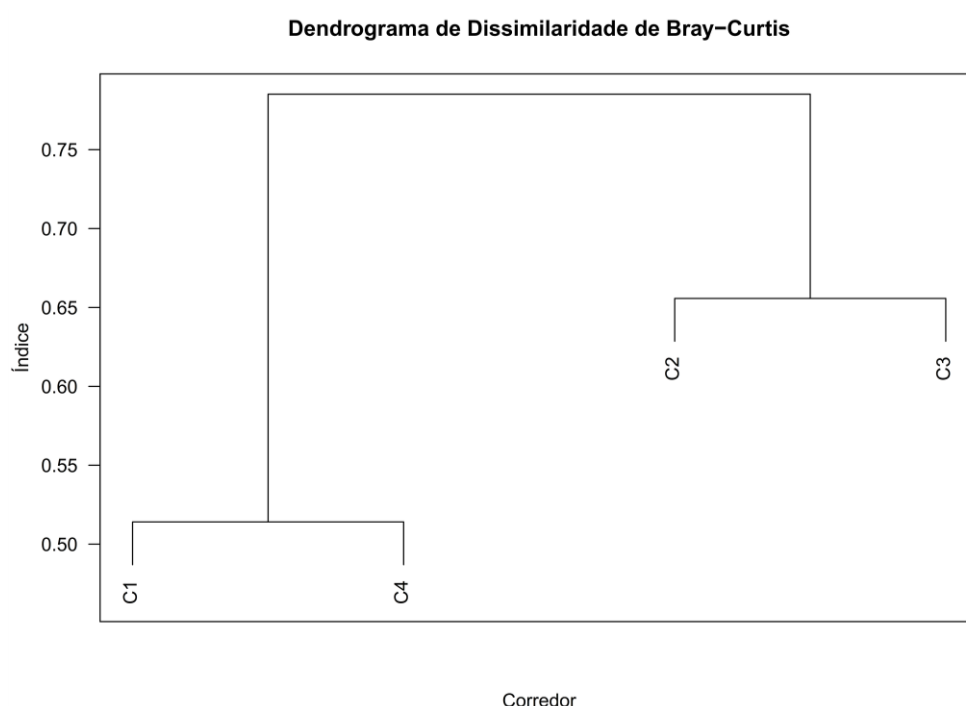


Figura1 – Dendrograma de dissimilaridade dos corredores pelo índice de Bray-Curtis. Em que C1= corredor 1, C2= corredor 2, C3= corredor 3, C4= corredor 4.

### *Diversidade funcional*

Para análise da diversidade funcional, os parâmetros utilizados foram síndrome de dispersão e estágio sucessional. Foram calculados a Entropia quadrática de Rao (Q), Riqueza Funcional (FRiq), Distância Funcional (FDis), Equidade Funcional (FEve) e médias ponderadas ao nível de comunidade dos valores dos traços funcionais (CWM).

O corredor com maior FRic e RaoQ foi o corredor 1 (0,9231) que também foi o corredor com maior número de espécies com um único indivíduo e de espécies no total. Para os parâmetros FEve e FDis, os maiores valores foram no corredor 2.

Os menores valores de FRic foram encontrados no corredor 2 enquanto os menores valores para FEve, FDis e RaoQ foram encontrados no corredor 3 (Tabela 3).

*Tabela 3- Índices de diversidade avaliados por corredor. Sendo Entropia quadrática de RAO = RaoQ, Riqueza Funcional = FRiq, Distância Funcional = FDis, Equidade Funcional = FEve. Médias ponderadas ao nível da comunidade dos valores de traços = CWM. Em que C1= corredor 1, C2= corredor 2, C3= corredor 3, C4= corredor 4.*

| Corredor | N Sp | Sp únicas | FRic   | FEve   | FDis   | RaoQ   | CWM- Dispersão | CWM- Estágio Sucessional |
|----------|------|-----------|--------|--------|--------|--------|----------------|--------------------------|
| C1       | 67   | 12        | 0,9231 | 0,1538 | 0,4192 | 0,2064 | Zoocoria       | Secundário Inicial       |
| C2       | 29   | 7         | 0,5385 | 0,1852 | 0,4277 | 0,1954 | Zoocoria       | Pioneiro                 |
| C3       | 45   | 8         | 0,6154 | 0,1395 | 0,3036 | 0,1182 | Zoocoria       | Pioneiro                 |
| C4       | 53   | 10        | 0,7692 | 0,1569 | 0,3951 | 0,1826 | Zoocoria       | Secundário Inicial       |

Para todos os corredores a síndrome de dispersão mais encontrada foi zoocoria. Em contrapartida o estágio sucessional mostrou um agrupamento entre os corredores 1 e 4, com predominância de espécies secundárias iniciais, e os corredores 2 e 3 com predominância de espécies pioneiras (Figura 2).

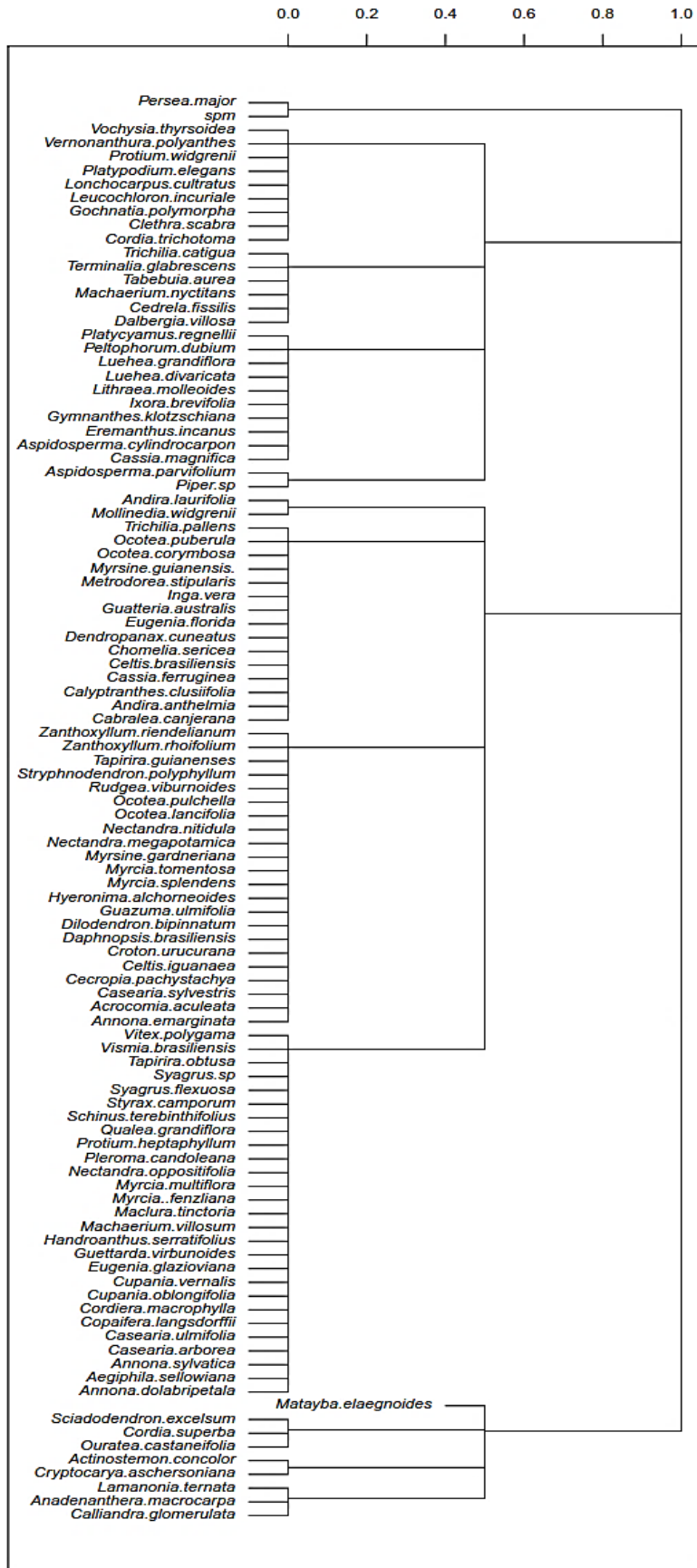


Figure 2 – Dendrograma de agrupamento das espécies por traço funcional.

### *Diversidade filogenética*

A diversidade filogenética pelo índice PD foi maior no corredor 1 (506,00), seguido do corredor 4 (456,00), corredor 3 (399,00) e com menor diversidade o corredor 2 (288,00) (Tabela 4). O teste de Kruskal- Wallis indicou que os valores de PD diferem significativamente entre os corredores (Kruskal-Wallis  $X^2 = 30,10$ ,  $p = 0,0001$ ).

Em relação a distância par-a-par entre as espécies (MPD) de cada corredor, o corredor que apresentou maior valor foi o corredor 4 e menor valor foi o corredor 1, porém para todos os corredores os valores não foram significativos ( $p > 0,05$ ). Para o índice de parentesco líquido (NRI), para os corredores 3 e 4, os valores indicam que as espécies são mais distantes filogeneticamente do que o esperado ao acaso, enquanto para os corredores 1 e 2 as espécies se apresentaram como esperado (Tabela 4).

Quando analisada distância média do vizinho mais próximo (MNTD), o corredor com maior valor foi o corredor 2 e o menor valor foi encontrado no corredor 1, porém, para todos os corredores, os valores não foram significativos ( $p > 0,05$ ). Quando analisado o índice do táxon mais próximo (NTI), os valores indicam que todos os corredores possuem muitas espécies congênicas e confamiliares, (Tabela 4).

*Tabela 4 – Índices de diversidade filogenética. Onde, N sp = Número de espécies na comunidade, PD = PD observada na comunidade, PDp = valor p das PD observadas vs. comunidades nulas, MPD = MPD observado na comunidade, MPDp = valor p do MPD observado vs. comunidades nulas, MNTD = MNTD observado na comunidade, MNTDp = valor p das MNTD observado vs. comunidades nulas, NRI = índice de parentesco líquido e NTI = índice do táxon mais próximo. Em que C1= corredor 1, C2= corredor 2, C3= corredor 3, C4= corredor 4.*

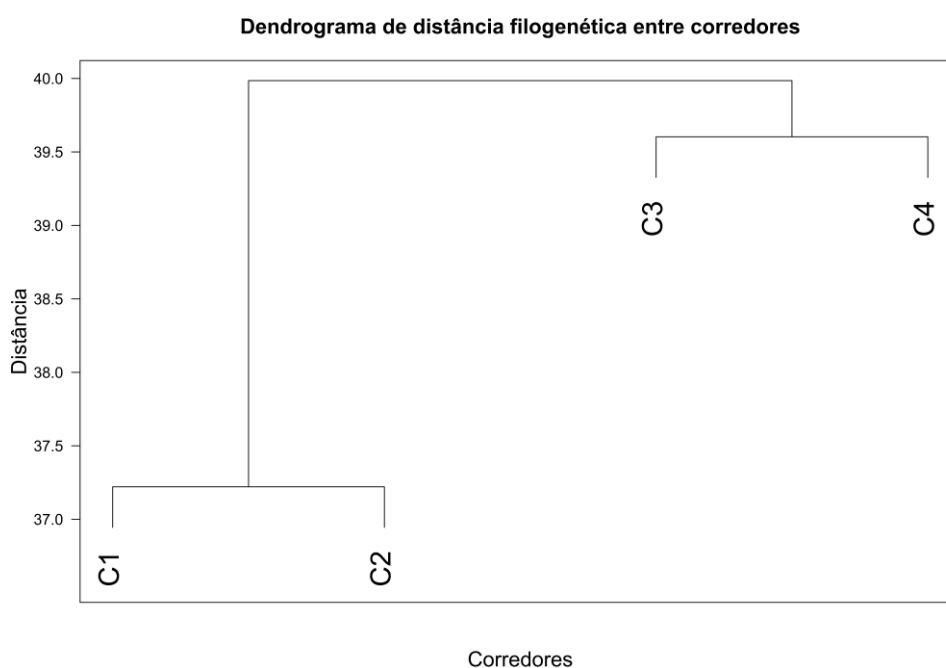
| Corredor | N sp | PD     | PDp  | MPD   | MPDp | MNTD | MNTDp | NRI   | NTI  |
|----------|------|--------|------|-------|------|------|-------|-------|------|
| C1       | 67   | 506,00 | 0,05 | 38,25 | 0,19 | 1,98 | 0,14  | 1,20  | 2,66 |
| C2       | 29   | 288,00 | 0,08 | 38,44 | 0,39 | 8,48 | 0,26  | 0,94  | 2,03 |
| C3       | 45   | 399,00 | 0,11 | 39,05 | 0,59 | 8,39 | 0,78  | -0,96 | 1,44 |
| C4       | 53   | 456,00 | 0,28 | 40,28 | 0,96 | 7,60 | 0,92  | -0,22 | 1,20 |

A análise de distância filogenética entre os corredores (COMDIST) indicou que os corredores possuem valores próximos, sendo a maior distância entre os corredores 1 e 4 (39,99), e a menor distância entre os corredores 1 e 2 (37,22) (Tabela 5)

*Tabela 5 - Distância filogenética entre os corredores par - a - par. Em que C1= corredor 1, C2= corredor 2, C3= corredor 3, C4= corredor 4.*

|    | C1    | C2    | C3    |
|----|-------|-------|-------|
| C2 | 37,22 |       |       |
| C3 | 39,76 | 39,15 |       |
| C4 | 39,99 | 39,16 | 39,60 |

Mesmo com valores de distância filogenética entre os corredores tenham se apresentado próximos, houve um agrupamento com o corredor 4 sendo mais distante e os corredores 2 e 3 mais próximos (Figura 4).



*Figure 3 –Agrupamento dos corredores por distância filogenética.*

A entropia quadrática de RAO indicou para análise de diversidade entre comunidades que a maior ocorreu entre os corredores 1 e 3 (0,98) e menor entre os corredores 2 e 3 (0,94).

A análise das diversidades entre comunidades, excluindo diversidade dentro da comunidade (H) indicou menor diversidade entre os corredores 1 e 4 (0,01) e a maior entre os corredores 3 e 4 (0,06).

Na diversidade filogenética por distância interespecífica (Dp), par-a-par, a maior diversidade foi entre os corredores 1 e 4 (19,38), e menor entre os corredores 2 e 3 (17,02). Na diversidade filogenética entre comunidades, excluindo diversidade dentro da comunidade (Hp), a maior diversidade foi entre os corredores 3 e 4 (17,14) e menor entre os corredores 1 e 4 (0,16) (Tabela 8).

*Tabela 8- Índices de Entropia Quadrática de RAO por corredor e entre os corredores par - a - par. Em que C1= corredor 1, C2= corredor 2, C3= corredor 3, C4= corredor 4.*

| Diversidade entre comunidades (D)   |       |       |       |       |
|---|-------|-------|-------|-------|
| Corredor  | C1    | C2    | C3    | C4    |
| C1  |       | 0,97  | 0,98  | 0,96  |
| C2  | 0,97  |       | 0,94  | 0,97  |
| C3  | 0,98  | 0,94  |       | 0,98  |
| C4  | 0,96  | 0,97  | 0,98  |       |
| Diversidades entre comunidades, excluindo diversidade dentro da comunidade (H)              |       |       |       |       |
| Corredor  | C1    | C2    | C3    | C4    |
| C1  |       | 0,03  | 0,05  | 0,01  |
| C2  | 0,03  |       | 0,04  | 0,04  |
| C3  | 0,05  | 0,04  |       | 0,06  |
| C4  | 0,01  | 0,04  | 0,06  |       |
| Diversidade filogenética por distância interespecífica entre comunidades (Dp)               |       |       |       |       |
| Corredor  | C1    | C2    | C3    | C4    |
| C1  |       | 18,25 | 18,49 | 19,38 |
| C2  | 18,25 |       | 17,02 | 19,16 |
| C3  | 18,49 | 17,02 |       | 19,37 |
| C4  | 19,38 | 19,16 | 19,37 |       |
| Diversidade filogenética entre comunidades, excluindo diversidade dentro da comunidade (Hp) |       |       |       |       |
| Corredor  | C1    | C2    | C3    | C4    |
| C1  |       | 0,59  | 1,29  | 0,16  |
| C2  | 0,59  |       | 0,71  | 0,84  |
| C3  | 1,29  | 0,71  |       | 1,50  |
| C4  | 0,16  | 0,84  | 1,50  |       |

Árvore de hipótese filogenética ajustada compreende as 34 famílias e todas as espécies

amostradas (Figura 5).

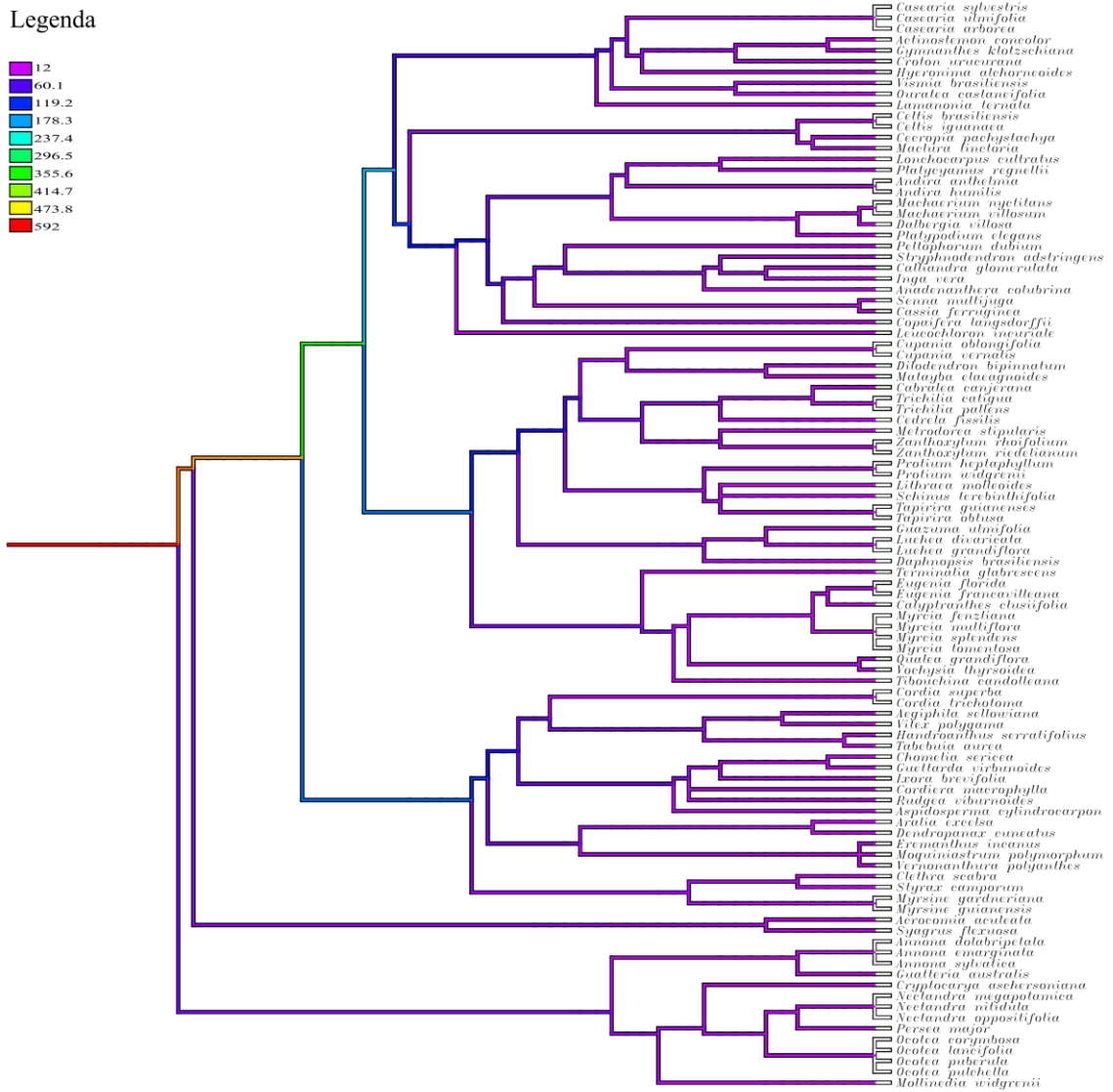


Figure 5 – Árvore de hipótese filogenética do pool de espécies observadas.

## Discussões

A diversidade dos corredores de vegetação em valos divisa foi previamente analisada por Castro e van den Berg (2013) que obtiveram resultados do índice de Shannon-Weaver (nats.ind<sup>-1</sup>) entre 3,75 e 3,99, maior do que o encontrado neste estudo (entre 2,87 e 3,66).

Em termos da vegetação encontrada na região da área de estudo, o estudo realizado por Gonzaga *et al.* (2008), na APA São José/REVS Libélulas de São José que se localiza a uma distância aproximada de 3,5 km lineares do corredor estudado mais próximo, encontrou o índice de Shannon-Weaver 4,24, o levantamento que consta no Plano de Manejo da Floresta Nacional de Ritópolis (FLONA de Ritópolis) (Brasil, 2005), que se localiza a uma distância aproximada de 0,4 km linear do corredor estudado mais próximo (corredor 1), encontrou, para Floresta Estacional Semidecidual, o índice de Shannon-Weaver 3,72. Ambos obtiveram índice de Shannon-Weaver ( $\text{nats.ind}^{-1}$ ) maior que a média dos obtidos nos corredores deste estudo, contudo, deve-se levar em conta o fato de os fragmentos florestais então em unidades de conservação e possuem área significativamente maior que a área dos corredores somadas.

Na análise de diversidade beta, o índice de similaridade Bray-Curtis, que indica à a relativização das espécies pela abundância total de espécies entre as amostras (Ricotta e Podani, 2017) vem sendo amplamente usado, em análise de similaridade da vegetação em fragmentos (Alignier, 2018; Le Stradic *et al.*, 2015; Pardini *et al.*, 2010).

Os altos índices de dissimilaridade encontrados, todos maiores que 0,5, sugerem alta diversidade individual dos corredores, e o agrupamento dos corredores 1 e 4 e os corredores 2 e 3 indicam que a distância física entre os corredores não necessariamente se reflete na distância de similaridade. Forman e Baudry (1984) sugerem que corredores de origem espontânea possuem uma diversidade maior que a de corredores plantados, além, de argumentar que a distância entre os corredores altera o microclima e a dispersão de sementes, porém este efeito é mais intenso até uma distância de 560 m. O fato dos corredores estudados se encontrarem a uma distância física maior que a indicada por Forman e Baudry (1984) pode explicar os resultados.

Em relação à diversidade funcional, a maioria dos trabalhos utiliza características morfológicas como traços funcionais, com foco em populações (Roy e Blois, 2008, 2006;



Saatkamp et al., 2019). Neste trabalho, para todos os corredores houve predominância da síndrome de dispersão zoocoria, indicando interação com dispersores de sementes. Para o grupo funcional estágio sucessional, os corredores 1 e 4 apresentam predominância de espécies do estágio secundário inicial, enquanto os corredores 2 e 3 apresentam maior predominância de espécies do estágio pioneiro.

A natureza heterogênea dos corredores de valo pode ser um fator importante para estes resultados, uma vez que, mesmo com dimensão estreita, apresenta variação nas condições de sombreamento e de solo. Estas condições permitem a colonização do corredor por espécies de estágios sucessionais variados (Castro e van den Berg, 2013). A diferença entre o estágio sucessional predominante nos corredores também pode ter sua fonte no manejo dos corredores (Arnaiz-Schmitz et al., 2018; Deckers et al., 2004; Graham et al., 2018), sendo os corredores 2 e 3 os que mais apresentaram influência de ação antrópica, refletindo no estágio sucessional majoritariamente pioneiro.

As propriedades diferenciadas dos corredores de valo também podem ter influenciado na dispersão de sementes, sendo a frutificação, mais frequente em relação a fragmentos, devido a maior incidência de radiação solar, um grande fator atrativo de fauna, explicando a predominância espécies zoocóricas (Ávila et al., 2013; Costa et al., 2012; Dijk et al., 2014; Morellato et al., 2000; Sarlöv Herlin e Fry, 2000).

No que diz respeito à diversidade filogenética em corredores de vegetação, os estudos realizados levam em consideração o estudo de poucas populações e apenas poucos estudos em comunidades vegetais (Cianciaruso et al., 2009; Gastauer e Meira Neto, 2017; Swenson, 2011).

Araújo e Santos (2019) compararam os índices de diversidade filogenética por gradiente de inundação em vegetação ciliar, onde encontrou diferenças significativas entre os índices pelo gradiente, indicando que stress hídrico é um filtro ambiental. Neste trabalho, o tamanho do corredor não influenciou na diversidade filogenética, não sendo considerada

tamanho como filtro ambiental. Contudo, a distância física entre os corredores, apesar de não ter demonstrado ser significativamente diferente (Kruskal-Wallis  $X^2= 7,24$ ,  $p= 0,06$ ), na análise de cluster, os corredores mais próximos foram menos distantes filogeneticamente. Este resultado indica uma tendência de diminuição da distância filogenética entre os corredores mais próximos ao longo do tempo (Emerson e Gillespie, 2008).

Há, até o presente momento, apenas dois estudos de análise genética em corredores de vegetação em valo de divisa (Vieira e Carvalho, 2010, 2008). Em análise de diversidade filogenética não foram encontrados estudos anteriores a este.

Em corredores de vegetação e em especial em corredores de vegetação em valo de divisa, há uma lacuna de conhecimento na análise de diversidade, pela combinação de índices. Esta combinação de índices fornece um melhor entendimento das comunidades vegetais e como estas comunidades se relacionam (Cianciaruso et al., 2009; Devictor et al., 2010; Petchey e Gaston, 2002; Swenson et al., 2012), como demonstrado neste trabalho.

### **Conclusões**

A análise da diversidade, com a combinação de índices, em corredores de vegetação, mostrou uma nova forma de conhecimento acerca dos corredores, em especial dos corredores de vegetação em valo de divisa.

A diversidade alfa apresenta um resultado importante. Contudo, o corredor com maior diversidade alfa não possui a maior distância funcional ou a maior distância filogenética par-a-par entre suas espécies. Os resultados demonstram que a análise de apenas um índice de diversidade não explica por completo a extensão da diversidade arbustivo-arbórea encontrada nas comunidades vegetais e como a combinação de índices se mostrou mais abrangente.

Pelos resultados é possível deduzir que, em nenhum dos índices estudados, a análise da diversidade entre as estruturas mostrou que, nem o tamanho, nem a distância influenciaram na diversidade dos corredores.

### Referências Bibliográficas

- Alignier, A., 2018. Two decades of change in a field margin vegetation metacommunity as a result of field margin structure and management practice changes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 251, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.013>
- Alignier, A., Baudry, J., 2016. Is plant temporal beta diversity of field margins related to changes in management practices? *Acta Oecologica* 75, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2016.06.008>
- APG IV, 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Bot. J. Linn. Soc.* 181, 1–20. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>
- Araújo, F.D.C., Santos, R.M., 2019. Different degrees of water-related stress affect evolutionary diversity in a seasonally dry biome. *Oecologia* 189, 795–802. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04358-4>
- Arnaiz-Schmitz, C., Herrero-Jáuregui, C., Schmitz, M.F., 2018. Losing a heritage hedgerow landscape. Biocultural diversity conservation in a changing social-ecological Mediterranean system. *Sci. Total Environ.* 637–638, 374–384. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.413>
- Ávila, A.A., Castro, G.C., Lombello, J.C., Teixeira, F.D., 2013. Comparação fenológica da espécie *Copaifera Langsdorffii* (Fabaceae) entre corredor ecológico de valo e interior de fragmento florestal, Ritópolis, MG.
- Bacaro, G., Gioria, M., Ricotta, C., 2012. Testing for differences in beta diversity from plot-to-plot dissimilarities. *Ecol. Res.* 27, 285–292. <https://doi.org/10.1007/s11284-011-0899-z>
- Baselga, A., Orme, C.D.L., 2012. Betapart: An R package for the study of beta diversity. *Methods Ecol. Evol.* 3, 808–812. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x>
- Brasil, 2005. Plano de Manejo Flona de Ritópolis-diagnóstico. MMA - Ministério do Meio Ambiente/ IBAMA – Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis.
- Bray, J.R., Curtis, J.T., 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27, 325–349.
- Carreño-Rocabado, G., Peña-Claros, M., Bongers, F., Alarcón, A., Licona, J.C., Poorter, L., 2012. Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. *J. Ecol.* 100, 1453–1463. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.02015.x>
- Castro, G.C., van den Berg, E., 2013. Structure and conservation value of high-diversity hedgerows in southeastern Brazil. *Biodivers. Conserv.* 22, 2041–2056. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0524-2>
- Cianciaruso, M.V., Silva, I.A., Batalha, M.A., 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotrop.* 9, 93–103. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008>
- Cianciaruso, M. V, Batalha, M.A., Gaston, K.J., Petchey, O.L., 2009. Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology* 90, 81–9. <https://doi.org/10.1890/07-1864.1>
- Colwell, R.K., 2014. III.1 Biodiversity: Concepts, Patterns, and Measurement, in: *The*

- Princeton Guide to Ecology. <https://doi.org/10.1515/9781400833023.257>
- CONAMA, 2010a. RESOLUÇÃO No 424, DE 22 DE ABRIL DE 2010 01–01.
- CONAMA, 2010b. RESOLUÇÃO No 423, DE 12 DE ABRIL DE 2010.
- CONAMA, 2007. Resolução n° 388, de 23 de fevereiro de 2007. Ministério do Meio Ambient. 28–29.
- CONAMA, 2006. RESOLUÇÃO CONAMA n° 10, de 1 de outubro de 1993.
- CONAMA, 1998. RESOLUÇÃO CONAMA n° 28, de 7 de dezembro de 1994 Publicada no DOU n.
- CONAMA, 1996. Resolução CONAMA n° 07 - de 23 de julho de 1996 O Presidente do CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA,.
- CONAMA, 1994a. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução n° 4, de 4 de maio de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica. 8877–8878.
- CONAMA, 1994b. Resolução N° 33 - Define estágios sucessionais das formações vegetais que ocorrem na região de Mata Atlântica do Rio Grande do Sul, visando viabilizar critérios, normas e procedimentos para o manejo, utilização racional e conservação da vegetação natural. 203–204.
- Cornelissen, J.H.C., Lavorel, S., Garnier, E., Díaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D.E., Reich, P.B., Steege, H. ter, Morgan, H.D., Heijden, M.G.A. van der, Pausas, J.G., Poorter, H., 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Aust. J. Bot.* 51, 335. <https://doi.org/10.1071/BT02124>
- Cornwell, W.K., Schwilk, D.W., Ackerly, D.D., 2006. A TRAIT-BASED TEST FOR HABITAT FILTERING: CONVEX HULL VOLUME. *Ecology* 87, 1465–1471. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1465:ATTFHF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1465:ATTFHF]2.0.CO;2)
- Costa, M. do P., Pereira, J.A.A., Benicio, M.H.M., de Sousa, H., Fontes, M.A.L., Garcia, P.O., 2012. Alometria e arquitetura de *Copaifera langsdorffii* (Desf.) kuntze (fabaceae) em fitofisionomias neotropicais no sul de minas Gerais. *Cienc. Florest.* 22, 223–240.
- Crestana, M. de S.M., Ferreti, A.R., Toledo Filho, D.V. de, 2004. Florestas: sistemas de recuperação com essências nativas, produção de mudas e legislações, in: Florestas: sistemas de recuperacao com essencias nativas, producao de mudas e legislacoes. CATI.
- Deckers, B., Hermy, M., Muys, B., 2004. Factors affecting plant species composition of hedgerows: Relative importance and hierarchy. *Acta Oecologica* 26, 23–37. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2004.03.002>
- Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W., Mouquet, N., 2010. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecol. Lett.* 13, no-no. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01493.x>
- Dijk, W.F.A. van, Ruijven, J. van, Berendse, F., Snoo, G.R. de, 2014. The effectiveness of ditch banks as dispersal corridor for plants in agricultural landscapes depends on species' dispersal traits. *Biol. Conserv.* 171, 91–98. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.006>
- EMBRAPA, 2019. Espécies -Árvores na Agricultura - Portal Embrapa [WWW Document]. URL <https://www.embrapa.br/agrobiologia/arvores-na-agricultura/especies> (acessado 5.16.19).

- Emer, C., Galetti, M., Pizo, M.A., Guimarães, P.R., Moraes, S., Piratelli, A., Jordano, P., 2018. Seed-dispersal interactions in fragmented landscapes - a metanetwork approach. *Ecol. Lett.* 21, 484–493. <https://doi.org/10.1111/ele.12909>
- Emerson, B.C., Gillespie, R.G., 2008. Phylogenetic analysis of community assembly and structure over space and time. *Trends Ecol. Evol.* 23, 619–630. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.07.005>
- Faith, D.P., 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biol. Conserv.* 61, 1–10. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91201-3](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91201-3)
- Fini, A., Tattini, M., Esteban, R., 2018. Plants' Responses to Novel Environmental Pressures, *Frontiers in Plant Science*. <https://doi.org/10.3389/978-2-88945-402-0>
- Flynn, D.F.B., Mirotnick, N., Jain, M., Palmer, M.I., Naeem, S., 2011. Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity–ecosystem-function relationships. *Ecology* 92, 1573–1581. <https://doi.org/10.1890/10-1245.1>
- Forman, R.T.T., Baudry, J., 1984. Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environ. Manage.* 8, 495–510. <https://doi.org/10.1007/BF01871575>
- Freitas, W.K. De, Mauro, L., Magalhães, S., 2012. Métodos e Parâmetros para Estudo da Vegetação com Ênfase no Estrato Arbóreo Methods and Parameters for Plant Survey with Emphasis on Arboreal Stratum. *Floresta e Ambient.* 19, 520–540. <https://doi.org/10.4322/floram.2012.054>
- Frerebeau, N., Lebrun, B., 2019. Analysis, Seriation and Visualization of Archaeological Count Data.
- Gastauer, M., Meira Neto, J.A.A., 2017. Updated angiosperm family tree for analyzing phylogenetic diversity and community structure. *Acta Bot. Brasilica* 31, 191–198. <https://doi.org/10.1590/0102-33062016abb0306>
- Gios, B.R., 2017. Estágios sucessionais de mata atlântica frente a legislação vigente: o exemplo de comunidades do interior paulista sob contexto de Áreas de Tensão Ecológica.
- Gotelli, N.J., Colwell, R.K., 2001. Quantifying Biodiversity: Procedures and Pitfalls in the Measurement and Comparison of Species Richness. *Ecol. Lett.* 4, 379–391. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
- Graham, L., Gaulton, R., Gerard, F., Staley, J.T., 2018. The influence of hedgerow structural condition on wildlife habitat provision in farmed landscapes. *Biol. Conserv.* 220, 122–131. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.017>
- Groes, C., Park, G., Lane, B., 1994. Biodiversity : measurement and estimation Preface. *Philos. Trans. R. Soc. London. Ser. B Biol. Sci.* 345, 5–12. <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0081>
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth ' s ecosystems. *Appl. Ecol.* 1–9. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Helm, A., Hanski, I., Pärtel, M., 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecol. Lett.* 9, 72–77. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00841.x>

- Jardim, A.V.F., Batalha, M.A., 2009. Dispersal syndromes related to edge distance in cerrado sensu stricto fragments of central-western Brazil. *Brazilian Arch. Biol. Technol.* 52, 1167–1177. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132009000500014>
- Laliberte, E., Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91, 299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., 2015. Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology. Cran-R. <https://doi.org/http://cran.r-project.org/web/packages/FD/FD.pdf>
- Lampinen, J., Heikkinen, R.K., Manninen, P., Rytteri, T., Kuussaari, M., 2018. Importance of local habitat conditions and past and present habitat connectivity for the species richness of grassland plants and butterflies in power line clearings. *Biodivers. Conserv.* 27, 217–233. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1430-9>
- Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N.S.G., Garden, D., Dorrrough, J., Berman, S., Quéfier, F., Thébault, A., Bonis, A., 2008. Assessing functional diversity in the field - Methodology matters! *Funct. Ecol.* 22, 134–147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x>
- Le Stradic, S., Buisson, E., Fernandes, G.W., 2015. Vegetation composition and structure of some Neotropical mountain grasslands in Brazil. *J. Mt. Sci.* 12, 864–877. <https://doi.org/10.1007/s11629-013-2866-3>
- Lelli, C., Bruun, H.H., Chiarucci, A., Donati, D., Frascaroli, F., Fritz, Ö., Goldberg, I., Nascimbene, J., Tøttrup, A.P., Rahbek, C., Heilmann-Clausen, J., 2019. Biodiversity response to forest structure and management: Comparing species richness, conservation relevant species and functional diversity as metrics in forest conservation. *For. Ecol. Manage.* 432, 707–717. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.057>
- Letunic, I., Bork, P., 2019. Interactive Tree Of Life (iTOL) v4: recent updates and new developments. *Nucleic Acids Res.* <https://doi.org/10.1093/nar/gkz239>
- Lorenzi, H., 2009. *Arvores Brasileiras Vol.03*. Ed. Plantarium 3, 385.
- Lorenzi, H., 1998. *Arvores brasileiras Vol.02*. Ed. Plantarium 2, 384.
- Lorenzi, H., 1992. *Arvores Brasileiras Vol.01*. Ed. Plantarium 1, 382.
- Machado, F.S., Fontes, M.A.L., dos Santos, R.M., Garcia, P.O., Farrapo, C.L., 2016. Tree diversity of small forest fragments in ecotonal regions: why must these fragments be preserved? *Biodivers. Conserv.* 25, 525–537. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1063-4>
- Maciel, M. de N.M., Watzlawick, L.F., Schoeninger, E.R., Yamaji, F.M., 2003. Classificação ecológica das espécies/ Ecological classification of arboreal species. *Rev. Acadêmica ciências agrárias e Ambient.* 1, 69–78.
- Medeiros, H.R., Thibes Hoshino, A., Ribeiro, M.C., de Oliveira Menezes Junior, A., 2016. Landscape complexity affects cover and species richness of weeds in Brazilian agricultural environments. *Basic Appl. Ecol.* 17, 731–740. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.10.001>
- Metzger, J.P., 2000. Tree Functional Group Richness and Landscape Structure in a Brazilian Tropical Fragmented Landscape. *Ecol. Appl.* 10, 1147. <https://doi.org/10.2307/2641023>
- Morellato, L.P.C., Talora, D.C., Takahasi, A., Bencke, C.C., Romera, E.C., Zipparro, V.B., 2000. Phenology of Atlantic Rain Forest Trees: A Comparative Study. *Biotropica* 32, 811–823. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00620.x>

- Mori, S.A., 1989. Manual de manejo do herbário fanerogâmico. Centro de pesquisas do Cacau.
- Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2010. Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Funct. Ecol.* 24, 867–876. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>
- Oksanen, A.J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Minchin, P.R., Hara, R.B.O., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., 2018. Package ‘vegan’.
- Paranaguá, P., Pereira, D. da S., Carolina Giudice Badari, Isabele Cristine Garcia Goulart, João Paulo Mariano Godinho, Marina Padilha Danesin, 2019. Flora Regional - IPÊ [WWW Document]. URL <http://flora.ipe.org.br/sp/> (acessado 5.17.19).
- Pardini, R., de Bueno, A.A., Gardner, T.A., Prado, P.I., Metzger, J.P., 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS One* 5. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013666>
- Patil, G.P., Rao, C.R., 1993. *Multivariate environmental statistics*. Elsevier.
- Petchey, O.L., Gaston, K.J., 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecol. Lett.* 5, 402–411. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x>
- Petchey, O.L., J. O’Gorman, E., Flynn, D.F.B., 2009. A functional guide to functional diversity measures, in: *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing*. Oxford University Press, p. 49–59. <https://doi.org/10.1093/acprof>
- Pontara, V., Leandro, M., Vanessa, B., Rezende, L., Teixeira, A., Filho, D.O., Gastauer, M., Augusto, J., Meira, A., 2018. Evolutionary history of campo rupestre : an approach for conservation of woody plant communities. *Biodivers. Conserv.* <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1574-2>
- R Core Team, 2018. *R: A language and environment for statistical computing*.
- Rao, C.R., 1982. Diversity and dissimilarity coefficients: A unified approach. *Theor. Popul. Biol.* 21, 24–43. [https://doi.org/10.1016/0040-5809\(82\)90004-1](https://doi.org/10.1016/0040-5809(82)90004-1)
- Reich, P.B., Walters, M.B., Ellsworth, D.S., 1997. From tropics to tundra: Global convergence in plant functioning. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 94, 13730–13734. <https://doi.org/10.1073/pnas.94.25.13730>
- Rezende, V.L., de Miranda, P.L.S.S., Meyer, L., Moreira, C. V., Linhares, M.F.M.M., de Oliveira-Filho, A.T., Eisenlohr, P. V., 2015. Tree species composition and richness along altitudinal gradients as a tool for conservation decisions: the case of Atlantic semideciduous forest. *Biodivers. Conserv.* 24, 2149–2163. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0939-z>
- Ribas, R.F., 2001. *Fitossociologia E Grupos Ecológicos Em Uma Floresta Estacional Semidecidual De Viçosa - MG*. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- Ricotta, C., Podani, J., 2017. On some properties of the Bray-Curtis dissimilarity and their ecological meaning. *Ecol. Complex.* 31, 201–205. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2017.07.003>
- Roy, V., Blois, S. de, 2008. Evaluating hedgerow corridors for the conservation of native forest herb diversity. *Biol. Conserv.* 141, 298–307. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.10.003>



- Roy, V., Blois, S. de, 2006. Using functional traits to assess the role of hedgerow corridors as environmental filters for forest herbs. *Biol. Conserv.* 130, 592–603. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2006.01.022>
- Saatkamp, A., Cochrane, A., Commander, L., Guja, L.K., Jimenez-Alfaro, B., Larson, J., Nicotra, A., Poschlod, P., Silveira, F.A.O., Cross, A.T., Dalziell, E.L., Dickie, J., Erickson, T.E., Fidelis, A., Fuchs, A., Golos, P.J., Hope, M., Lewandrowski, W., Merritt, D.J., Miller, B.P., Miller, R.G., Offord, C.A., Ooi, M.K.J., Satyanti, A., Sommerville, K.D., Tangney, R., Tomlinson, S., Turner, S., Walck, J.L., 2019. A research agenda for seed-trait functional ecology. *New Phytol.* 221, 1764–1775. <https://doi.org/10.1111/nph.15502>
- Santo-Silva, E.E., Santos, B.A., Arroyo-Rodríguez, V., Melo, F.P.L., Faria, D., Cazetta, E., Mariano-Neto, E., Hernández-Ruedas, M.A., Tabarelli, M., 2018. Phylogenetic dimension of tree communities reveals high conservation value of disturbed tropical rain forests. *Divers. Distrib.* 24, 776–790. <https://doi.org/10.1111/ddi.12732>
- Sarlöv Herlin, I.L., Fry, G.L.A., 2000. Dispersal of woody plants in forest edges and hedgerows in a Southern Swedish agricultural area: The role of site and landscape structure. *Landsc. Ecol.* 15, 229–242. <https://doi.org/10.1023/A:1008170220639>
- Scolforo, J.R.S., Filho, A.T. de O., 2006. Relatório Consolidado do Workshop sobre a Definição e Delimitação de Domínios e Subdomínios das Paisagens Naturais do Estado De Minas Gerais. Belo Horizonte.
- Sepkoski, J.J., 1988. Alpha, beta, or gamma: where does all the diversity go? *Paleobiology* 14, 221–234. <https://doi.org/10.1017/S0094837300011969>
- Shannon, C.E., 1948. A Mathematical Theory of Communication. *Bell Syst. Tech. J.* 27, 379–423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- Slik, J.W.F., Franklin, J., Arroyo-Rodríguez, V., Field, R., Aguilar, S., Aguirre, N., Ahumada, J., Aiba, S., Alves, L.F., Anitha, K., K, A., Avella, A., Mora, F., Aymard C., G.A., Báez, S., Balvanera, P., Bastian, M.L., Bastin, J., Bellingham, P.J., van den Berg, E., da Conceição Bispo, P., Boeckx, P., Boehning-Gaese, K., Bongers, F., Boyle, B., Brambach, F., Brearley, F.Q., Brown, S., Chai, S., Chazdon, R.L., Chen, S., Chhang, P., Chuyong, G., Ewango, C., Coronado, I.M., Cristóbal-Azkarate, J., Culmsee, H., Damas, K., Dattaraja, H.S., Davidar, P., DeWalt, S.J., Din, H., Drake, D.R., Duque, A., Durigan, G., Eichhorn, K., Eler, E.S., Enoki, T., Ensslin, A., Fandohan, A.B., Farwig, N., Feeley, K.J., Fischer, M., Forshed, O., Garcia, Q.S., Garkoti, S.C., Gillespie, T.W., Gillet, J., Gonmadje, C., Granzow-de la Cerda, I., Griffith, D.M., Grogan, J., Hakeem, K.R., Harris, D.J., Harrison, R.D., Hector, A., Hemp, A., Homeier, J., Hussain, M.S., Ibarra-Manríquez, G., Hanum, I.F., Imai, N., Jansen, P.A., Joly, C.A., Joseph, S., Kartawinata, K., Kearsley, E., Kelly, D.L., Kessler, M., Killeen, T.J., Kooyman, R.M., Laumonier, Y., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lawes, M.J., Letcher, S.G., Lindsell, J., Lovett, J., Lozada, J., Lu, X., Lykke, A.M., Mahmud, K. Bin, Mahayani, N.P.D., Mansor, A., Marshall, A.R., Martin, E.H., Calderado Leal Matos, D., Meave, J.A., Melo, F.P.L., Mendoza, Z.H.A., Metali, F., Medjibe, V.P., Metzger, J.P., Metzker, T., Mohandass, D., Munguía-Rosas, M.A., Muñoz, R., Nurtjahy, E., de Oliveira, E.L., Onrizal, Parolin, P., Parren, M., Parthasarathy, N., Paudel, E., Perez, R., Pérez-García, E.A., Pommer, U., Poorter, L., Qi, L., Piedade, M.T.F., Pinto, J.R.R., Poulsen, A.D., Poulsen, J.R., Powers, J.S., Prasad, R.C., Puyravaud, J., Rangel, O., Reitsma, J., Rocha, D.S.B., Rolim, S., Rovero, F., Rozak, A., Ruokolainen, K., Rutishauser, E., Rutten, G., Mohd. Said, M.N., Saiter, F.Z., Saner, P., Santos, B., dos Santos, J.R., Sarker, S.K., Schmitt, C.B., Schoengart, J., Schulze, M., Sheil, D., Sist, P., Souza, A.F., Spironello, W.R., Sposito, T., Steinmetz, R., Stevart, T., Suganuma, M.S., Sukri, R., Sultana, A., Sukumar, R., Sunderland, T., Supriyadi, Suresh, H.S., Suzuki, E.,

- Tabarelli, M., Tang, J., Tanner, E.V.J., Targhetta, N., Theilade, I., Thomas, D., Timberlake, J., de Morisson Valeriano, M., van Valkenburg, J., Van Do, T., Van Sam, H., Vandermeer, J.H., Verbeeck, H., Vetaas, O.R., Adekunle, V., Vieira, S.A., Webb, C.O., Webb, E.L., Whitfeld, T., Wich, S., Williams, J., Wiser, S., Wittmann, F., Yang, X., Adou Yao, C.Y., Yap, S.L., Zahawi, R.A., Zakaria, R., Zang, R., Qie, L., Piedade, M.T.F., Pinto, J.R.R., Poulsen, A.D., Poulsen, J.R., Powers, J.S., Prasad, R.C., Puyravaud, J., Rangel, O., Reitsma, J., Rocha, D.S.B., Rolim, S., Rovero, F., Rozak, A., Ruokolainen, K., Rutishauser, E., Rutten, G., Mohd. Said, M.N., Saiter, F.Z., Saner, P., Santos, B., dos Santos, J.R., Sarker, S.K., Schmitt, C.B., Schoengart, J., Schulze, M., Sheil, D., Sist, P., Souza, A.F., Spironello, W.R., Sposito, T., Steinmetz, R., Stevart, T., Suganuma, M.S., Sukri, R., Sultana, A., Sukumar, R., Sunderland, T., Supriyadi, Suresh, H.S., Suzuki, E., Tabarelli, M., Tang, J., Tanner, E.V.J., Targhetta, N., Theilade, I., Thomas, D., Timberlake, J., de Morisson Valeriano, M., van Valkenburg, J., Van Do, T., Van Sam, H., Vandermeer, J.H., Verbeeck, H., Vetaas, O.R., Adekunle, V., Vieira, S.A., Webb, C.O., Webb, E.L., Whitfeld, T., Wich, S., Williams, J., Wiser, S., Wittmann, F., Yang, X., Adou Yao, C.Y., Yap, S.L., Zahawi, R.A., Zakaria, R., Zang, R., 2018. Phylogenetic classification of the world's tropical forests. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115, 1837–1842. <https://doi.org/10.1073/pnas.1714977115>
- Swenson, N.G., 2011. Phylogenetic beta diversity metrics, trait evolution and inferring the functional beta diversity of communities. *PLoS One* 6, e21264. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021264>
- Swenson, N.G., Enquist, B.J., 2009. Opposing assembly mechanisms in a Neotropical dry forest: implications for phylogenetic and functional community ecology. *Ecology* 90, 2161–2170. <https://doi.org/10.1890/08-1025.1>
- Swenson, N.G., Erickson, D.L., Mi, X., Bourg, N.A., Forero-Montana, J., Ge, X., Howe, R., Lake, J.K., Liu, X., Ma, K., Pei, N., Thompson, J., Uriarte, M., Wolf, A., Wright, S.J., Ye, W., Zhang, J., Zimmerman, J.K., Kress, W.J., 2012. Phylogenetic and functional alpha and beta diversity in temperate and tropical tree communities. *Ecology* 93, S112–S125. <https://doi.org/10.1890/11-0402.1>
- Thiele, J., Schirmel, J., Buchholz, S., 2018. Effectiveness of corridors varies among phytosociological plant groups and dispersal syndromes. *PLoS One* 13, e0199980. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0199980>
- Venzke, T.S., Martins, S.V., 2014. Aspectos florísticos de três estágios sucessionais de mata ciliar em Arroio do Padre, extremo sul da Mata Atlântica. *FLORESTA* 43, 191. <https://doi.org/10.5380/ufv.v43i2.27667>
- Vieira, F. de A., Carvalho, D. de, 2010. Genetic differentiation of the neotropical tree species *Protium spruceanum* (Benth.) Engler (Burseraceae) between fragments and vegetation corridors in Brazilian Atlantic forest. *Acta Bot. Brasilica* 23, 1180–1185. <https://doi.org/10.1590/s0102-33062009000400028>
- Vieira, F. de A., Carvalho, D. de, 2008. Genetic structure of an insect-pollinated and bird-dispersed tropical tree in vegetation fragments and corridors: Implications for conservation. *Biodivers. Conserv.* 17, 2305–2321. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9367-7>
- Villéger, S., Mason, N.W.H.H., Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>

- Webb, C., Ackerly, D., Kembel, S., 2011. Phylocom: Software for the analysis of phylogenetic community structure and character evolution, with Phylomatic, version: 4.2.
- Webb, C., Ackerly, D., Kembel, S., 2008. Phylocom: User's Manual.
- Webb, C.O., Donoghue, M.J., 2005. Phylomatic: tree assembly for applied phylogenetics. *Mol. Ecol. Notes* 5, 181–183.
- Xu, Y., Huang, J., Lu, X., Ding, Y., Zang, R., 2019. Priorities and conservation gaps across three biodiversity dimensions of rare and endangered plant species in China. *Biol. Conserv.* 229, 30–37. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.11.010>

## **Conclusão geral**

Foi demonstrado que mesmo próximos geograficamente, os corredores não são necessariamente similares e apresentam valores distintos de diversidade, independente do comprimento.

Por estarem espalhados na paisagem estes corredores servem de conexão para flora e fauna, uma vez que a maioria das espécies encontradas tem a dispersão de suas sementes realizadas por animais.

Corredores de vegetação em valo de divisa, mesmo tendo a mesma origem, demonstraram, que para nenhum dos valores analisados houve indicação de semelhança em todos os corredores, sendo ao menos um corredor com diferença significativa.

Em relação a extensão, era esperado que os corredores com mais de 1200 metros de extensão, fossem mais similares entre si em relação aos corredores que possuem menos de 600 metros de extensão, enquanto com relação a proximidade não era esperado um agrupamento e a similaridade fosse maior entre os corredores em sequência, ou seja, fisicamente mais próximos. Em nenhum dos casos isso se provou verdadeiro.

Assim, tendo em vista os resultados obtidos, conclui-se que a extensão e proximidade dos corredores de vegetação em valo de divisa não influenciaram nas características estudadas.

## Anexos do capítulo I

Anexo 1 – Lista das espécies encontradas nos corredores de valo, agrupados por família e corredores onde ocorrem. Em que: C1 - corredor1, C2 - corredor2, C3 - corredor3, C4 - corredor4.

| Famílias e espécies   | Corredores de ocorrência |    |    |    |
|---|--------------------------|----|----|----|
| <b>Anacardiaceae</b>  |                          |    |    |    |
| <i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.                        | C1                       | C2 | C3 | C4 |
| <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi                           | C1                       |    |    | C4 |
| <i>Tapirira guianensis</i> Aubl.                                | C1                       | C2 | C3 | C4 |
| <i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.                      | C1                       |    | C3 |    |
| <b>Annonaceae</b>   |                          |    |    |    |
| <i>Annona dolabripetala</i> Raddi                               | C1                       | C2 |    |    |
| <i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer                    |                          |    |    | C4 |
| <i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.                              | C1                       | C2 | C3 | C4 |
| <i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.                           |                          |    |    | C4 |
| <b>Apocynaceae</b>  |                          |    |    |    |
| <i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.                    | C1                       |    |    |    |
| <i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.                           |                          |    |    | C4 |
| <b>Araliaceae</b>   |                          |    |    |    |
| <i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.              | C1                       |    |    |    |
| <i>Sciadodendron excelsum</i> (Griseb.) J.Wen                   |                          |    |    | C4 |
| <b>Arecaceae</b>  |                          |    |    |    |
| <i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.                | C1                       | C2 |    | C4 |
| <i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.                           | C1                       |    | C3 |    |
| <i>Syagrus sp</i>   |                          | C2 | C3 |    |
| <b>Asteraceae</b>   |                          |    |    |    |
| <i>Eremanthus incanus</i> (Less.) Less.                         |                          | C2 | C3 |    |
| <i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera                     |                          | C2 | C3 | C4 |
| <i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis     |                          | C2 |    |    |
| <b>Bignoniaceae</b>   |                          |    |    |    |
| <i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose                | C1                       |    | C3 |    |
| <i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore |                          |    | C3 |    |
| <b>Boraginaceae</b>   |                          |    |    |    |
| <i>Cordia superba</i> Cham.                                     | C1                       |    |    | C4 |
| <i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.               | C1                       | C2 |    |    |
| <b>Burseraceae</b>  |                          |    |    |    |
| <i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand                    | CC1                      | C2 | C3 |    |
| <i>Protium widgrenii</i> Engl.                                  | C1                       | C2 | C3 | C4 |
| <b>Cannabaceae</b>  |                          |    |    |    |
| <i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.                            | C1                       |    |    | C4 |
| <b>Clethraceae</b>  |                          |    |    |    |
| <i>Clethra scabra</i> Pers.                                     | C1                       |    |    |    |
| <b>Cunoniaceae</b>  |                          |    |    |    |
| <i>Lamanonia ternata</i> Vell.                                  | C1                       | C2 |    |    |

|  |    |    |    |    |
|--|----|----|----|----|
| <b>Euphorbiaceae</b>   |    |    |    |    |
| <i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.               |    |    |    | C4 |
| <i>Croton urucurana</i> Baill.                                 |    |    |    | C4 |
| <i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.                       |    |    |    | C4 |
| <b>Fabaceae</b>  |    |    |    |    |
| <i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan                |    |    |    | C4 |
| <i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.                         | C1 |    |    | C4 |
| <i>Andira laurifolia</i> Benth.                                | C1 |    |    |    |
| <i>Calliandra glomerulata</i> H.Karst.                         | C1 |    |    |    |
| <i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.              | C1 |    |    | C4 |
| <i>Cassia magnifica</i> Mart.                                  | C1 |    |    |    |
| <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.                            | C1 | C2 | C3 | C4 |
| <i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.                       | C1 |    | C3 |    |
| <i>Inga vera</i> Willd.  | C1 |    |    | C4 |
| <i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W.Grimes     | C1 |    |    |    |
| <i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima |    | C2 |    |    |
| <i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.                     | C1 |    | C3 | C4 |
| <i>Machaerium villosum</i> Vogel                               | C1 | C2 | C3 | C4 |
| <i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.                      | C1 |    |    | C4 |
| <i>Platycyamus regnellii</i> Benth.                            |    |    |    | C4 |
| <i>Platypodium elegans</i> Vogel                               | C1 | C2 | C3 | C4 |
| <i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville             |    | C2 | C3 |    |
| <i>Terminalia glabrescens</i> Mart.                            |    | C2 |    |    |
| <b>Hypericaceae</b>  |    |    |    |    |
| <i>Vismia brasiliensis</i> Choisy                              |    |    | C3 |    |
| <b>Lamiaceae</b>   |    |    |    |    |
| <i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.                              |    |    | C3 | C4 |
| <i>Vitex polygama</i> Cham.                                    |    |    | C3 |    |
| <b>Lauraceae</b>   |    |    |    |    |
| <i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez                           | C1 |    |    |    |
| <i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez                    | C1 |    | C3 |    |
| <i>Nectandra nitidula</i> Nees                                 |    |    |    | C4 |
| <i>Nectandra oppositifolia</i> Nees                            | C1 |    | C3 | C4 |
| <i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez                           | C1 |    | C3 | C4 |
| <i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez                          |    |    | C3 | C4 |
| <i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees                            | C1 |    | C3 | C4 |
| <i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez                     |    |    | C3 |    |
| <i>Persea major</i> (Meisn.) L.E.Kopp                          | C1 |    | C3 |    |
| <b>Malvaceae</b>   |    |    |    |    |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.                                  | C1 |    |    | C4 |
| <i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.                         | C1 | C2 | C3 | C4 |
| <i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.                        | C1 | C2 |    | C4 |
| <b>Melastomataceae</b>   |    |    |    |    |
| <i>Pleroma candolleanum</i> (Mart. ex DC.) Triana              |    |    | C3 |    |
| <b>Meliaceae</b>   |    |    |    |    |
| <i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.                        | C1 |    |    | C4 |

|   |    |    |    |    |
|---|----|----|----|----|
| <i>Cedrela fissilis</i> Vell.                 | C1 |    |    |    |
| <i>Trichilia catigua</i> A.Juss.              | C1 |    |    | C4 |
| <i>Trichilia pallens</i> C.DC.                | C1 |    |    | C4 |
| <b>Monimiaceae</b>                            |    |    |    |    |
| <i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.             | C1 |    |    |    |
| <b>Moraceae</b>                               |    |    |    |    |
| <i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud. | C1 |    |    | C4 |
| <b>Myrtaceae</b>                              |    |    |    |    |
| <i>Calyptranthes clusiifolia</i> O.Berg       | C1 |    |    |    |
| <i>Eugenia florida</i> DC.                    | C1 |    |    | C4 |
| <i>Eugenia glazioviana</i> Kiaersk.           |    | C2 |    | C4 |
| <i>Myrcia fenzliana</i> O.Berg                |    |    | C3 |    |
| <i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.           |    |    |    | C4 |
| <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.             | C1 | C2 | C3 | C4 |
| <i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.           | C1 | C2 | C3 | C4 |
| <i>spM</i>                                    | C1 | C2 |    |    |
| <b>Ochnaceae</b>                              |    |    |    |    |
| <i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.      |    |    | C3 |    |
| <b>Phyllanthaceae</b>                         |    |    |    |    |
| <i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão        |    |    | C3 |    |
| <b>Piperaceae</b>                             |    |    |    |    |
| <i>Piper sp</i>                               |    |    |    | C4 |
| <b>Primulaceae</b>                            |    |    |    |    |
| <i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.              |    |    | C3 |    |
| <i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze      |    |    | C3 |    |
| <b>Rubiaceae</b>                              |    |    |    |    |
| <i>Chomelia sericea</i> Müll.Arg.             | C1 |    |    |    |
| <i>Cordia macrophylla</i> (K.Schum.) Kuntze   | C1 |    | C3 |    |
| <i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schldtl. | C1 |    |    | C4 |
| <i>Ixora brevifolia</i> Benth.                | C1 |    |    |    |
| <i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.      |    |    | C3 |    |
| <b>Rutaceae</b>                               |    |    |    |    |
| <i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch   | C1 |    |    | C4 |
| <i>Metrodorea stipularis</i> Mart.            | C1 |    |    |    |
| <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.            | C1 |    | C3 | C4 |
| <i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.          |    |    | C3 | C4 |
| <b>Salicaceae</b>                             |    |    |    |    |
| <i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.          | C1 |    |    |    |
| <i>Casearia sylvestris</i> Sw.                | C1 |    | C3 | C4 |
| <i>Casearia ulmifolia</i> Vahl ex Vent.       | C1 |    |    | C4 |
| <b>Sapindaceae</b>                            |    |    |    |    |
| <i>Cupania oblongifolia</i> Mart.             | C1 | C2 |    |    |
| <i>Cupania vernalis</i> Cambess.              | C1 |    |    |    |
| <i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.          | C1 | C2 | C3 | C4 |
| <i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.            | C1 |    |    |    |
| <b>Styracaceae</b>                            |    |    |    |    |
| <i>Styrax camporum</i> Pohl                   | C1 |    |    |    |
| <b>Thymelaeaceae</b>                          |    |    |    |    |

|                                      |    |    |
|--------------------------------------|----|----|
| <i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart. | C1 | C4 |
| <b>Urticaceae</b>                    |    |    |
| <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul  | C2 | C3 |
| <b>Vochysiaceae</b>                  |    |    |
| <i>Qualea grandiflora</i> Mart.      | C2 |    |
| <i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl      |    | C3 |

Anexo 2 – Parâmetros fitossociológicos de todos os corredores de valo amostrados. Em que DA = densidade absoluta ( $\text{ind ha}^{-1}$ ), DR = densidade relativa (%), DoA = dominância absoluta ( $\text{m}^2\text{ha}$ ), DoR = dominância relativa(%), FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa (%), VI = índice de valor de importância.

| Espécies   | FA    | FR   | DA    | DR   | DoA  | DoR  | VI   |
|--|-------|------|-------|------|------|------|------|
| <i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart. | 20,83 | 1,28 | 22,92 | 1,18 | 1,31 | 2,53 | 4,99 |
| <i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg. | 4,17  | 0,26 | 4,17  | 0,21 | 0,06 | 0,11 | 0,58 |
| <i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.                | 12,50 | 0,77 | 8,33  | 0,43 | 0,08 | 0,16 | 1,36 |
| <i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan  | 4,17  | 0,26 | 2,08  | 0,11 | 0,03 | 0,05 | 0,41 |
| <i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.           | 12,50 | 0,77 | 18,75 | 0,96 | 0,25 | 0,48 | 2,21 |
| <i>Andira laurifolia</i> Benth.                  | 4,17  | 0,26 | 4,17  | 0,21 | 0,24 | 0,46 | 0,93 |
| <i>Annona dolabripetala</i> Raddi                | 25,00 | 1,54 | 20,83 | 1,07 | 0,37 | 0,72 | 3,33 |
| <i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer     | 12,50 | 0,77 | 16,67 | 0,86 | 0,22 | 0,43 | 2,06 |
| <i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.               | 45,83 | 2,82 | 77,08 | 3,96 | 1,18 | 2,29 | 9,07 |
| <i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.     | 4,17  | 0,26 | 2,08  | 0,11 | 0,07 | 0,13 | 0,49 |
| <i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.            | 4,17  | 0,26 | 2,08  | 0,11 | 0,14 | 0,27 | 0,64 |
| <i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.           | 8,33  | 0,51 | 4,17  | 0,21 | 1,30 | 2,51 | 3,23 |
| <i>Calliandra glomerulata</i> H.Karst.           | 4,17  | 0,26 | 2,08  | 0,11 | 0,04 | 0,07 | 0,43 |
| <i>Calyptranthes clusiifolia</i> O.Berg          | 8,33  | 0,51 | 4,17  | 0,21 | 0,27 | 0,52 | 1,25 |
| <i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.             | 4,17  | 0,26 | 2,08  | 0,11 | 0,01 | 0,01 | 0,38 |
| <i>Casearia sylvestris</i> Sw.                   | 41,67 | 2,56 | 68,75 | 3,53 | 0,69 | 1,34 | 7,44 |



|   |       |      |        |       |       |       |       |
|---|-------|------|--------|-------|-------|-------|-------|
| <i>Casearia ulmifolia</i><br>Vahl ex Vent.                      | 12,50 | 0,77 | 10,42  | 0,54  | 0,11  | 0,20  | 1,51  |
| <i>Cassia ferruginea</i><br>(Schrad.) Schrad. ex<br>DC.         | 16,67 | 1,03 | 12,50  | 0,64  | 0,29  | 0,56  | 2,22  |
| <i>Cassia magnifica</i><br>Mart.                                | 4,17  | 0,26 | 2,08   | 0,11  | 0,06  | 0,12  | 0,48  |
| <i>Cecropia</i><br><i>pachystachya</i> Trécul                   | 29,17 | 1,79 | 33,33  | 1,71  | 0,14  | 0,27  | 3,77  |
| <i>Cedrela fissilis</i> Vell.                                   | 4,17  | 0,26 | 4,17   | 0,21  | 0,15  | 0,28  | 0,75  |
| <i>Celtis</i><br><i>brasiliensis</i> (Gardner)<br>Planch        | 16,67 | 1,03 | 12,50  | 0,64  | 0,19  | 0,36  | 2,03  |
| <i>Celtis iguanaea</i><br>(Jacq.) Sarg.                         | 37,50 | 2,31 | 56,25  | 2,89  | 1,40  | 2,70  | 7,90  |
| <i>Chomelia sericea</i><br>Müll.Arg.                            | 8,33  | 0,51 | 6,25   | 0,32  | 0,03  | 0,06  | 0,89  |
| <i>Clethra scabra</i> Pers.                                     | 4,17  | 0,26 | 2,08   | 0,11  | 0,02  | 0,04  | 0,41  |
| <i>Copaifera langsdorffii</i><br>Desf.                          | 83,33 | 5,13 | 241,67 | 12,42 | 11,46 | 22,17 | 39,72 |
| <i>Cordia superba</i><br>Cham.                                  | 12,50 | 0,77 | 12,50  | 0,64  | 0,83  | 1,61  | 3,03  |
| <i>Cordia trichotoma</i><br>(Vell.) Arráb. ex<br>Steud.         | 8,33  | 0,51 | 4,17   | 0,21  | 0,12  | 0,23  | 0,96  |
| <i>Cordia macrophylla</i><br>(K.Schum.) Kuntze                  | 8,33  | 0,51 | 4,17   | 0,21  | 0,21  | 0,40  | 1,13  |
| <i>Croton urucurana</i><br>Baill.                               | 4,17  | 0,26 | 12,50  | 0,64  | 0,06  | 0,12  | 1,02  |
| <i>Cryptocarya</i><br><i>aschersoniana</i> Mez                  | 8,33  | 0,51 | 18,75  | 0,96  | 1,33  | 2,57  | 4,05  |
| <i>Cupania oblongifolia</i><br>Mart.                            | 16,67 | 1,03 | 10,42  | 0,54  | 0,15  | 0,28  | 1,84  |
| <i>Cupania vernalis</i><br>Cambess.                             | 8,33  | 0,51 | 6,25   | 0,32  | 0,02  | 0,05  | 0,88  |
| <i>Dalbergia villosa</i><br>(Benth.) Benth.                     | 8,33  | 0,51 | 4,17   | 0,21  | 0,11  | 0,22  | 0,95  |
| <i>Daphnopsis</i><br><i>brasiliensis</i> Mart.                  | 12,50 | 0,77 | 6,25   | 0,32  | 0,05  | 0,10  | 1,19  |
| <i>Dendropanax</i><br><i>cuneatus</i> (DC.)<br>Decne. & Planch. | 4,17  | 0,26 | 6,25   | 0,32  | 0,20  | 0,38  | 0,96  |
| <i>Dilodendron</i><br><i>bipinnatum</i> Radlk.                  | 20,83 | 1,28 | 45,83  | 2,36  | 0,24  | 0,46  | 4,10  |
| <i>Eremanthus incanus</i><br>(Less.) Less.                      | 8,33  | 0,51 | 6,25   | 0,32  | 0,02  | 0,04  | 0,87  |
| <i>Eugenia florida</i> DC.                                      | 12,50 | 0,77 | 8,33   | 0,43  | 0,24  | 0,47  | 1,67  |
| <i>Eugenia glazioviana</i><br>Kiaersk.                          | 8,33  | 0,51 | 4,17   | 0,21  | 0,04  | 0,08  | 0,80  |
| <i>Gochnatia</i><br><i>polymorpha</i> (Less.)<br>Cabrera        | 45,83 | 2,82 | 39,58  | 2,03  | 0,60  | 1,15  | 6,01  |

|  |       |      |       |      |      |      |      |
|--|-------|------|-------|------|------|------|------|
| <i>Guatteria australis</i><br>A.St.-Hil.                                       | 4,17  | 0,26 | 2,08  | 0,11 | 0,01 | 0,02 | 0,38 |
| <i>Guazuma ulmifolia</i><br>Lam.   | 8,33  | 0,51 | 4,17  | 0,21 | 0,06 | 0,12 | 0,85 |
| <i>Guettarda</i><br><i>viburnoides</i> Cham. &<br>Schltdl.                     | 25,00 | 1,54 | 31,25 | 1,61 | 0,23 | 0,45 | 3,59 |
| <i>Gymnanthes</i><br><i>klotzschiana</i><br>Müll.Arg.                          | 16,67 | 1,03 | 25,00 | 1,28 | 0,47 | 0,90 | 3,21 |
| <i>Handroanthus</i><br><i>serratifolius</i> (Vahl)<br>S.Grose                  | 8,33  | 0,51 | 4,17  | 0,21 | 0,26 | 0,50 | 1,23 |
| <i>Hyeronima</i><br><i>alchorneoides</i><br>Allemão                            | 29,17 | 1,79 | 18,75 | 0,96 | 0,14 | 0,27 | 3,03 |
| <i>Inga vera</i> Willd.  | 12,50 | 0,77 | 8,33  | 0,43 | 0,34 | 0,65 | 1,85 |
| <i>Ixora brevifolia</i><br>Benth.  | 4,17  | 0,26 | 2,08  | 0,11 | 0,01 | 0,02 | 0,39 |
| <i>Lamanonia ternata</i><br>Vell.  | 12,50 | 0,77 | 8,33  | 0,43 | 0,25 | 0,49 | 1,69 |
| <i>Leucochloron</i><br><i>incuriale</i> (Vell.)<br>Barneby &<br>J.W.Grimes     | 4,17  | 0,26 | 2,08  | 0,11 | 0,06 | 0,11 | 0,48 |
| <i>Lithraea molleoides</i><br>(Vell.) Engl.                                    | 37,50 | 2,31 | 41,67 | 2,14 | 0,80 | 1,54 | 5,99 |
| <i>Lonchocarpus</i><br><i>cultratus</i> (Vell.)<br>A.M.G.Azevedo &<br>H.C.Lima | 4,17  | 0,26 | 2,08  | 0,11 | 0,01 | 0,01 | 0,38 |
| <i>Luehea divaricata</i><br>Mart. & Zucc.                                      | 41,67 | 2,56 | 29,17 | 1,50 | 0,87 | 1,69 | 5,75 |
| <i>Luehea grandiflora</i><br>Mart. & Zucc.                                     | 37,50 | 2,31 | 52,08 | 2,68 | 2,44 | 4,71 | 9,70 |
| <i>Machaerium nyctitans</i><br>(Vell.) Benth.                                  | 25,00 | 1,54 | 31,25 | 1,61 | 1,95 | 3,76 | 6,91 |
| <i>Machaerium villosum</i><br>Vogel  | 16,67 | 1,03 | 8,33  | 0,43 | 0,87 | 1,69 | 3,14 |
| <i>Maclura tinctoria</i> (L.)<br>D.Don ex Steud.                               | 20,83 | 1,28 | 16,67 | 0,86 | 0,99 | 1,91 | 4,05 |
| <i>Matayba</i><br><i>elaegnoides</i> Radlk.                                    | 4,17  | 0,26 | 2,08  | 0,11 | 0,12 | 0,23 | 0,59 |
| <i>Metrodorea stipularis</i><br>Mart.  | 4,17  | 0,26 | 4,17  | 0,21 | 0,07 | 0,13 | 0,60 |
| <i>Mollinedia widgrenii</i><br>A.DC.   | 4,17  | 0,26 | 2,08  | 0,11 | 0,04 | 0,07 | 0,43 |
| <i>Myrcia fenziiana</i><br>O.Berg  | 12,50 | 0,77 | 6,25  | 0,32 | 0,02 | 0,03 | 1,12 |
| <i>Myrcia multiflora</i><br>(Lam.) DC.   | 8,33  | 0,51 | 8,33  | 0,43 | 0,11 | 0,21 | 1,15 |

|   |       |      |        |      |      |      |       |
|---|-------|------|--------|------|------|------|-------|
| <i>Myrcia splendens</i><br>(Sw.) DC.                            | 45,83 | 2,82 | 39,58  | 2,03 | 0,38 | 0,73 | 5,58  |
| <i>Myrcia tomentosa</i><br>(Aubl.) DC.                          | 45,83 | 2,82 | 35,42  | 1,82 | 0,44 | 0,85 | 5,49  |
| <i>Myrsine gardneriana</i><br>A.DC.                             | 20,83 | 1,28 | 16,67  | 0,86 | 0,09 | 0,17 | 2,31  |
| <i>Myrsine guianensis</i><br>(Aubl.) Kuntze                     | 8,33  | 0,51 | 16,67  | 0,86 | 0,06 | 0,12 | 1,49  |
| <i>Nectandra</i><br><i>megapotamica</i><br>(Spreng.) Mez        | 16,67 | 1,03 | 12,50  | 0,64 | 0,14 | 0,27 | 1,94  |
| <i>Nectandra nitidula</i><br>Nees                               | 20,83 | 1,28 | 58,33  | 3,00 | 1,41 | 2,72 | 7,00  |
| <i>Nectandra</i><br><i>oppositifolia</i> Nees                   | 16,67 | 1,03 | 8,33   | 0,43 | 0,19 | 0,36 | 1,82  |
| <i>Ocotea corymbosa</i><br>(Meisn.) Mez                         | 50,00 | 3,08 | 50,00  | 2,57 | 1,82 | 3,52 | 9,17  |
| <i>Ocotea lancifolia</i><br>(Schott) Mez                        | 16,67 | 1,03 | 12,50  | 0,64 | 0,68 | 1,31 | 2,98  |
| <i>Ocotea puberula</i><br>(Rich.) Nees                          | 20,83 | 1,28 | 16,67  | 0,86 | 0,53 | 1,03 | 3,16  |
| <i>Ocotea pulchella</i><br>(Nees & Mart.) Mez                   | 4,17  | 0,26 | 4,17   | 0,21 | 0,03 | 0,06 | 0,53  |
| <i>Ouratea castaneifolia</i><br>(DC.) Engl.                     | 8,33  | 0,51 | 8,33   | 0,43 | 0,03 | 0,05 | 0,99  |
| <i>Peltophorum dubium</i><br>(Spreng.) Taub.                    | 8,33  | 0,51 | 6,25   | 0,32 | 0,30 | 0,58 | 1,42  |
| <i>Persea major</i><br>(Meisn.) L.E.Kopp                        | 16,67 | 1,03 | 8,33   | 0,43 | 0,60 | 1,16 | 2,62  |
| <i>Piper sp</i>   | 4,17  | 0,26 | 2,08   | 0,11 | 0,01 | 0,01 | 0,37  |
| <i>Platycyamus regnellii</i><br>Benth.                          | 4,17  | 0,26 | 2,08   | 0,11 | 0,04 | 0,08 | 0,45  |
| <i>Platypodium elegans</i><br>Vogel                             | 29,17 | 1,79 | 27,08  | 1,39 | 0,88 | 1,71 | 4,89  |
| <i>Pleroma</i><br><i>candolleianum</i> (Mart.<br>ex DC.) Triana | 8,33  | 0,51 | 4,17   | 0,21 | 0,01 | 0,02 | 0,74  |
| <i>Protium heptaphyllum</i><br>(Aubl.) Marchand                 | 45,83 | 2,82 | 110,42 | 5,67 | 2,01 | 3,88 | 12,38 |
| <i>Protium widgrenii</i><br>Engl.                               | 20,83 | 1,28 | 12,50  | 0,64 | 0,29 | 0,56 | 2,49  |
| <i>Qualea grandiflora</i><br>Mart.                              | 4,17  | 0,26 | 2,08   | 0,11 | 0,01 | 0,03 | 0,39  |
| <i>Rudgea viburnoides</i><br>(Cham.) Benth.                     | 4,17  | 0,26 | 4,17   | 0,21 | 0,03 | 0,05 | 0,52  |
| <i>Schinus</i><br><i>terebinthifolius</i> Raddi                 | 8,33  | 0,51 | 4,17   | 0,21 | 0,04 | 0,08 | 0,81  |
| <i>Sciadodendron</i><br><i>excelsum</i> (Griseb.)<br>J.Wen      | 4,17  | 0,26 | 16,67  | 0,86 | 0,33 | 0,63 | 1,75  |
| <i>spM</i>  | 8,33  | 0,51 | 4,17   | 0,21 | 0,11 | 0,21 | 0,94  |

|   |         |        |         |        |       |        |        |
|---|---------|--------|---------|--------|-------|--------|--------|
| <i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville              | 8,33    | 0,51   | 4,17    | 0,21   | 0,09  | 0,17   | 0,90   |
| <i>Styrax camporum</i> Pohl                                     | 4,17    | 0,26   | 2,08    | 0,11   | 0,02  | 0,03   | 0,40   |
| <i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.                           | 8,33    | 0,51   | 6,25    | 0,32   | 0,12  | 0,24   | 1,07   |
| <i>Syagrus sp</i>   | 8,33    | 0,51   | 4,17    | 0,21   | 0,13  | 0,25   | 0,97   |
| <i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore | 4,17    | 0,26   | 2,08    | 0,11   | 0,01  | 0,02   | 0,38   |
| <i>Tapirira guianensis</i> Aubl.                                | 75,00   | 4,62   | 200,00  | 10,28  | 4,12  | 7,97   | 22,86  |
| <i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.                      | 20,83   | 1,28   | 10,42   | 0,54   | 0,33  | 0,64   | 2,45   |
| <i>Terminalia glabrescens</i> Mart.                             | 4,17    | 0,26   | 4,17    | 0,21   | 0,23  | 0,45   | 0,92   |
| <i>Trichilia catigua</i> A.Juss.                                | 16,67   | 1,03   | 25,00   | 1,28   | 0,76  | 1,47   | 3,78   |
| <i>Trichilia pallens</i> C.DC.                                  | 12,50   | 0,77   | 14,58   | 0,75   | 0,17  | 0,34   | 1,85   |
| <i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis     | 4,17    | 0,26   | 2,08    | 0,11   | 0,00  | 0,01   | 0,37   |
| <i>Vismia brasiliensis</i> Choisy                               | 4,17    | 0,26   | 2,08    | 0,11   | 0,01  | 0,03   | 0,39   |
| <i>Vitex polygama</i> Cham.                                     | 4,17    | 0,26   | 2,08    | 0,11   | 0,01  | 0,02   | 0,38   |
| <i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl                                 | 8,33    | 0,51   | 4,17    | 0,21   | 0,03  | 0,06   | 0,79   |
| <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.                              | 20,83   | 1,28   | 20,83   | 1,07   | 0,40  | 0,77   | 3,12   |
| <i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.                            | 16,67   | 1,03   | 16,67   | 0,86   | 0,41  | 0,79   | 2,67   |
| Total   | 1625,00 | 100,00 | 1945,83 | 100,00 | 51,70 | 100,00 | 300,00 |

Anexo 3 – Parâmetros fitossociológicos do corredor de valo 1. Em que DA = densidade absoluta ( $\text{ind ha}^{-1}$ ), DR = densidade relativa (%), DoA = dominância absoluta ( $\text{m}^2\text{ha}$ ), DoR = dominância relativa (%), FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa (%), VI = índice de valor de importância.

| Espécies   | FA | FR   | DA  | DR   | DoA  | DoR  | VI    |
|--|----|------|-----|------|------|------|-------|
| <i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart. | 20 | 0,87 | 20  | 0,81 | 1,66 | 1,83 | 3,52  |
| <i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.           | 40 | 1,74 | 70  | 2,85 | 1,14 | 1,25 | 5,84  |
| <i>Andira laurifolia</i> Benth.                  | 20 | 0,87 | 20  | 0,81 | 1,14 | 1,26 | 2,94  |
| <i>Annona dolabripetala</i> Raddi                | 80 | 3,48 | 80  | 3,25 | 1,74 | 1,92 | 8,65  |
| <i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.               | 80 | 3,48 | 140 | 5,69 | 3,58 | 3,95 | 13,12 |

|   |     |      |     |       |       |       |       |
|---|-----|------|-----|-------|-------|-------|-------|
| <i>Aspidosperma cylindrocarpon</i><br>Müll.Arg.       | 20  | 0,87 | 10  | 0,41  | 0,32  | 0,35  | 1,62  |
| <i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.                | 20  | 0,87 | 10  | 0,41  | 4,97  | 5,49  | 6,77  |
| <i>Calliandra glomerulata</i> H.Karst.                | 20  | 0,87 | 10  | 0,41  | 0,17  | 0,19  | 1,46  |
| <i>Calyptranthes clusiifolia</i> O.Berg               | 40  | 1,74 | 20  | 0,81  | 1,30  | 1,43  | 3,99  |
| <i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.                  | 20  | 0,87 | 10  | 0,41  | 0,04  | 0,04  | 1,32  |
| <i>Casearia sylvestris</i> Sw.                        | 80  | 3,48 | 130 | 5,28  | 1,54  | 1,70  | 10,46 |
| <i>Casearia ulmifolia</i> Vahl ex Vent.               | 20  | 0,87 | 20  | 0,81  | 0,15  | 0,16  | 1,85  |
| <i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.)<br>Schrad. ex DC.  | 40  | 1,74 | 40  | 1,63  | 0,43  | 0,48  | 3,84  |
| <i>Cassia magnifica</i> Mart.                         | 20  | 0,87 | 10  | 0,41  | 0,29  | 0,32  | 1,60  |
| <i>Cedrela fissilis</i> Vell.                         | 20  | 0,87 | 20  | 0,81  | 0,70  | 0,77  | 2,46  |
| <i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner)<br>Planch        | 20  | 0,87 | 10  | 0,41  | 0,02  | 0,02  | 1,30  |
| <i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.                  | 60  | 2,61 | 80  | 3,25  | 0,97  | 1,07  | 6,93  |
| <i>Chomelia sericea</i> Müll.Arg.                     | 40  | 1,74 | 30  | 1,22  | 0,15  | 0,16  | 3,12  |
| <i>Clethra scabra</i> Pers.                           | 20  | 0,87 | 10  | 0,41  | 0,10  | 0,11  | 1,39  |
| <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.                   | 100 | 4,35 | 330 | 13,41 | 20,33 | 22,44 | 40,20 |
| <i>Cordia superba</i> Cham.                           | 40  | 1,74 | 30  | 1,22  | 0,22  | 0,24  | 3,20  |
| <i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb.<br>ex Steud.  | 20  | 0,87 | 10  | 0,41  | 0,55  | 0,60  | 1,88  |
| <i>Cordia macrophylla</i><br>(K.Schum.) Kuntze        | 20  | 0,87 | 10  | 0,41  | 0,03  | 0,03  | 1,30  |
| <i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez                  | 40  | 1,74 | 90  | 3,66  | 6,38  | 7,04  | 12,44 |
| <i>Cupania oblongifolia</i> Mart.                     | 60  | 2,61 | 40  | 1,63  | 0,48  | 0,53  | 4,76  |
| <i>Cupania vernalis</i> Cambess.                      | 40  | 1,74 | 30  | 1,22  | 0,11  | 0,12  | 3,08  |
| <i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.              | 20  | 0,87 | 10  | 0,41  | 0,45  | 0,50  | 1,78  |
| <i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart.                  | 20  | 0,87 | 10  | 0,41  | 0,06  | 0,07  | 1,34  |
| <i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.)<br>Decne. & Planch. | 20  | 0,87 | 30  | 1,22  | 0,95  | 1,05  | 3,13  |
| <i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.                  | 20  | 0,87 | 10  | 0,41  | 0,04  | 0,05  | 1,32  |
| <i>Eugenia florida</i> DC.                            | 20  | 0,87 | 20  | 0,81  | 0,41  | 0,45  | 2,13  |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.                         | 20  | 0,87 | 10  | 0,41  | 0,18  | 0,19  | 1,47  |

|  |    |      |     |      |      |      |       |
|--|----|------|-----|------|------|------|-------|
| <i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltldl.             | 60 | 2,61 | 70  | 2,85 | 0,27 | 0,30 | 5,75  |
| <i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose           | 20 | 0,87 | 10  | 0,41 | 1,21 | 1,34 | 2,61  |
| <i>Inga vera</i> Willd.                                    | 20 | 0,87 | 10  | 0,41 | 0,13 | 0,15 | 1,42  |
| <i>Ixora brevifolia</i> Benth.                             | 20 | 0,87 | 10  | 0,41 | 0,05 | 0,06 | 1,34  |
| <i>Lamanonia ternata</i> Vell.                             | 20 | 0,87 | 10  | 0,41 | 0,64 | 0,70 | 1,98  |
| <i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W.Grimes | 20 | 0,87 | 10  | 0,41 | 0,28 | 0,31 | 1,58  |
| <i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.                   | 40 | 1,74 | 40  | 1,63 | 0,92 | 1,01 | 4,38  |
| <i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.                     | 80 | 3,48 | 50  | 2,03 | 1,19 | 1,31 | 6,82  |
| <i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.                    | 80 | 3,48 | 130 | 5,28 | 5,50 | 6,07 | 14,83 |
| <i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.                 | 80 | 3,48 | 130 | 5,28 | 5,87 | 6,48 | 15,24 |
| <i>Machaerium villosum</i> Vogel                           | 20 | 0,87 | 10  | 0,41 | 2,38 | 2,63 | 3,91  |
| <i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.              | 60 | 2,61 | 60  | 2,44 | 4,13 | 4,56 | 9,61  |
| <i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.                         | 20 | 0,87 | 10  | 0,41 | 0,57 | 0,63 | 1,91  |
| <i>Metrodorea stipularis</i> Mart.                         | 20 | 0,87 | 20  | 0,81 | 0,32 | 0,35 | 2,04  |
| <i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.                          | 20 | 0,87 | 10  | 0,41 | 0,18 | 0,19 | 1,47  |
| <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.                          | 40 | 1,74 | 40  | 1,63 | 0,20 | 0,22 | 3,58  |
| <i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.                        | 20 | 0,87 | 10  | 0,41 | 0,98 | 1,08 | 2,35  |
| <i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez                | 60 | 2,61 | 40  | 1,63 | 0,61 | 0,67 | 4,91  |
| <i>Nectandra oppositifolia</i> Nees                        | 40 | 1,74 | 20  | 0,81 | 0,16 | 0,18 | 2,73  |
| <i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez                       | 60 | 2,61 | 80  | 3,25 | 3,87 | 4,27 | 10,13 |
| <i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees                        | 20 | 0,87 | 10  | 0,41 | 0,05 | 0,06 | 1,34  |
| <i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.                  | 20 | 0,87 | 10  | 0,41 | 0,04 | 0,04 | 1,32  |
| <i>Persea major</i> (Meisn.) L.E.Kopp                      | 60 | 2,61 | 30  | 1,22 | 2,70 | 2,98 | 6,80  |
| <i>Platypodium elegans</i> Vogel                           | 20 | 0,87 | 20  | 0,81 | 0,30 | 0,33 | 2,02  |
| <i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand               | 40 | 1,74 | 100 | 4,07 | 3,02 | 3,34 | 9,14  |
| <i>Protium widgrenii</i> Engl.                             | 20 | 0,87 | 20  | 0,81 | 0,96 | 1,06 | 2,74  |

|   |      |        |      |        |       |        |        |
|---|------|--------|------|--------|-------|--------|--------|
| <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi         | 20   | 0,87   | 10   | 0,41   | 0,02  | 0,02   | 1,30   |
| <i>spM</i>                                    | 20   | 0,87   | 10   | 0,41   | 0,51  | 0,56   | 1,84   |
| <i>Styrax camporum</i> Pohl                   | 20   | 0,87   | 10   | 0,41   | 0,09  | 0,10   | 1,37   |
| <i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.         | 20   | 0,87   | 10   | 0,41   | 0,25  | 0,28   | 1,55   |
| <i>Tapirira guianensis</i> Aubl.              | 20   | 0,87   | 30   | 1,22   | 0,48  | 0,53   | 2,62   |
| <i>Tapirira obtusa</i> (Benth.)<br>J.D.Mitch. | 40   | 1,74   | 20   | 0,81   | 1,43  | 1,58   | 4,13   |
| <i>Trichilia catigua</i> A.Juss.              | 20   | 0,87   | 10   | 0,41   | 0,20  | 0,22   | 1,50   |
| <i>Trichilia pallens</i> C.DC.                | 20   | 0,87   | 10   | 0,41   | 0,05  | 0,05   | 1,33   |
| <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.            | 20   | 0,87   | 20   | 0,81   | 0,44  | 0,49   | 2,17   |
| Total Geral                                   | 2300 | 100,00 | 2460 | 100,00 | 90,57 | 100,00 | 300,00 |

Anexo 4 – Parâmetros fitossociológicos do corredor de valo 2. Em que DA = densidade absoluta ( $\text{ind ha}^{-1}$ ), DR = densidade relativa (%), DoA = dominância absoluta ( $\text{m}^2\text{ha}$ ), DoR = dominância relativa(%), FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa (%), VI = índice de valor de importância.

| Espécies   | FA  | FR   | DA     | DR    | DoA  | DoR   | VI    |
|--|-----|------|--------|-------|------|-------|-------|
| <i>Acrocomia aculeata</i><br>(Jacq.) Lodd. ex Mart.                  | 25  | 1,89 | 25,00  | 2,06  | 0,62 | 4,82  | 8,77  |
| <i>Annona dolabripetala</i><br>Raddi                                 | 50  | 3,77 | 25,00  | 2,06  | 0,06 | 0,50  | 6,34  |
| <i>Annona sylvatica</i> A.St.-<br>Hil.                               | 50  | 3,77 | 25,00  | 2,06  | 0,11 | 0,82  | 6,66  |
| <i>Cecropia pachystachya</i><br>Trécul                               | 100 | 7,55 | 137,50 | 11,34 | 0,58 | 4,56  | 23,45 |
| <i>Copaifera langsdorffii</i><br>Desf.                               | 75  | 5,66 | 150,00 | 12,37 | 2,36 | 18,46 | 36,50 |
| <i>Cordia trichotoma</i><br>(Vell.) Arráb. ex Steud.                 | 25  | 1,89 | 12,50  | 1,03  | 0,03 | 0,22  | 3,14  |
| <i>Cupania oblongifolia</i><br>Mart.                                 | 25  | 1,89 | 12,50  | 1,03  | 0,27 | 2,13  | 5,05  |
| <i>Dilodendron bipinnatum</i><br>Radlk.                              | 50  | 3,77 | 25,00  | 2,06  | 0,36 | 2,84  | 8,67  |
| <i>Eremanthus incanus</i><br>(Less.) Less.                           | 25  | 1,89 | 12,50  | 1,03  | 0,05 | 0,41  | 3,33  |
| <i>Eugenia glazioviana</i><br>Kiaersk.                               | 25  | 1,89 | 12,50  | 1,03  | 0,16 | 1,24  | 4,16  |
| <i>Gochnatia polymorpha</i><br>(Less.) Cabrera                       | 75  | 5,66 | 112,50 | 9,28  | 0,38 | 3,00  | 17,94 |
| <i>Lamanonia ternata</i> Vell.                                       | 50  | 3,77 | 37,50  | 3,09  | 0,72 | 5,64  | 12,51 |
| <i>Lithraea molleoides</i><br>(Vell.) Engl.                          | 50  | 3,77 | 50,00  | 4,12  | 0,19 | 1,48  | 9,38  |
| <i>Lonchocarpus cultratus</i><br>(Vell.) A.M.G.Azevedo<br>& H.C.Lima | 25  | 1,89 | 12,50  | 1,03  | 0,04 | 0,34  | 3,26  |

|   |      |        |         |        |       |        |        |
|---|------|--------|---------|--------|-------|--------|--------|
| <i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.                      | 50   | 3,77   | 25,00   | 2,06   | 0,31  | 2,42   | 8,25   |
| <i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.                     | 75   | 5,66   | 112,50  | 9,28   | 0,49  | 3,83   | 18,76  |
| <i>Machaerium villosum</i> Vogel                            | 25   | 1,89   | 12,50   | 1,03   | 0,03  | 0,22   | 3,14   |
| <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.                           | 50   | 3,77   | 25,00   | 2,06   | 0,17  | 1,31   | 7,14   |
| <i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.                         | 100  | 7,55   | 75,00   | 6,19   | 0,88  | 6,86   | 20,59  |
| <i>Platypodium elegans</i> Vogel                            | 50   | 3,77   | 25,00   | 2,06   | 0,52  | 4,06   | 9,89   |
| <i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand                | 50   | 3,77   | 37,50   | 3,09   | 0,22  | 1,71   | 8,58   |
| <i>Protium widgrenii</i> Engl.                              | 25   | 1,89   | 12,50   | 1,03   | 0,08  | 0,64   | 3,56   |
| <i>Qualea grandiflora</i> Mart.                             | 25   | 1,89   | 12,50   | 1,03   | 0,08  | 0,61   | 3,53   |
| spM   | 25   | 1,89   | 12,50   | 1,03   | 0,03  | 0,22   | 3,13   |
| <i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville          | 25   | 1,89   | 12,50   | 1,03   | 0,02  | 0,19   | 3,11   |
| <i>Syagrus</i> sp   | 25   | 1,89   | 12,50   | 1,03   | 0,45  | 3,55   | 6,47   |
| <i>Tapirira guianensis</i> Aubl.                            | 100  | 7,55   | 150,00  | 12,37  | 2,14  | 16,70  | 36,62  |
| <i>Terminalia glabrescens</i> Mart.                         | 25   | 1,89   | 25,00   | 2,06   | 1,41  | 11,01  | 14,96  |
| <i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis | 25   | 1,89   | 12,50   | 1,03   | 0,02  | 0,19   | 3,11   |
| Total   | 1325 | 100,00 | 1212,50 | 100,00 | 12,80 | 100,00 | 300,00 |

Anexo 5 – Parâmetros fitossociológicos do corredor de valo 3. Em que DA = densidade absoluta ( $\text{ind ha}^{-1}$ ), DR = densidade relativa (%), DoA = dominância absoluta ( $\text{m}^2\text{ha}$ ), DoR = dominância relativa(%), FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa (%), VI = índice de valor de importância.

| Espécies                                    | FA    | FR   | DA     | DR   | DoA  | DoR  | VI    |
|---|-------|------|--------|------|------|------|-------|
| <i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.           | 11,11 | 0,97 | 11,11  | 0,74 | 0,06 | 0,14 | 1,85  |
| <i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.          | 11,11 | 0,97 | 11,11  | 0,74 | 0,03 | 0,07 | 1,79  |
| <i>Casearia sylvestris</i> Sw.              | 11,11 | 0,97 | 5,56   | 0,37 | 0,01 | 0,03 | 1,37  |
| <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul         | 33,33 | 2,91 | 27,78  | 1,86 | 0,11 | 0,23 | 5,00  |
| <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.         | 66,67 | 5,83 | 105,56 | 7,06 | 1,47 | 3,15 | 16,04 |
| <i>Cordia macrophylla</i> (K.Schum.) Kuntze | 11,11 | 0,97 | 5,56   | 0,37 | 0,53 | 1,14 | 2,49  |
| <i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.    | 11,11 | 0,97 | 5,56   | 0,37 | 0,05 | 0,11 | 1,45  |



|  |       |      |        |      |      |      |       |
|--|-------|------|--------|------|------|------|-------|
| <i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.             | 11,11 | 0,97 | 100,00 | 6,69 | 0,44 | 0,93 | 8,59  |
| <i>Eremanthus incanus</i> (Less.) Less.          | 11,11 | 0,97 | 11,11  | 0,74 | 0,03 | 0,05 | 1,77  |
| <i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera      | 66,67 | 5,83 | 44,44  | 2,97 | 0,62 | 1,33 | 10,13 |
| <i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose | 11,11 | 0,97 | 5,56   | 0,37 | 0,02 | 0,04 | 1,38  |
| <i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão           | 77,78 | 6,80 | 50,00  | 3,35 | 0,37 | 0,79 | 10,93 |
| <i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.         | 22,22 | 1,94 | 16,67  | 1,12 | 0,31 | 0,67 | 3,73  |
| <i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.           | 22,22 | 1,94 | 11,11  | 0,74 | 0,08 | 0,17 | 2,86  |
| <i>Machaerium nycitans</i> (Vell.) Benth.        | 11,11 | 0,97 | 5,56   | 0,37 | 0,20 | 0,42 | 1,76  |
| <i>Machaerium villosum</i> Vogel                 | 11,11 | 0,97 | 5,56   | 0,37 | 0,03 | 0,05 | 1,40  |
| <i>Myrcia fenziiana</i> O.Berg                   | 33,33 | 2,91 | 16,67  | 1,12 | 0,05 | 0,10 | 4,13  |
| <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.                | 44,44 | 3,88 | 50,00  | 3,35 | 0,38 | 0,80 | 8,03  |
| <i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.              | 55,56 | 4,85 | 50,00  | 3,35 | 0,18 | 0,39 | 8,59  |
| <i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.                 | 55,56 | 4,85 | 44,44  | 2,97 | 0,24 | 0,51 | 8,33  |
| <i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze         | 22,22 | 1,94 | 44,44  | 2,97 | 0,17 | 0,35 | 5,27  |
| <i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez      | 11,11 | 0,97 | 11,11  | 0,74 | 0,03 | 0,07 | 1,79  |
| <i>Nectandra oppositifolia</i> Nees              | 11,11 | 0,97 | 5,56   | 0,37 | 0,10 | 0,21 | 1,55  |
| <i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez             | 55,56 | 4,85 | 38,89  | 2,60 | 0,21 | 0,44 | 7,90  |
| <i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez            | 22,22 | 1,94 | 22,22  | 1,49 | 0,12 | 0,26 | 3,68  |
| <i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees              | 11,11 | 0,97 | 16,67  | 1,12 | 0,27 | 0,57 | 2,66  |
| <i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez       | 11,11 | 0,97 | 11,11  | 0,74 | 0,08 | 0,17 | 1,89  |
| <i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.         | 22,22 | 1,94 | 22,22  | 1,49 | 0,07 | 0,15 | 3,57  |
| <i>Persea major</i> (Meisn.) L.E.Kopp            | 11,11 | 0,97 | 5,56   | 0,37 | 0,10 | 0,22 | 1,56  |
| <i>Platypodium elegans</i> Vogel                 | 11,11 | 0,97 | 5,56   | 0,37 | 0,03 | 0,06 | 1,40  |

|   |         |        |         |        |       |        |        |
|---|---------|--------|---------|--------|-------|--------|--------|
| <i>Pleroma</i>  |         |        |         |        |       |        |        |
| <i>candolleianum</i> (Mart. ex DC.) Triana                      | 22,22   | 1,94   | 11,11   | 0,74   | 0,02  | 0,05   | 2,74   |
| <i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand                    | 77,78   | 6,80   | 222,22  | 14,87  | 3,57  | 7,63   | 29,30  |
| <i>Protium widgrenii</i> Engl.                                  | 11,11   | 0,97   | 5,56    | 0,37   | 0,12  | 0,26   | 1,60   |
| <i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.                        | 11,11   | 0,97   | 11,11   | 0,74   | 0,07  | 0,14   | 1,86   |
| <i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville              | 11,11   | 0,97   | 5,56    | 0,37   | 0,23  | 0,48   | 1,83   |
| <i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.                           | 11,11   | 0,97   | 11,11   | 0,74   | 0,19  | 0,40   | 2,12   |
| <i>Syagrus sp</i>   | 11,11   | 0,97   | 5,56    | 0,37   | 0,14  | 0,29   | 1,64   |
| <i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore | 11,11   | 0,97   | 5,56    | 0,37   | 0,02  | 0,05   | 1,39   |
| <i>Tapirira guianensis</i> Aubl.                                | 100,00  | 8,74   | 400,00  | 26,77  | 4,59  | 9,80   | 45,31  |
| <i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.                      | 33,33   | 2,91   | 16,67   | 1,12   | 0,08  | 0,18   | 4,21   |
| <i>Vismia brasiliensis</i> Choisy                               | 11,11   | 0,97   | 5,56    | 0,37   | 0,04  | 0,08   | 1,42   |
| <i>Vitex polygama</i> Cham.                                     | 11,11   | 0,97   | 5,56    | 0,37   | 0,02  | 0,05   | 1,40   |
| <i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl                                 | 22,22   | 1,94   | 11,11   | 0,74   | 0,09  | 0,19   | 2,88   |
| <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.                              | 11,11   | 0,97   | 5,56    | 0,37   | 15,62 | 33,38  | 34,72  |
| <i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.                            | 11,11   | 0,97   | 5,56    | 0,37   | 15,62 | 33,38  | 34,72  |
| Total   | 1144,44 | 100,00 | 1494,44 | 100,00 | 46,79 | 100,00 | 300,00 |

Anexo 6 – Parâmetros fitossociológicos do corredor de valo 4. Em que DA = densidade absoluta ( $\text{ind ha}^{-1}$ ), DR = densidade relativa (%), DoA = dominância absoluta ( $\text{m}^2\text{ha}$ ), DoR = dominância relativa(%), FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa (%), VI = índice de valor de importância.

| Espécies   | FA    | FR   | DA    | DR   | DoA  | DoR  | VI   |
|--|-------|------|-------|------|------|------|------|
| <i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart. | 50,00 | 2,52 | 38,89 | 2,17 | 3,44 | 3,46 | 8,16 |
| <i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg. | 16,67 | 0,84 | 11,11 | 0,62 | 0,23 | 0,23 | 1,69 |
| <i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.                | 33,33 | 1,68 | 11,11 | 0,62 | 0,23 | 0,23 | 2,53 |
| <i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan  | 16,67 | 0,84 | 5,56  | 0,31 | 0,10 | 0,10 | 1,25 |
| <i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.           | 16,67 | 0,84 | 11,11 | 0,62 | 0,04 | 0,04 | 1,50 |

|  |        |      |        |       |       |       |       |
|--|--------|------|--------|-------|-------|-------|-------|
| <i>Annona emarginata</i><br>(Schltdl.) H.Rainer          | 50,00  | 2,52 | 44,44  | 2,48  | 0,89  | 0,90  | 5,90  |
| <i>Annona sylvatica</i><br>A.St.-Hil.                    | 66,67  | 3,36 | 105,56 | 5,90  | 1,63  | 1,64  | 10,90 |
| <i>Aspidosperma</i><br><i>parvifolium</i> A.DC.          | 16,67  | 0,84 | 5,56   | 0,31  | 0,57  | 0,57  | 1,72  |
| <i>Cabralea canjerana</i><br>(Vell.) Mart.               | 16,67  | 0,84 | 5,56   | 0,31  | 1,04  | 1,04  | 2,19  |
| <i>Casearia sylvestris</i><br>Sw.                        | 83,33  | 4,20 | 105,56 | 5,90  | 1,48  | 1,49  | 11,59 |
| <i>Casearia ulmifolia</i><br>Vahl ex Vent.               | 33,33  | 1,68 | 16,67  | 0,93  | 0,30  | 0,30  | 2,91  |
| <i>Cassia ferruginea</i><br>(Schrad.) Schrad. ex<br>DC.  | 33,33  | 1,68 | 11,11  | 0,62  | 0,79  | 0,80  | 3,10  |
| <i>Celtis brasiliensis</i><br>(Gardner) Planch           | 50,00  | 2,52 | 27,78  | 1,55  | 0,73  | 0,74  | 4,81  |
| <i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.)<br>Sarg.                  | 100,00 | 5,04 | 105,56 | 5,90  | 4,78  | 4,81  | 15,75 |
| <i>Copaifera langsdorffii</i><br>Desf.                   | 100,00 | 5,04 | 288,89 | 16,15 | 25,13 | 25,29 | 46,48 |
| <i>Cordia superba</i> Cham.                              | 16,67  | 0,84 | 16,67  | 0,93  | 3,15  | 3,17  | 4,94  |
| <i>Croton urucurana</i><br>Baill.                        | 16,67  | 0,84 | 33,33  | 1,86  | 0,25  | 0,25  | 2,95  |
| <i>Daphnopsis</i><br><i>brasiliensis</i> Mart.           | 33,33  | 1,68 | 11,11  | 0,62  | 0,16  | 0,17  | 2,47  |
| <i>Dilodendron</i><br><i>bipinnatum</i> Radlk.           | 16,67  | 0,84 | 5,56   | 0,31  | 0,02  | 0,02  | 1,17  |
| <i>Eugenia florida</i> DC.                               | 33,33  | 1,68 | 11,11  | 0,62  | 0,64  | 0,64  | 2,94  |
| <i>Eugenia glazioviana</i><br>Kiaersk.                   | 16,67  | 0,84 | 5,56   | 0,31  | 0,05  | 0,05  | 1,20  |
| <i>Gochnatia</i><br><i>polymorpha</i> (Less.)<br>Cabrera | 33,33  | 1,68 | 11,11  | 0,62  | 1,20  | 1,20  | 3,51  |
| <i>Guatteria australis</i><br>A.St.-Hil.                 | 16,67  | 0,84 | 5,56   | 0,31  | 0,03  | 0,03  | 1,18  |
| <i>Guazuma ulmifolia</i><br>Lam.                         | 16,67  | 0,84 | 5,56   | 0,31  | 0,11  | 0,11  | 1,26  |
| <i>Guettarda viburnoides</i><br>Cham. & Schltdl.         | 50,00  | 2,52 | 44,44  | 2,48  | 0,70  | 0,70  | 5,71  |
| <i>Gymnanthes</i><br><i>klotzschiana</i> Müll.Arg.       | 66,67  | 3,36 | 66,67  | 3,73  | 1,87  | 1,88  | 8,97  |
| <i>Inga vera</i> Willd.                                  | 33,33  | 1,68 | 16,67  | 0,93  | 1,24  | 1,25  | 3,86  |
| <i>Lithraea molleoides</i><br>(Vell.) Engl.              | 50,00  | 2,52 | 50,00  | 2,80  | 1,83  | 1,84  | 7,16  |
| <i>Luehea divaricata</i><br>Mart. & Zucc.                | 33,33  | 1,68 | 27,78  | 1,55  | 2,17  | 2,19  | 5,42  |
| <i>Luehea grandiflora</i><br>Mart. & Zucc.               | 33,33  | 1,68 | 16,67  | 0,93  | 4,84  | 4,87  | 7,49  |
| <i>Machaerium nyctitans</i><br>(Vell.) Benth.            | 16,67  | 0,84 | 5,56   | 0,31  | 2,60  | 2,62  | 3,77  |

|  |         |        |         |        |       |        |        |
|--|---------|--------|---------|--------|-------|--------|--------|
| <i>Machaerium villosum</i><br>Vogel                        | 16,67   | 0,84   | 5,56    | 0,31   | 1,45  | 1,46   | 2,61   |
| <i>Maclura tinctoria</i> (L.)<br>D.Don ex Steud.           | 33,33   | 1,68   | 11,11   | 0,62   | 0,51  | 0,51   | 2,82   |
| <i>Myrcia multiflora</i><br>(Lam.) DC.                     | 33,33   | 1,68   | 22,22   | 1,24   | 0,43  | 0,43   | 3,36   |
| <i>Myrcia splendens</i><br>(Sw.) DC.                       | 50,00   | 2,52   | 22,22   | 1,24   | 0,66  | 0,67   | 4,43   |
| <i>Myrcia tomentosa</i><br>(Aubl.) DC.                     | 16,67   | 0,84   | 5,56    | 0,31   | 0,09  | 0,09   | 1,24   |
| <i>Nectandra nitidula</i><br>Nees                          | 83,33   | 4,20   | 155,56  | 8,70   | 5,63  | 5,67   | 18,57  |
| <i>Nectandra</i><br><i>oppositifolia</i> Nees              | 16,67   | 0,84   | 5,56    | 0,31   | 0,47  | 0,47   | 1,62   |
| <i>Ocotea corymbosa</i><br>(Meisn.) Mez                    | 66,67   | 3,36   | 50,00   | 2,80   | 3,75  | 3,78   | 9,93   |
| <i>Ocotea lancifolia</i><br>(Schott) Mez                   | 33,33   | 1,68   | 11,11   | 0,62   | 2,53  | 2,55   | 4,85   |
| <i>Ocotea puberula</i><br>(Rich.) Nees                     | 50,00   | 2,52   | 22,22   | 1,24   | 1,67  | 1,68   | 5,45   |
| <i>Peltophorum dubium</i><br>(Spreng.) Taub.               | 16,67   | 0,84   | 11,11   | 0,62   | 1,18  | 1,19   | 2,65   |
| <i>Piper sp</i>  | 16,67   | 0,84   | 5,56    | 0,31   | 0,02  | 0,02   | 1,17   |
| <i>Platycyamus regnellii</i><br>Benth.                     | 16,67   | 0,84   | 5,56    | 0,31   | 0,17  | 0,17   | 1,32   |
| <i>Platypodium elegans</i><br>Vogel                        | 50,00   | 2,52   | 44,44   | 2,48   | 2,89  | 2,91   | 7,92   |
| <i>Protium widgrenii</i><br>Engl.                          | 33,33   | 1,68   | 11,11   | 0,62   | 0,12  | 0,12   | 2,43   |
| <i>Schinus</i><br><i>terebinthifolius</i> Raddi            | 16,67   | 0,84   | 5,56    | 0,31   | 0,15  | 0,15   | 1,30   |
| <i>Sciadodendron</i><br><i>excelsum</i> (Griseb.)<br>J.Wen | 16,67   | 0,84   | 44,44   | 2,48   | 1,31  | 1,32   | 4,64   |
| <i>Tapirira guianensis</i><br>Aubl.                        | 66,67   | 3,36   | 50,00   | 2,80   | 7,77  | 7,82   | 13,98  |
| <i>Trichilia catigua</i><br>A.Juss.                        | 50,00   | 2,52   | 61,11   | 3,42   | 2,88  | 2,90   | 8,84   |
| <i>Trichilia pallens</i><br>C.DC.                          | 33,33   | 1,68   | 33,33   | 1,86   | 0,65  | 0,66   | 4,20   |
| <i>Zanthoxylum</i><br><i>rhoifolium</i> Lam.               | 50,00   | 2,52   | 38,89   | 2,17   | 1,21  | 1,22   | 5,91   |
| <i>Zanthoxylum</i><br><i>riedelianum</i> Engl.             | 50,00   | 2,52   | 38,89   | 2,17   | 1,55  | 1,56   | 6,26   |
| Total  | 1983,33 | 100,00 | 1788,89 | 100,00 | 99,35 | 100,00 | 300,00 |

Anexo 7 – Parâmetros de estrutura vertical de todos os corredores de valo amostrados, em que , VFinf = valor fitossociológico no estrato inferior, VFmed = valor fitossociológico no estrato médio, VFsup = valor fitossociológico no estrato superior, PSA = posição sociológica absoluta, PSR = posição sociológica relativa, VIA = valor de importância ampliado, VIA%= valor de importância ampliado relativo.

| Espécie   | VFinf | VFmed   | VFsup  | PSA     | PSR% | VIA   | VIA% |
|---|-------|---------|--------|---------|------|-------|------|
| <i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.  | 8,99  | 145,61  | 145,61 | 300,21  | 0,56 | 5,55  | 1,39 |
| <i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.  | 8,99  | 72,81   | 0,00   | 81,80   | 0,15 | 0,73  | 0,18 |
| <i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.                 | 8,99  | 218,42  | 0,00   | 227,41  | 0,43 | 1,78  | 0,45 |
| <i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan   | 0,00  | 0,00    | 18,20  | 18,20   | 0,03 | 0,45  | 0,11 |
| <i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.            | 17,99 | 436,83  | 18,20  | 473,02  | 0,89 | 3,10  | 0,77 |
| <i>Andira laurifolia</i> Benth.                   | 0,00  | 145,61  | 0,00   | 145,61  | 0,27 | 1,20  | 0,30 |
| <i>Annona dolabripetala</i> Raddi                 | 0,00  | 436,83  | 72,81  | 509,64  | 0,96 | 4,29  | 1,07 |
| <i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer      | 0,00  | 436,83  | 36,40  | 473,23  | 0,89 | 2,94  | 0,74 |
| <i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.                | 44,97 | 2111,35 | 54,60  | 2210,92 | 4,14 | 13,21 | 3,30 |
| <i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.      | 0,00  | 0,00    | 18,20  | 18,20   | 0,03 | 0,52  | 0,13 |
| <i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.             | 0,00  | 0,00    | 18,20  | 18,20   | 0,03 | 0,67  | 0,17 |
| <i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.           | 0,00  | 72,81   | 18,20  | 91,01   | 0,17 | 3,40  | 0,85 |
| <i>Calliandra glomerulata</i> H.Karst.            | 0,00  | 0,00    | 18,20  | 18,20   | 0,03 | 0,47  | 0,12 |
| <i>Calyptranthes clusiifolia</i> O.Berg           | 0,00  | 72,81   | 18,20  | 91,01   | 0,17 | 1,42  | 0,36 |
| <i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.              | 0,00  | 72,81   | 0,00   | 72,81   | 0,14 | 0,51  | 0,13 |
| <i>Casearia sylvestris</i> Sw.                    | 26,98 | 2111,35 | 18,20  | 2156,53 | 4,04 | 11,48 | 2,87 |
| <i>Casearia ulmifolia</i> Vahl ex Vent.           | 8,99  | 291,22  | 0,00   | 300,21  | 0,56 | 2,07  | 0,52 |
| <i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC. | 0,00  | 291,22  | 36,40  | 327,62  | 0,61 | 2,84  | 0,71 |

|   |       |         |        |         |       |       |       |
|---|-------|---------|--------|---------|-------|-------|-------|
| <i>Cassia magnifica</i><br>Mart.                                | 0,00  | 72,81   | 0,00   | 72,81   | 0,14  | 0,62  | 0,15  |
| <i>Cecropia</i><br><i>pachystachya</i><br>Trécul                | 0,00  | 1164,88 | 0,00   | 1164,88 | 2,18  | 5,96  | 1,49  |
| <i>Cedrela fissilis</i><br>Vell.                                | 0,00  | 145,61  | 0,00   | 145,61  | 0,27  | 1,03  | 0,26  |
| <i>Celtis brasiliensis</i><br>(Gardner) Planch                  | 0,00  | 436,83  | 0,00   | 436,83  | 0,82  | 2,85  | 0,71  |
| <i>Celtis iguanaea</i><br>(Jacq.) Sarg.                         | 62,96 | 1383,30 | 18,20  | 1464,45 | 2,74  | 10,65 | 2,66  |
| <i>Chomelia sericea</i><br>Müll.Arg.                            | 8,99  | 145,61  | 0,00   | 154,60  | 0,29  | 1,18  | 0,30  |
| <i>Clethra scabra</i><br>Pers.                                  | 0,00  | 72,81   | 0,00   | 72,81   | 0,14  | 0,54  | 0,14  |
| <i>Copaifera</i><br><i>langsдорffii</i> Desf.                   | 26,98 | 4950,75 | 819,06 | 5796,79 | 10,86 | 50,59 | 12,65 |
| <i>Cordia superba</i><br>Cham.                                  | 0,00  | 364,03  | 18,20  | 382,23  | 0,72  | 3,74  | 0,94  |
| <i>Cordia trichotoma</i><br>(Vell.) Arráb. ex<br>Steud.         | 0,00  | 72,81   | 18,20  | 91,01   | 0,17  | 1,13  | 0,28  |
| <i>Cordia</i><br><i>macrophylla</i><br>(K.Schum.) Kuntze        | 0,00  | 145,61  | 0,00   | 145,61  | 0,27  | 1,40  | 0,35  |
| <i>Croton urucurana</i><br>Baill.                               | 0,00  | 436,83  | 0,00   | 436,83  | 0,82  | 1,84  | 0,46  |
| <i>Cryptocarya</i><br><i>aschersoniana</i> Mez                  | 0,00  | 145,61  | 127,41 | 273,02  | 0,51  | 4,56  | 1,14  |
| <i>Cupania</i><br><i>oblongifolia</i> Mart.                     | 0,00  | 291,22  | 18,20  | 309,42  | 0,58  | 2,42  | 0,61  |
| <i>Cupania vernalis</i><br>Cambess.                             | 0,00  | 145,61  | 18,20  | 163,81  | 0,31  | 1,19  | 0,30  |
| <i>Dalbergia villosa</i><br>(Benth.) Benth.                     | 0,00  | 72,81   | 18,20  | 91,01   | 0,17  | 1,12  | 0,28  |
| <i>Daphnopsis</i><br><i>brasiliensis</i> Mart.                  | 0,00  | 218,42  | 0,00   | 218,42  | 0,41  | 1,60  | 0,40  |
| <i>Dendropanax</i><br><i>cuneatus</i> (DC.)<br>Decne. & Planch. | 0,00  | 145,61  | 18,20  | 163,81  | 0,31  | 1,27  | 0,32  |
| <i>Dilodendron</i><br><i>bipinnatum</i> Radlk.                  | 44,97 | 1164,88 | 18,20  | 1228,05 | 2,30  | 6,40  | 1,60  |
| <i>Eremanthus</i><br><i>incanus</i> (Less.)<br>Less.            | 8,99  | 145,61  | 0,00   | 154,60  | 0,29  | 1,16  | 0,29  |
| <i>Eugenia florida</i><br>DC.                                   | 0,00  | 218,42  | 18,20  | 236,62  | 0,44  | 2,11  | 0,53  |
| <i>Eugenia</i><br><i>glazioviana</i><br>Kiaersk.                | 8,99  | 72,81   | 0,00   | 81,80   | 0,15  | 0,96  | 0,24  |

|   |       |         |        |         |      |       |      |
|---|-------|---------|--------|---------|------|-------|------|
| <i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.)<br>Cabrera                    | 44,97 | 946,47  | 18,20  | 1009,64 | 1,89 | 7,90  | 1,98 |
| <i>Guatteria australis</i><br>A.St.-Hil.                          | 0,00  | 72,81   | 0,00   | 72,81   | 0,14 | 0,52  | 0,13 |
| <i>Guazuma ulmifolia</i><br>Lam.                                  | 8,99  | 72,81   | 0,00   | 81,80   | 0,15 | 1,00  | 0,25 |
| <i>Guettarda viburnoides</i><br>Cham. & Schltld.                  | 26,98 | 873,66  | 0,00   | 900,64  | 1,69 | 5,28  | 1,32 |
| <i>Gymnanthes klotzschiana</i><br>Müll.Arg.                       | 8,99  | 728,05  | 18,20  | 755,25  | 1,42 | 4,63  | 1,16 |
| <i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl)<br>S.Grose               | 0,00  | 72,81   | 18,20  | 91,01   | 0,17 | 1,40  | 0,35 |
| <i>Hyeronima alchorneoides</i><br>Allemão                         | 8,99  | 436,83  | 36,40  | 482,23  | 0,90 | 3,93  | 0,98 |
| <i>Inga vera</i> Willd.   | 0,00  | 72,81   | 54,60  | 127,41  | 0,24 | 2,09  | 0,52 |
| <i>Ixora brevifolia</i><br>Benth.                                 | 0,00  | 72,81   | 0,00   | 72,81   | 0,14 | 0,52  | 0,13 |
| <i>Lamanonia ternata</i><br>Vell.                                 | 0,00  | 218,42  | 18,20  | 236,62  | 0,44 | 2,13  | 0,53 |
| <i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.)<br>Barneby & J.W.Grimes     | 0,00  | 0,00    | 18,20  | 18,20   | 0,03 | 0,51  | 0,13 |
| <i>Lithraea molleoides</i><br>(Vell.) Engl.                       | 8,99  | 1237,69 | 36,40  | 1283,08 | 2,40 | 8,40  | 2,10 |
| <i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.)<br>A.M.G.Azevedo & H.C.Lima | 0,00  | 72,81   | 0,00   | 72,81   | 0,14 | 0,51  | 0,13 |
| <i>Luehea divaricata</i><br>Mart. & Zucc.                         | 8,99  | 873,66  | 18,20  | 900,86  | 1,69 | 7,44  | 1,86 |
| <i>Luehea grandiflora</i><br>Mart. & Zucc.                        | 17,99 | 1237,69 | 109,21 | 1364,88 | 2,56 | 12,26 | 3,06 |
| <i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.)<br>Benth.                     | 26,98 | 509,64  | 91,01  | 627,62  | 1,18 | 8,08  | 2,02 |
| <i>Machaerium villosum</i> Vogel                                  | 0,00  | 218,42  | 18,20  | 236,62  | 0,44 | 3,59  | 0,90 |
| <i>Maclura tinctoria</i><br>(L.) D.Don ex Steud.                  | 8,99  | 436,83  | 18,20  | 464,03  | 0,87 | 4,92  | 1,23 |
| <i>Matayba elaeagnoides</i><br>Radlk.                             | 0,00  | 0,00    | 18,20  | 18,20   | 0,03 | 0,63  | 0,16 |
| <i>Metrodorea stipularis</i> Mart.                                | 0,00  | 145,61  | 0,00   | 145,61  | 0,27 | 0,87  | 0,22 |

|  |       |         |        |         |      |       |      |
|--|-------|---------|--------|---------|------|-------|------|
| <i>Mollinedia<br/>widgrenii</i> A.DC.                          | 8,99  | 0,00    | 0,00   | 8,99    | 0,02 | 0,45  | 0,11 |
| <i>Myrcia fenziiana</i><br>O.Berg                              | 8,99  | 145,61  | 0,00   | 154,60  | 0,29 | 1,41  | 0,35 |
| <i>Myrcia multiflora</i><br>(Lam.) DC.                         | 0,00  | 218,42  | 18,20  | 236,62  | 0,44 | 1,59  | 0,40 |
| <i>Myrcia splendens</i><br>(Sw.) DC.                           | 35,97 | 1019,27 | 18,20  | 1073,45 | 2,01 | 7,59  | 1,90 |
| <i>Myrcia tomentosa</i><br>(Aubl.) DC.                         | 26,98 | 946,47  | 18,20  | 991,65  | 1,86 | 7,35  | 1,84 |
| <i>Myrsine<br/>gardneriana</i> A.DC.                           | 8,99  | 509,64  | 0,00   | 518,63  | 0,97 | 3,28  | 0,82 |
| <i>Myrsine guianensis</i><br>(Aubl.) Kuntze                    | 8,99  | 509,64  | 0,00   | 518,63  | 0,97 | 2,46  | 0,62 |
| <i>Nectandra<br/>megapotamica</i><br>(Spreng.) Mez             | 0,00  | 436,83  | 0,00   | 436,83  | 0,82 | 2,76  | 0,69 |
| <i>Nectandra nitidula</i><br>Nees                              | 17,99 | 1820,13 | 18,20  | 1856,32 | 3,48 | 10,48 | 2,62 |
| <i>Nectandra<br/>oppositifolia</i> Nees                        | 0,00  | 218,42  | 18,20  | 236,62  | 0,44 | 2,26  | 0,57 |
| <i>Ocotea corymbosa</i><br>(Meisn.) Mez                        | 8,99  | 1383,30 | 72,81  | 1465,10 | 2,75 | 11,92 | 2,98 |
| <i>Ocotea lancifolia</i><br>(Schott) Mez                       | 8,99  | 291,22  | 18,20  | 318,42  | 0,60 | 3,57  | 0,89 |
| <i>Ocotea puberula</i><br>(Rich.) Nees                         | 0,00  | 436,83  | 36,40  | 473,23  | 0,89 | 4,05  | 1,01 |
| <i>Ocotea pulchella</i><br>(Nees & Mart.)<br>Mez               | 0,00  | 72,81   | 18,20  | 91,01   | 0,17 | 0,70  | 0,18 |
| <i>Ouratea<br/>castaneifolia</i> (DC.)<br>Engl.                | 0,00  | 291,22  | 0,00   | 291,22  | 0,55 | 1,54  | 0,38 |
| <i>Peltophorum<br/>dubium</i> (Spreng.)<br>Taub.               | 0,00  | 72,81   | 36,40  | 109,21  | 0,20 | 1,62  | 0,41 |
| <i>Persea major</i><br>(Meisn.) L.E.Kopp                       | 0,00  | 218,42  | 18,20  | 236,62  | 0,44 | 3,06  | 0,76 |
| <i>Piper sp</i>  | 0,00  | 72,81   | 0,00   | 72,81   | 0,14 | 0,51  | 0,13 |
| <i>Platycyamus<br/>regnellii</i> Benth.                        | 0,00  | 72,81   | 0,00   | 72,81   | 0,14 | 0,58  | 0,15 |
| <i>Platypodium<br/>elegans</i> Vogel                           | 0,00  | 655,25  | 72,81  | 728,05  | 1,36 | 6,26  | 1,56 |
| <i>Pleroma<br/>candolleanum</i><br>(Mart. ex DC.)              | 0,00  | 145,61  | 0,00   | 145,61  | 0,27 | 1,02  | 0,25 |
| <i>Triana<br/>Protium<br/>heptaphyllum</i><br>(Aubl.) Marchand | 8,99  | 3203,43 | 145,61 | 3358,03 | 6,29 | 18,67 | 4,67 |
| <i>Protium widgrenii</i><br>Engl.                              | 0,00  | 436,83  | 0,00   | 436,83  | 0,82 | 3,30  | 0,83 |



|   |        |          |         |          |        |        |        |
|---|--------|----------|---------|----------|--------|--------|--------|
| <i>Qualea grandiflora</i><br>Mart.  | 0,00   | 72,81    | 0,00    | 72,81    | 0,14   | 0,53   | 0,13   |
| <i>Rudgea viburnoides</i><br>(Cham.) Benth.                                 | 8,99   | 72,81    | 0,00    | 81,80    | 0,15   | 0,67   | 0,17   |
| <i>Schinus</i><br><i>terebinthifolius</i><br>Raddi                          | 8,99   | 72,81    | 0,00    | 81,80    | 0,15   | 0,96   | 0,24   |
| <i>Sciadodendron</i><br><i>excelsum</i> (Griseb.)<br>J.Wen                  | 17,99  | 291,22   | 36,40   | 345,61   | 0,65   | 2,39   | 0,60   |
| <i>spM</i>  | 0,00   | 145,61   | 0,00    | 145,61   | 0,27   | 1,21   | 0,30   |
| <i>Stryphnodendron</i><br><i>adstringens</i> (Mart.)<br>Coville             | 8,99   | 72,81    | 0,00    | 81,80    | 0,15   | 1,05   | 0,26   |
| <i>Styrax camporum</i><br>Pohl  | 0,00   | 72,81    | 0,00    | 72,81    | 0,14   | 0,53   | 0,13   |
| <i>Syagrus flexuosa</i><br>(Mart.) Becc.                                    | 0,00   | 72,81    | 36,40   | 109,21   | 0,20   | 1,28   | 0,32   |
| <i>Syagrus sp</i>   | 0,00   | 72,81    | 18,20   | 91,01    | 0,17   | 1,14   | 0,29   |
| <i>Tabebuia aurea</i><br>(Silva Manso)<br>Benth. & Hook.f.<br>ex S.Moore    | 0,00   | 72,81    | 0,00    | 72,81    | 0,14   | 0,52   | 0,13   |
| <i>Tapirira guianensis</i><br>Aubl.   | 44,97  | 5678,80  | 236,62  | 5960,39  | 11,17  | 34,03  | 8,51   |
| <i>Tapirira obtusa</i><br>(Benth.) J.D.Mitch.                               | 0,00   | 218,42   | 36,40   | 254,82   | 0,48   | 2,93   | 0,73   |
| <i>Terminalia</i><br><i>glabrescens</i> Mart.                               | 0,00   | 72,81    | 18,20   | 91,01    | 0,17   | 1,10   | 0,27   |
| <i>Trichilia catigua</i><br>A.Juss.   | 8,99   | 800,86   | 0,00    | 809,85   | 1,52   | 5,30   | 1,33   |
| <i>Trichilia pallens</i><br>C.DC.   | 8,99   | 436,83   | 0,00    | 445,82   | 0,84   | 2,69   | 0,67   |
| <i>Vernonanthura</i><br><i>polyanthes</i><br>(Sprengel) Vega &<br>Dematteis | 0,00   | 0,00     | 18,20   | 18,20    | 0,03   | 0,41   | 0,10   |
| <i>Vismia brasiliensis</i><br>Choisy  | 0,00   | 72,81    | 0,00    | 72,81    | 0,14   | 0,53   | 0,13   |
| <i>Vitex polygama</i><br>Cham.  | 8,99   | 0,00     | 0,00    | 8,99     | 0,02   | 0,40   | 0,10   |
| <i>Vochysia</i><br><i>thyrsoidea</i> Pohl                                   | 8,99   | 72,81    | 0,00    | 81,80    | 0,15   | 0,95   | 0,24   |
| <i>Zanthoxylum</i><br><i>rhoifolium</i> Lam.                                | 17,99  | 364,03   | 54,60   | 436,62   | 0,82   | 3,94   | 0,99   |
| <i>Zanthoxylum</i><br><i>riedelianum</i> Engl.                              | 8,99   | 364,03   | 36,40   | 409,42   | 0,77   | 3,44   | 0,86   |
| Total   | 755,46 | 49507,49 | 3094,22 | 53357,17 | 100,00 | 400,00 | 100,00 |