

Florística e fitossociologia de um trecho recuperado de mata ciliar do Rio Machado, Minas Gerais

Diego Pereira Marcelini¹, Miguel Gama Reis², Elenice Aparecida Fortes³,
Renon Santos Andrade⁴, Walnir Gomes Ferreira Júnior⁵

¹Instituto Federal do Sul de Minas Gerais - *Campus* Machado, Brasil. Laboratório de Botânica e Ecologia - Herbário GERAES. Graduado em Ciências Biológicas. diegomarcelini@yahoo.com.br

²Universidade Federal de Lavras – Programa de Pós-Graduação em Botânica Aplicada. Mestrando. miguel_greis@yahoo.com.br

³Universidade Estadual de Campinas – Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal. Doutoranda. forteselenice@gmail.com

⁴Escola de Botânica Tropical do Jardim Botânico do Rio de Janeiro – Programa de Pós-Graduação em Botânica. Mestrando. renonandrade.ra@gmail.com

⁵Instituto Federal do Sul de Minas Gerais - *Campus* Machado, Brasil. Laboratório de Botânica e Ecologia - Herbário GERAES. Docente. walnir.ferreira@gmail.com

Submetido em: 16/06/2021 | Aceito em: 08/09/2021

Resumo

As matas ciliares possuem papel importante na manutenção de serviços ambientais e na conservação das espécies, desempenhando papel de corredor genético para flora e fauna. O presente estudo foi realizado com o objetivo de analisar a composição de espécies e a estrutura horizontal em mata ciliar restaurada com outra área nativa adjacente, no município de Poço Fundo, Minas Gerais. Foi realizado nas áreas o levantamento florístico e fitossociológico da sinússia arbórea. Foram amostrados 199 indivíduos e 24 espécies na área restaurada e 105 indivíduos e 23 espécies na área nativa. Não foi verificada semelhança florística entre as áreas. A diversidade de Shannon foi baixa nas duas áreas. Na área restaurada, há predomínio de espécies iniciais enquanto na área nativa há predomínio de tardias. Não foi verificada convergência florística entre as duas áreas estudadas, tendo sido verificada convergência estrutural entre as áreas após 13 anos do início da restauração.

Palavras-chave: Sucessão Ecológica. Restauração Ecológica. Regeneração. Recuperação de Área Degradada.

Introdução

A Mata Atlântica teve sua cobertura original reduzida a 12,4 % (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2017). O domínio do seu bioma corresponde ao motor econômico do país, próximo aos maiores centros urbanos da América do Sul, locais com intensa urbanização, industrialização e expansão agrícola, que transformaram a Mata Atlântica em um dos biomas mais fragmentados e ameaçados do mundo (REZENDE *et al.*, 2018). Seus fragmentos florestais, perturbados, pouco conhecidos e protegidos, possibilitaram enquadrar a Mata Atlântica como *hotspot* de biodiversidade em função da riqueza de sua biodiversidade e a constante ameaça à qual é submetida (REZENDE *et al.*, 2018).

As matas ciliares são, de acordo com Rodrigues e Gandolfi (2001), comunidades arbóreas e arbustivas ocorrentes ao longo das margens dos cursos de água e de locais sujeitos

a inundações temporárias, cuja importância é extrema na manutenção física das margens dos rios, interligando ecossistemas terrestres e aquáticos e realizando a reciclagem de elementos em solos encharcados.

As matas ciliares possuem papel importante na conservação das espécies, desempenhando a função de corredor genético para a flora e a fauna, promovendo fluxo de espécies entre os elementos da paisagem. Torna-se primordial o entendimento do relacionamento dos diferentes tipos de plantas entre si e delas com a fauna, para que se cumpra o objetivo de restaurar e recompor áreas de matas ciliares (ROSOT *et al.*, 2018).

O valor de conservação dos fragmentos depende do tipo de espécies presentes, uma vez que muitas são restritas a florestas maduras, nas quais a manutenção da espécie depende de condições ambientais encontradas em ecossistemas conservados. Mesmo que as

paisagens em países tropicais estejam dominadas por agricultura, frequentemente monocultura, os fragmentos isolados ainda mantêm florestas antigas em declínio, com estrutura de vegetação resistente à fragmentação, contendo árvores longevas que, apesar dos impactos negativos da perda de habitat, podem preservar parcela importante da flora e da fauna regional (FARAH *et al.*, 2017).

A restauração ecológica auxilia o ambiente no retorno a uma condição sustentável em uma situação na qual as espécies possam se desenvolver sem impor uma trajetória que reproduziria fielmente condições específicas pré-existentes. A restauração deve estar fundamentada no conhecimento dos diferentes estágios sucessionais e níveis de recuperação, incluindo informações sobre fatores de degradação e as condições históricas que auxiliariam a indicação do declínio ou a recuperação do ecossistema (MCDONALD *et al.*, 2016).

Normalmente, em projetos de restauração, utiliza-se apenas de uma fração das espécies vegetais que, por sua vez, representam apenas pequena parte da biodiversidade dos ecossistemas naturais. Segundo Brancalion *et al.* (2015), a escolha de mudas nativas e típicas da região a ser restaurada depende de vários fatores como: grau de degradação da área e seu histórico; disponibilidade de sementes e mudas; recursos financeiros disponíveis, disponibilidade de máquinas e implementos agrícolas; sempre tendo como referência o processo natural de regeneração de matas ciliares.

Este trabalho foi realizado com o objetivo de analisar a composição de espécies e os aspectos da estrutura horizontal da sinúsia arbórea em área de mata ciliar restaurada com outra área nativa adjacente, ambas situadas às margens do rio Machado, no município de Poço Fundo, Minas Gerais, disponibilizando informações relevantes para a restauração florestal das matas ciliares da região.

Material e métodos

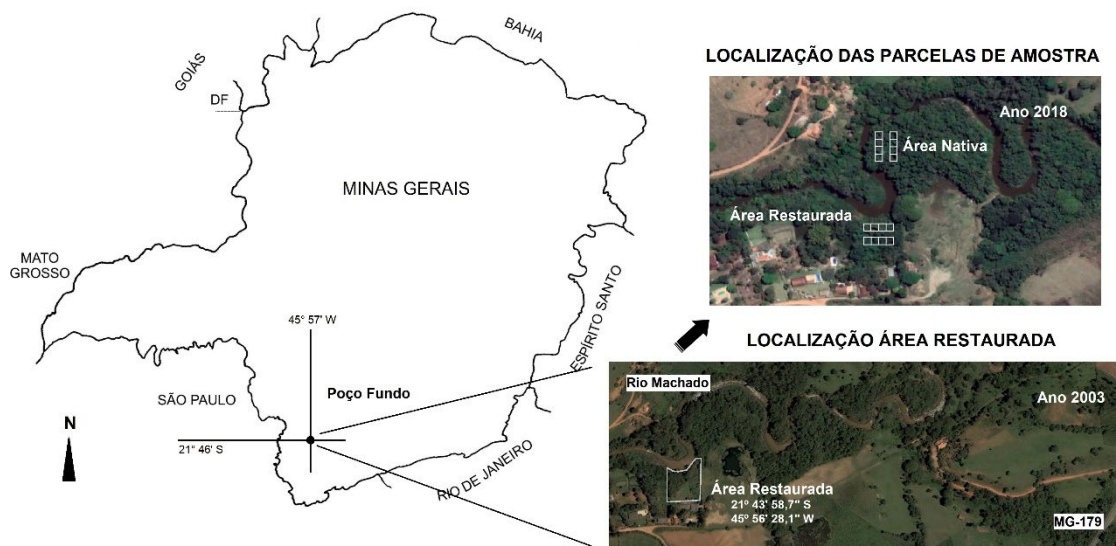
Os estudos foram conduzidos em fragmentos florestais de mata ciliar nativa e recuperada situados no município de Poço Fundo, sul de Minas Gerais (FIGURA 1). A região integra o domínio da Floresta Estacional Semidecídica dentro do bioma Mata Atlântica (IBGE, 2004). Apresenta relevo variando de fortemente ondulado a montanhoso, altitude entre 835 m e 1.310 m. A temperatura média anual do município é de 20,4 °C; a média mensal máxima de 23,2 °C; a média mensal mínima de 17,4 °C; o índice pluviométrico médio anual é de 1.497 mm (CLIMATE-DATA.ORG, 2018).

A propriedade onde estão localizadas as matas ciliares restauradas e nativas do presente estudo foi autuada pelo Ministério Público de Minas Gerais em 09 de dezembro de 2003, na forma do artigo 5º e 6º da Lei nº 7.347/85, alterado pelo artigo 113 da Lei nº 8.078, de 11 de setembro de 1990, c/c art. 201 e § 5º, “b” da Lei 8069/90.

De acordo com o termo de compromisso de ajustamento de conduta do Ministério Público de Minas Gerais, o proprietário foi intimado a executar um projeto aprovado pelo Instituto Estadual de Florestas, visando à recuperação de um trecho de 50 m de mata ciliar, com 250 mudas de espécies arbóreas doadas pela Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG). As mudas foram plantadas no espaçamento de 2 m x 2 m no período entre fevereiro e março de 2004. Ao final do processo, a área foi cercada a 30 m da margem evitando a entrada de animais.

Na época da autuação da propriedade foram identificadas como árvores nativas remanescentes no local: *Inga edulis* Mart., *Croton urucurana* Baill., *Sebastiania brasiliensis* Spreng., Lauraceae não especificada e *Myrciaria tenella* O. Berg. Foram utilizadas inicialmente no projeto de reflorestamento mudas das seguintes espécies arbóreas: *Calophyllum*

Figura 1. Localização geográfica da área restaurada e das parcelas de amostra do presente estudo às margens do rio Machado, Poço Fundo, MG, na época da autuação em 2003 e em 2018.



Fonte: Elaborada pelos autores com uso de imagem Google Earth de 2003 e 2018.

brasiliense Cambess, *Schinus terebinthifolia* Raddi, *Syzygium cumini* (L.) Skeel e *Inga edulis* Mart. Essas espécies, embora sejam de estágios sucessionais diferentes, possuem em comum a dispersão zoocórica.

Para as coletas das amostras foram demarcadas duas (2) áreas distintas de estudos: i) área restaurada (21°43'58,7"S/45°56'28,1"W) e ii) área nativa (21°43'51,2"S/45°56'43,4"W) próxima à restaurada, capaz de imprimir convergência florística e fonte das espécies remanescentes encontradas. Em cada uma das áreas estudadas foram instaladas 8 parcelas (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974) de 10 m x 10 m, distribuídas em duas (2) linhas de quatro parcelas paralelas ao curso d'água, espaçadas 3 m entre si. As primeiras quatro parcelas das duas áreas do estudo foram posicionadas a uma distância de 2,5 m da margem do rio Machado (FIGURA 1). Essa distância da margem do rio foi definida em função das dimensões da área restaurada, não sendo possível maior espaçamento. Considerando as amostragens nas duas áreas estudadas, as parcelas totalizaram 1.600 m².

Os indivíduos arbóreos, vivos e mortos em pé, com diâmetro mínimo a 1,30 m do solo (DAP) maior ou igual a 3,18 cm foram amostrados, marcados e numerados com placas de metal. Os parâmetros fitossociológicos abordados foram: densidade, dominância e frequência, utilizados na composição do valor de importância, descritos e propostos por Mueller-Dombois e Ellenberg (1974). Foram calculados para cada área o Índice de Diversidade de Shannon (H') (BROWER; ZAR, 1984) e o Coeficiente de Equabilidade de Pielou (J) (PIELOU, 1975). Os parâmetros fitossociológicos e florísticos descritos acima foram calculados com o uso do programa FITOPAC 2 (SHEPHERD, 2009).

A análise da similaridade entre as áreas foi feita por meio da classificação aglomerativa por UPGMA (JAMES; MCCULLOCH, 1990). As duas áreas foram comparadas qualitativamente (presença e ausência de espécies), utilizando-se do coeficiente de similaridade de Sørensen com auxílio do programa MVSP® (Multi-Variate Statistical Package; Kovach Computing Services, Wales, UK).

As espécies amostradas foram classificadas quanto à síndrome de dispersão em zoocóricas, autocóricas e anemocóricas em função das características de seus propágulos (sementes e frutos) de acordo com Vidal e Vidal (2007). Essas também foram distribuídas em três grupos ecológicos propostos por Gandolfi *et al.* (1995): pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias.

Nas distribuições diamétricas foram empregados intervalos de classe com amplitudes crescentes para compensar o forte decréscimo da densidade nas classes de tamanhos maiores, típico da distribuição em exponencial negativo, conhecido como J-invertido (BOTREL *et al.*, 2002). Os materiais vegetais coletados foram herborizados e depositados no Herbário GERAES do Campus Machado do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais. As sinônimas botânicas foram atualizadas de acordo com o site Flora do Brasil do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (FLORA DO BRASIL, 2020). Foi adotado o sistema de classificação APG IV (2016).

Resultados e discussão

Composição florística e similaridade

Ao todo foram amostrados 199 indivíduos, separados em 36 espécies (TABELA 1). Myrtaceae foi a família com maior riqueza, 9 espécies, seguida por Euphorbiaceae, Lauraceae e Salicaceae com 4 cada, Fabaceae com 3, Sapindaceae e Rutaceae com 2 cada. Com uma única espécie foram representadas: Anacardiaceae, Arecaceae, Meliaceae, Monimiaceae, Moraceae, Polygonaceae, Calophyllaceae e Solanaceae.

Estudo realizado por Silva *et al.* (2020) sobre os padrões florísticos de 56 diferentes trabalhos sobre matas ciliares na Mata Atlântica e Pampas informaram que as famílias Fabaceae (55 espécies), Myrtaceae (52 espécies), Lauraceae (23 espécies) e Rubiaceae (20 espécies) foram as que apresentaram maior riqueza de espécies na bacia Atlântica enquanto na bacia do rio Paraná-Uruguaí as famílias Myrtaceae (91 espécies), Fabaceae (72 espécies), Lauraceae (30 espécies) e Rubiaceae (29 espécies) foram as mais representadas.

Tabela 1. Lista florística, categoria sucessional e síndrome de dispersão das espécies arbóreas encontradas na área restaurada e na área nativa de mata ciliar às margens do rio Machado em uma propriedade no município de Poço Fundo, Minas Gerais.

| Família/Espécies | Nome popular | AN | AR | CS | SD |
|---|------------------|----|----|----|-----|
| ANACARDIACEAE | | | | | |
| <i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi. | aroeira-vermelha | | X | P | Zoo |
| ARECACEAE | | | | | |
| <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman | jerivá | | X | Si | Zoo |
| CALOPHYLLACEAE | | | | | |
| <i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess. | guanandi | | X | St | Zoo |
| EUPHORBIACEAE | | | | | |
| <i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl. | tamanqueiro | X | X | P | Zoo |
| <i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg. | pau-óleo | | X | P | Zoo |
| <i>Croton urucurana</i> Baill. | sangra-d'água | | X | P | Aut |
| <i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng. | capixava | X | X | St | Aut |
| FABACEAE | | | | | |
| <i>Inga edulis</i> Mart. | ingá-cipó | X | X | Si | Zoo |

| | | | | | |
|--|-------------------|---|---|----|-----|
| <i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima | embira-de-sapo | X | | Si | Ane |
| <i>Machaerium opacum</i> Vogel | jacarandá-do-mato | X | X | Si | Ane |
| LAURACEAE | | | | | |
| <i>Cryptocarya moschata</i> Ness e Mart. | canela-moscada | | X | St | Zoo |
| <i>Nectandra lanceolata</i> Ness | canela-amarela | | X | St | Zoo |
| <i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez | canela-fedorenta | X | | Si | Zoo |
| <i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez | canela-do-brejo | X | | St | Zoo |
| MELIACEAE | | | | | |
| <i>Guarea macrophylla</i> Vahl | saco-de-gambá | X | X | St | Zoo |
| MONIMIACEAE | | | | | |
| <i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins | corticeira | X | X | Si | Zoo |
| MORACEAE | | | | | |
| <i>Morus nigra</i> L. | amora-preta | | X | Ex | Zoo |
| MYRTACEAE | | | | | |
| <i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk. | guabiroba | | X | St | Zoo |
| <i>Campomanesia reitziana</i> D.Legrand. | guabiroba-crespa | X | | Si | Zoo |
| <i>Corymbia citriodora</i> (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson | eucalipto | X | | Ex | Aut |
| <i>Eugenia cerasiflora</i> Miq. | mamoneira | X | | St | Zoo |
| <i>Myrcia subcordata</i> DC. | guamirim | X | | St | Zoo |
| <i>Myrciaria</i> sp. | - | X | | Sc | Zoo |
| <i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg | cambuçi | | X | Si | Zoo |
| <i>Psidium guajava</i> L. | goiabeira | | X | Ex | Zoo |
| <i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels | jambolão | | X | Ex | Zoo |
| POLYGONACEAE | | | | | |
| <i>Triplaris americana</i> L. | pau-formiga | | X | P | Ane |
| RUTACEAE | | | | | |
| <i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck | limão-cravo | X | | Ex | Zoo |
| <i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl. | mamica-de-porca | X | | P | Zoo |
| SALICACEAE | | | | | |
| <i>Casearia decandra</i> Jacq. | cafezeiro-do-mato | X | X | St | Zoo |
| <i>Casearia obliqua</i> Spreng. | guaçatonga | X | | St | Zoo |
| <i>Casearia sylvestris</i> Sw. | guaçatonga | X | | P | Zoo |
| SAPINDACEAE | | | | | |
| <i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci | camboatá | X | X | P | Zoo |
| <i>Cupania vernalis</i> Cambess. | arco-de-peneira | X | | Si | Zoo |
| SOLANACEAE | | | | | |
| <i>Solanum</i> sp. | - | | X | Sc | Sc |

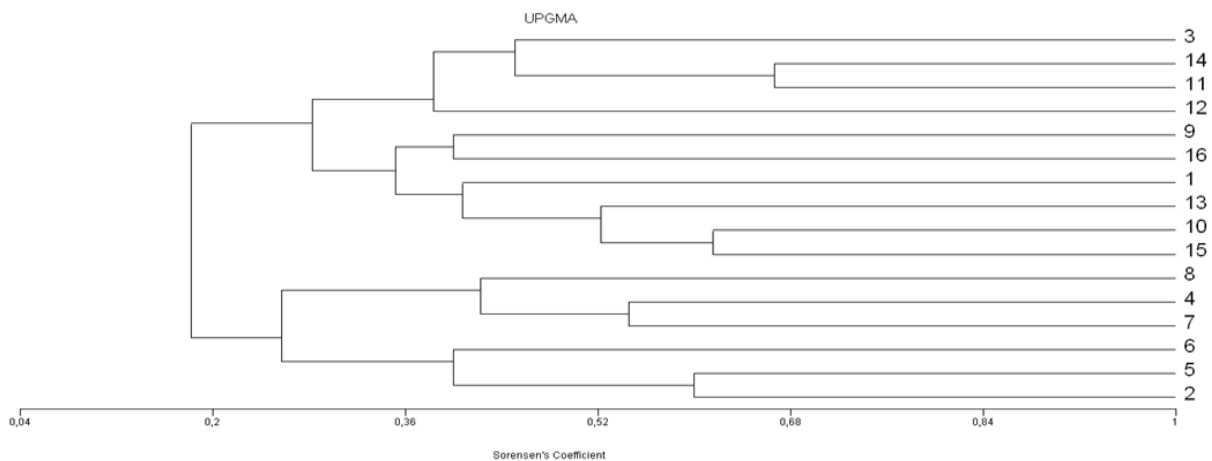
Legendas: NA: Área Natural; AR: Área Restaurada; CS: Categoria Sucessional; P: Pioneira; Si: Secundária inicial; St: Secundária tardia; Ex: Exótica; Sc: Sem caracterização; SD: Síndrome de dispersão; Zoo: Zoocórica; Aut: Autocórica; Ane: Anemocórica.

Fonte: Elaborada pelos autores (2021).

Quanto à riqueza, a área restaurada apresentou 15 famílias e 24 espécies, enquanto na área nativa foram registradas 10 famílias e 23 espécies. Muito embora os valores de riqueza de espécies tenham sido próximos entre as áreas,

não foi verificada forte semelhança florística entre elas. O coeficiente de Sorensen obtido foi menor que 0,2 (Sorensen = 0,182) na análise de agrupamento realizada entre o bloco de parcelas da área restaurada e da área nativa (FIGURA 2).

Figura 2. Dendrograma de similaridade florística de Sorensen entre as parcelas da área restaurada e da área nativa de mata ciliar às margens do rio Machado em uma propriedade no município de Poço Fundo, Minas Gerais.



Legendas: Parcelas 1 a 8: área restaurada e Parcelas 9 a 16: área nativa.

Fonte: Elaborada pelos autores (2021).

A proximidade geográfica entre as áreas não foi capaz de imprimir maior convergência florística. Soma-se a isso o curto tempo do processo de restauração (13 anos) e a inclusão de espécies exóticas no plantio. Segundo Gandolfi *et al.* (2007), programas de restauração geralmente tendem a produzir, quando obtêm sucesso, convergência fisionômica e estrutural, em diversidade e número de indivíduos por espécie, em área basal, diâmetro e altura de indivíduos, além de apresentarem semelhança na distribuição desses indivíduos na área restaurada quando comparada à área nativa e não necessariamente alcançam convergência florística.

Tal observação encontra sustento no novo paradigma da sucessão ecológica que entende que o processo de sucessão pode apresentar várias trajetórias possíveis: progressivas, regressivas e estacionárias que poderão produzir incontáveis comunidades futuras (MARTINS *et al.*, 2012).

Estrutura fitossociológica – Área restaurada

Na área restaurada, foram amostrados 94 indivíduos, classificados em 15 famílias e 24 espécies (TABELA 1). O índice de Shannon (H') foi de 2,75 e a equabilidade de 0,867. Os indivíduos apresentaram diâmetro médio de $12,68 \pm 9,20$ cm e altura média de $6,08 \pm 2,52$ m e densidade de 1.175 indivíduos/ha e área basal de $22,56 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$.

Na área restaurada, a espécie com maior valor de importância (VI) foi *Inga edulis*, com 14 indivíduos na amostra, apresentando também maior densidade relativa (DR) e alta dominância relativa (DoR) (TABELA 2). Na época do levantamento, *I. edulis* já havia sido identificada como espécie remanescente e também teve mudas plantadas durante a execução do projeto de restauração, o que pode ter contribuído para os resultados apresentados acima.

Tabela 2. Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas da área restaurada de mata ciliar às margens do rio Machado em uma propriedade no município de Poço Fundo, Minas Gerais.

| Espécies | NI | DR(%) | FR(%) | DoR(%) | VI(%) |
|---|----|-------|-------|--------|-------|
| <i>Inga edulis</i> Mart. | 14 | 14,89 | 10 | 32,18 | 19,02 |
| <i>Morus nigris</i> L. | 13 | 13,83 | 12 | 8,5 | 11,44 |
| <i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels | 13 | 13,83 | 6 | 14,11 | 11,31 |
| <i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi | 7 | 7,45 | 8 | 9,73 | 8,39 |
| <i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng | 5 | 5,32 | 6 | 6,23 | 5,85 |
| <i>Guarea macrophylla</i> Vahl | 5 | 5,32 | 8 | 4,11 | 5,81 |
| <i>Cryptocarya moschata</i> Ness e Mart. | 2 | 2,13 | 2 | 12,44 | 5,52 |
| <i>Nectandra lanceolata</i> Ness | 7 | 7,45 | 6 | 1,19 | 4,88 |
| <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman | 5 | 5,32 | 4 | 5,15 | 4,82 |
| <i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl. | 2 | 2,13 | 4 | 0,65 | 2,26 |
| Árvores mortas | 2 | 2,13 | 4 | 0,64 | 2,23 |
| <i>Croton urucurana</i> Baill. | 2 | 2,13 | 4 | 0,54 | 2,22 |
| <i>Casearia decandra</i> Jacq. | 2 | 2,13 | 4 | 0,13 | 2,09 |
| <i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess. | 3 | 3,19 | 2 | 0,29 | 1,83 |
| <i>Triplaris americana</i> L. | 2 | 2,13 | 2 | 0,3 | 1,59 |
| <i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg. | 1 | 1,06 | 2 | 1,63 | 1,56 |
| <i>Machaerium opacum</i> Vogel | 2 | 2,13 | 2 | 0,58 | 1,48 |
| <i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci | 1 | 1,06 | 2 | 0,91 | 1,32 |
| <i>Solanum sp.</i> | 1 | 1,06 | 2 | 0,26 | 1,11 |
| <i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk | 1 | 1,06 | 2 | 0,16 | 1,07 |
| <i>Myrciaria tenella</i> O. Berg | 1 | 1,06 | 2 | 0,1 | 1,05 |
| <i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb. | 1 | 1,06 | 2 | 0,06 | 1,04 |
| <i>Psidium guajava</i> L. | 1 | 1,06 | 2 | 0,06 | 1,04 |
| <i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins | 1 | 1,06 | 2 | 0,05 | 1,04 |

Legendas: NI: Número de indivíduos; DR: Densidade relativa; FR: Frequência relativa; DoR: Dominância relativa; VI: Valor de importância.

Fonte: Elaborada pelos autores (2021).

S. terebinthifolia, espécie introduzida pelo projeto de restauração, apresentou bom desenvolvimento na área, alcançando um alto VI, sendo a terceira espécie em número de indivíduos e destacados valores de densidade, frequência e dominância relativas, demonstrando bom desenvolvimento na área restaurada. *Sebastiania brasiliensis*, *Guarea macrophylla*, *Cryptocarya moschata*, *Nectandra lanceolata* e *Syagrus romanzoffiana* são espécies que estavam presentes na área e apresentaram valores elevados de VI (TABELA 2). Dessas,

S. brasiliensis apresentou 5 indivíduos e DoR elevada, demonstrando importância como estoque de biomassa, além de números expressivos de densidade e frequência relativas. *G. macrophylla* apresentou números semelhantes aos de *S. brasiliensis*, com o mesmo número de indivíduos e densidade, embora apresente maior frequência e menor DoR (TABELA 2).

Entre as espécies amostradas no trecho restaurado, três são exóticas: *Syzygium cumini*, *Morus nigra* e *Psidium guajava*. Enquanto a espécie *S. cumini* é exótica e naturalizada

introduzida pelo projeto de restauração, as espécies *M. nigra* e *P. guajava* foram dispersas para a área restaurada, provavelmente a partir de pomares existentes em propriedades vizinhas ao fragmento. Entre as exóticas, *S. cumini* ocupa o terceiro lugar em VI, é a segunda espécie com mais indivíduos e apresenta DoR elevado. A espécie *M. nigra* ocupa o segundo lugar em VI, sendo a espécie mais frequente no trecho restaurado. *P. guajava* apresentou parâmetros relativamente baixos: último lugar em VI, densidade e frequência, e penúltima em dominância com um único indivíduo representado (TABELA 2).

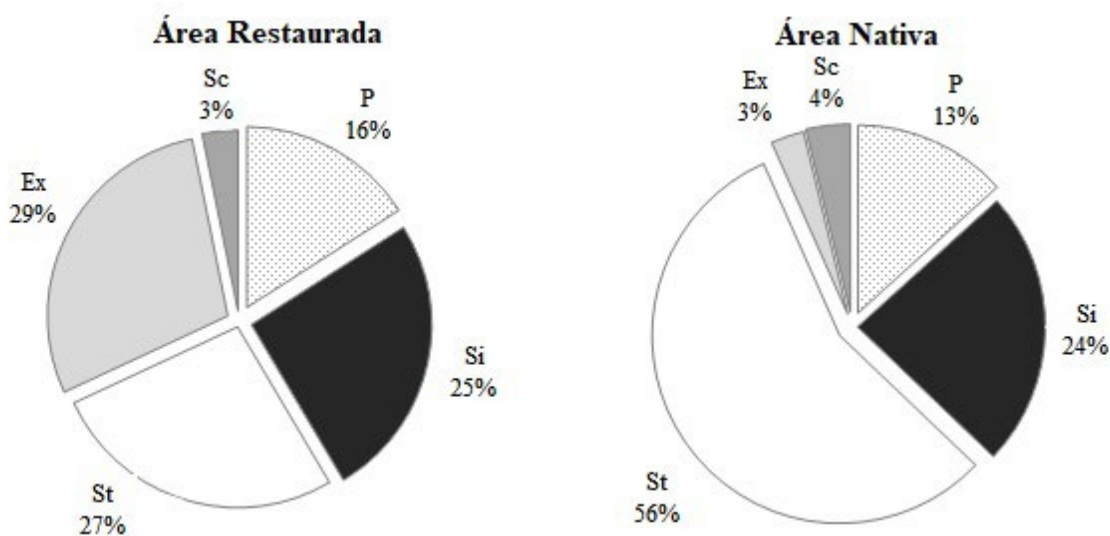
As espécies exóticas auxiliam a recuperação florestal de ambientes degradados, contudo podem prejudicar o desenvolvimento ecológico do fragmento, cobrindo o ambiente e sufocando espécies nativas (GISP, 2005), além de favorecer alguns níveis tróficos em detrimento de outros, modificando a fauna, por exemplo, favorecendo grupos de animais que se alimentam de seus frutos e desequilibrando as relações ecológicas na localidade (ZILLER, 2007). Com o tempo, a

invasão sem controle de espécies exóticas pode causar perda da estabilidade no fragmento, diminuindo a diversidade funcional, ocasionando a limitação da capacidade de resposta a alterações ambientais que possam surgir (MCCANN, 2000).

Quanto ao momento sucessional, a área restaurada está em estágio inicial de sucessão secundária, de acordo com os critérios propostos por Budowski (1970), uma vez que mais de 50 % dos indivíduos de seu dossel, excluindo os das exóticas, são caracterizados como de espécies pioneiras (P) e secundárias iniciais (SI) (FIGURA 3), além dos valores baixos de diversidade e área basal.

Detalhando os parâmetros estruturais, apresentou característica inicial com mais indivíduos pertencentes a esta classe (P e SI) (41,49 %) (FIGURA 3), com maior destaque para as SI que apresentaram alta FR (22 %), DR (25,52 %) e DoR (37,84 %), levando a elevado VI (28,46 %), que associadas às pioneiras (FR = 22 %, DR = 15,96 %, DoR = 14,1% e VI = 17,35 %) refletem o caráter inicial do fragmento restaurado.

Figura 3. Porcentagem de indivíduos das espécies de diferentes estádios sucessionais amostrados nos fragmentos de mata ciliar restaurado e nativo às margens do rio Machado em uma propriedade no município de Poço Fundo, Minas Gerais.



Legendas: P: Pioneiras; Si: Secundárias iniciais; St: Secundárias tardias; Ex: Exóticas, e Sc: Sem caracterização.

Fonte: Elaborada pelos autores (2021).

Estrutura fitossociológica – Área nativa

Na área nativa foram amostrados 105 indivíduos, 10 famílias botânicas e 23 espécies (TABELA 2). A diversidade de Shannon (H') foi de 2,53, equabilidade de Pielou de 0,809, densidade de 1.312 ind/ha, altura média de $6,5 \pm 2,89$ m e diâmetro médio de

$12,73 \pm 2,91$ cm, apresentando área basal de $28,85 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$. *I. edulis* apresentou alta densidade (10 indivíduos) e elevada dominância, o que a posicionou como espécie mais importante na área nativa (TABELA 3).

Tabela 3. Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas na área nativa de mata ciliar às margens do rio Machado em uma propriedade no município de Poço Fundo, Minas Gerais.

| Espécies | NI | DR (%) | FR (%) | DoR (%) | VI (%) |
|--|----|--------|--------|---------|--------|
| <i>Inga edulis</i> Mart. | 10 | 9,52 | 9,62 | 48,05 | 22,40 |
| <i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng | 16 | 15,24 | 9,62 | 22,73 | 15,86 |
| <i>Guarea macrophylla</i> Vahl | 24 | 22,86 | 13,46 | 8,06 | 14,79 |
| <i>Casearia sylvestris</i> Sw. | 11 | 10,48 | 7,69 | 5,4 | 7,86 |
| <i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez. | 10 | 9,52 | 5,77 | 1,62 | 5,64 |
| <i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb. | 7 | 6,67 | 7,69 | 2,1 | 5,49 |
| <i>Casearia obliqua</i> Spreng. | 4 | 3,81 | 3,85 | 1,43 | 3,03 |
| <i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez. | 2 | 1,9 | 3,85 | 3,06 | 2,94 |
| <i>Myrciaria</i> sp. | 3 | 2,86 | 3,85 | 1,82 | 2,84 |
| <i>Myrcia subcordata</i> DC. | 2 | 1,9 | 3,85 | 0,96 | 2,24 |
| <i>Machaerium opacum</i> Vogel | 2 | 1,9 | 3,85 | 0,26 | 2,00 |
| <i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck | 2 | 1,9 | 3,85 | 0,16 | 1,97 |
| <i>Casearia decandra</i> Jacq | 2 | 1,9 | 3,85 | 0,14 | 1,96 |
| <i>Corymbia citriodora</i> (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson | 1 | 0,95 | 1,92 | 1,46 | 1,44 |
| <i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.); A.M.G.Azevedo & H.C.Lima. | 1 | 0,95 | 1,92 | 1,24 | 1,37 |
| <i>Campomanesia reitziana</i> D.Legrand. | 1 | 0,95 | 1,92 | 0,64 | 1,17 |
| <i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl. | 1 | 0,95 | 1,92 | 0,42 | 1,10 |
| <i>Eugenia cerasiflora</i> Miq. | 1 | 0,95 | 1,92 | 0,11 | 1,00 |
| <i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins | 1 | 0,95 | 1,92 | 0,09 | 0,99 |
| <i>Cupania vernalis</i> Cambess. | 1 | 0,95 | 1,92 | 0,09 | 0,99 |
| <i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl. | 1 | 0,95 | 1,92 | 0,06 | 0,98 |
| <i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci | 1 | 0,95 | 1,92 | 0,05 | 0,98 |
| Árvores mortas | 1 | 0,95 | 1,92 | 0,05 | 0,98 |

Legendas: NI = Número de indivíduos; DR = Densidade relativa; FR = Frequência relativa; DoR = Dominância relativa; VI = Valor de importância.

Fonte: Elaborada pelos autores (2021).

A espécie *Sebastiania brasiliensis* ocupa o segundo lugar em VI, com alta densidade (16 indivíduos) e elevada dominância. Considerando os parâmetros fitossociológicos da área

restaurada, *S. brasiliensis* também seria a segunda mais importante daquele trecho caso retirássemos as espécies introduzidas no plantio da área restaurada (*S. cumini*, *S. terebinthifolia*)

e a invasora *M. nigra*, o que sinaliza convergência estrutural entre as áreas estudadas.

A área nativa apresentou aspecto maduro seguindo os critérios propostos por Budowski (1970), apresentando mais de 50 % de seu dossel formado por indivíduos de espécies de característica sucessional tardia (FIGURA 3). As secundárias tardias (ST) somaram 42,32 % da FR, 56,18 % da DR, 35,05 % da DoR e 44,52 % do VI, enquanto P e SI totalizaram, respectivamente, 13,45 % e 32,69 % da FR, 13,33 % e 23,79 % da DR, 5,93 % e 55,53 % da DoR e 10,91 % e 37,34 % do VI. O maior domínio das SI em DoR se deve à espécie *I. edulis*, que apresentou valores elevados desse parâmetro com indivíduos de grande área basal.

Em algumas parcelas foram registradas maior quantidade de espécies iniciais, caracterizando ambientes de clareiras naturais causadas por árvores mortas que abriram espaços no dossel. Esse efeito não denota instabilidade do fragmento, mas apenas uma movimentação entre estágios de equilíbrio, uma vez que o ecossistema não é estático, mas dinâmico, respondendo aos distúrbios (GUNDERSON, 2000). Esse dinamismo, associado ao efeito de borda próximo à margem do rio, levou à considerável representação de espécies de características iniciais, principalmente de SI que alcançaram VI de 37,34 %, enquanto as P apresentaram menor VI (10,91 %). As exóticas apresentaram baixos valores de VI e poucos indivíduos (3).

Pensando na restauração e conservação em longo prazo parece mais interessante e primordial a recuperação da integridade e estabilidade das relações ecológicas, em vez de se almejar um ecossistema com a mesma estrutura do original. Por exemplo, em lavras de mineração de bauxita, onde são perdidas as camadas férteis do solo, faz-se imprescindível a utilização de espécies fixadoras de nitrogênio, exóticas ou não existentes previamente no local, para que o solo a ser recuperado possa ter condições mínimas

de receber propágulos de áreas nativas vizinhas. Assim, é esperado que, após a recuperação e considerando o estabelecimento de um modelo sucessional de facilitação, ocorra a restauração na medida em que as espécies iniciais cedam espaço às que ingressarem no fragmento posteriormente (CAMPELLO, 1998).

Sobre o papel funcional da diversidade, a hipótese de redundância reconhece que diferentes tipos de funcionalidade ecológica são necessários para gerar estabilidade, mas a redundância de funções resultante do surgimento de novas espécies não causa aumento proporcional na estabilidade (PETERSON *et al.*, 1998). A hipótese de diversidade-estabilidade difere da hipótese de redundância ao dizer que há aumento linear da estabilidade ao aumentar o número de espécies enquanto a hipótese de idiosincrasia diz que o ecossistema é alterado com a chegada de novas espécies, sendo impossível prever a direção e o tamanho dessas mudanças (JOHNSON *et al.*, 1996).

Sendo assim, a composição de espécies e o aumento da diversidade possuem papel importante na estabilidade, seja realizando a manutenção de diversos processos ecológicos por meio de características diferenciadas das espécies, como as espécies capazes de se associarem simbioticamente com fungos micorrízicos, aumentando a probabilidade de surgirem espécies com funções semelhantes que amenizariam futuras perturbações (MCCANN, 2000).

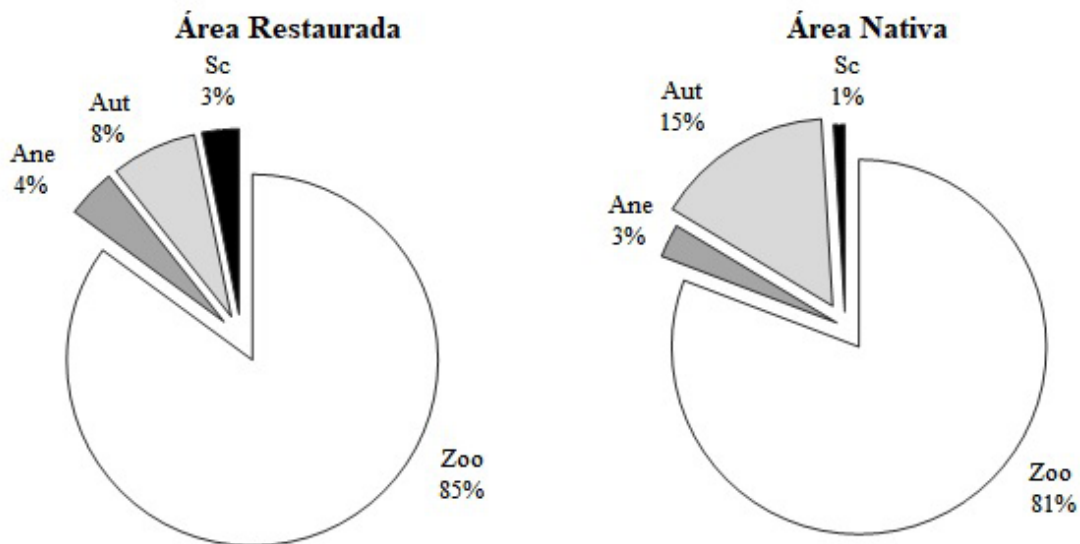
Segundo Souza e Batista (2004), a diversidade de espécies depende da proximidade do trecho restaurado com fragmentos doadores propágulos (frutos e sementes) e da ausência de barreiras naturais que impeçam a chegada dos dispersores desses propágulos, fato que ocorre no trecho estudado. Dessa maneira, espera-se que com o passar do tempo ocorra maior similaridade do fragmento restaurado com o fragmento nativo em função da proximidade geográfica entre eles.

Síndromes de dispersão e estrutura diamétrica

Ambas as áreas do presente estudo apresentaram elevado percentual de plantas zoocóricas (TABELA 1; FIGURA 4). Na área restaurada, as espécies zoocóricas somavam 80 % da FR, 85,09 % da DR, 91,45 % da

DoR e VI de 85,52, enquanto na área nativa as zoocóricas perfizeram para os mesmos parâmetros, respectivamente, 82,69 %, 80,92 %, 75,72 % e 79,78 %.

Figura 4. Porcentagem de indivíduos das espécies de diferentes tipos de síndromes de dispersão amostrados nos trechos de mata ciliar restaurados e nativo às margens do rio Machado em uma propriedade no município de Poço Fundo, MG.



Legendas: Zoo = Zoocoria; Ane = Anemocoria; Aut = Autocoria e Sc = Sem caracterização.

Fonte: Elaborada pelos autores (2021).

Espécies zoocóricas tendem a proporcionar grande interação entre as demais espécies, constituindo fator de melhoria das condições ambientais e propiciando a colonização de plantas de diferentes categorias sucessionais (REIS; KAGEYAMA, 2003). Essas plantas, por serem atrativas da fauna, acabam promovendo encontros interespecíficos, atraindo consumidores e predadores, realizando papel importante na recuperação de áreas degradadas; além disso, ao aumentar a diversidade de espécies com mecanismos ecológicos variados no fragmento, pode-se aumentar a sua capacidade de reagir a distúrbios e conseqüentemente a sua estabilidade. Assim, em caso de extinção e adição de espécies, é necessário conhecimento

de seus mecanismos ecológicos, para que a reposição cause o efeito esperado na dinâmica, e persistência das espécies no trecho restaurado (MCCANN, 2000).

Quando analisada a estrutura diamétrica, tanto a área restaurada quanto a nativa apresentaram tendência para o modelo de J invertido (FIGURA 5). Tal comportamento indica que as comunidades das áreas em questão não possuem problemas para se regenerar em função do número elevado de indivíduos nas menores classes diamétricas (SILVA; NASCIMENTO, 2001).

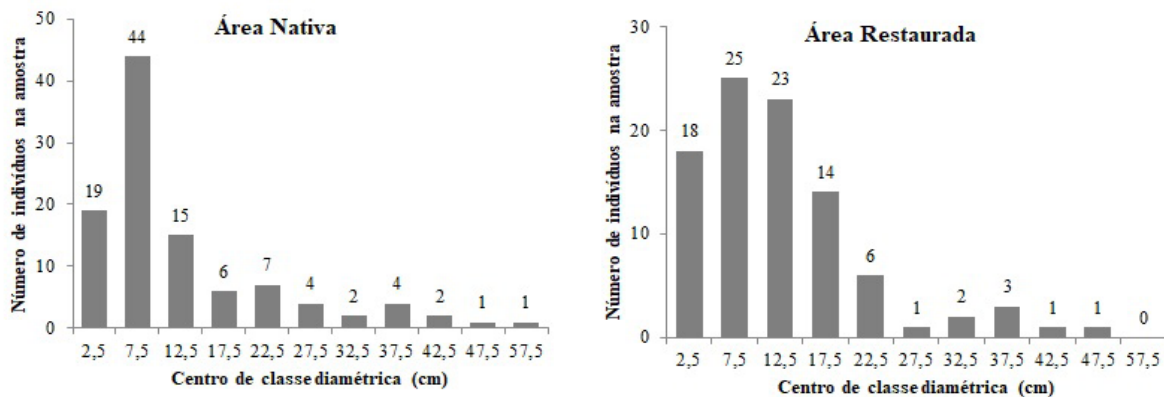
A menor concentração de indivíduos na primeira classe diamétrica nas duas áreas

estudadas (FIGURA 5) indica que ambas estão sob ação das mesmas perturbações. Essas perturbações podem estar relacionadas com a frequente abertura de trilhas para acesso à margem do rio Machado e trânsito de pessoas e conseqüente retirada seletiva de indivíduos regenerantes. Os indivíduos nas classes diamétricas iniciais caracterizam uma comunidade estoque, em que, mesmo que ocorram perturbações, existem recrutas prontas para restabelecer o equilíbrio da espécie (SCOLFORO *et al.*, 1998).

A menor quantidade de indivíduos na primeira classe diamétrica nas duas áreas estudadas pode ainda estar relacionada a

diferenças de crescimento entre plantas, podendo ocorrer a rápida passagem de uma classe para outra, a demora de transição nas plantas com crescimento mais lento ou ainda condições como o sombreamento de plantas pioneiras que impediriam sua transição, o que levaria a um acúmulo na classe seguinte (SCOLFORO *et al.*, 1998). Deve-se considerar também que em áreas ciliares a variação do nível da água e a ocorrência de inundações influenciam o estabelecimento da vegetação devido às condições impostas pelo meio, como na diferenciação da composição florística e na prevalência de indivíduos de maior diâmetro (BALESTRIN *et al.*, 2019).

Figura 5. Distribuição do número de indivíduos nas classes diamétricas na amostragem fitossociológica nos trechos de mata ciliar restaurado e nativo às margens do rio Machado em uma propriedade no município de Poço Fundo, Minas Gerais.



Fonte: Elaborada pelos autores (2021).

Na área restaurada, que possui o seu dossel formado por espécies iniciais, a maioria dos indivíduos (64,7 %) da primeira classe diamétrica são de espécies tardias. Esses jovens indivíduos de espécies tardias (*Guarea macrophylla*, *Casearia decandra*, *Calophyllum brasiliense*, *Sebastiania brasiliensis*, *Nectandra lanceolata*) estão iniciando a regeneração na área e irão integrar, possivelmente, a composição florística futura em um momento sucessional mais avançado. Entre as espécies tardias, as únicas que não foram amostradas na área nativa são *C. brasiliense*, introduzida pelo projeto

aprovado pelo Instituto Estadual de Florestas, que visou à recuperação do trecho no ano de 2003, e *N. lanceolata*.

A área nativa que possui dossel formado por espécies tardias também apresentou maioria de indivíduos de espécies tardias na menor classe diamétrica (56,25 %). Tais espécies não se desenvolveram para alcançar a classe seguinte, provavelmente em função de aberturas no dossel (clareiras) observadas durante o levantamento. Essas clareiras podem aumentar a competição dessas com espécies iniciais na

classe de menor diâmetro. Na classe seguinte (7,5 cm), a proporção de espécies tardias sobe para 70,7 % e o gráfico assume o aspecto de J invertido (FIGURA 5), com pequenas alterações, característico de áreas em contínua regeneração.

Considerações finais

A análise da riqueza, da diversidade e dos parâmetros fitossociológicos entre as áreas analisadas mostrou não haver convergência florística entre as duas áreas estudadas, mas sim convergência estrutural 13 anos após implantação de projeto de restauração.

A área restaurada está em estágio inicial de sucessão secundária (predomínio de espécies pioneiras e secundárias iniciais), enquanto a área nativa encontra-se em estágio sucessional médio tardio (predomínio de espécies secundárias tardias). Há predomínio de espécies zoocóricas nas duas áreas estudadas.

Referências

- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society** v. 181, p. 1–20, 2016.
- BALESTRIN, D.; CRUZ, R.; SILVEIRA, G.; MARTINS, S. V. Hydric and edaphic influence on floristic composition in na altered riparian area. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 3, p. 1-12, 2019.
- BOTREL, R. T.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RODRIGUES, L. A.; CURI N. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG, e a influência de variáveis ambientais na distribuição das espécies. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 2, p. 195-213, 2002.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.
- BROWER, J. E.; E ZAR, J. H. Community similarity. In: BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field & Laboratory for General Ecology**. Dubuque: Win C. Brown Publishers, 1984. p. 161-164.
- BUDOWSKI, G. The distinction between old secondary and climax species in tropical Central American lowlands. **Tropical Ecology**, v. 11, n. 1, 1970.
- CAMPELLO, E. F. C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV - Departamento de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de **Áreas** Degradadas, 1998. p. 183-196.
- CLIMATE-DATA.ORG. (2018). Disponível em: <https://pt.climate-data.org/location/25005>. Acesso em: 4 jan. 2018.
- FARAH, F. T; MUYLEAERT, R. L.; RIBEIRO, M. C.; RIBEIRO, J. W.; MANGUEIRA, J. R. S. A.; SOUZA, V. C.; RODRIGUES, R. R. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. **Forest ecology and management**, v. 397, p. 78-88, 2017.
- FLORA DO BRASIL. Disponível em: www.floradobrasil.jbrj.gov.br/. Acesso em: 31 maio 2021.
- GANDOLFI, S.; MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Forest restoration: many views and objectives. **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, p. 3-26, 2007.
- GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. D. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista brasileira de biologia**, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

- GISP – Global Invasive Species Programme. **Sudamérica Invasida-el creciente peligro de las especies exóticas invasoras**. Programa Mundial sobre Especies Invasoras. Kirstenbosch, Sudáfrica, 2005.
- GUNDERSON, L. H. Ecological resilience in theory and application. **Annual review of ecology and systematics**, v. 31, n. 1, p. 425-439, 2000.
- IBGE. **Mapa de vegetação do Brasil**. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, Rio de Janeiro, 2004.
- JAMES, F. C.; MCCULLOCH, C. E. Multivariate analysis in ecology and systematics: panacea or Pandora's box? **Annual review of Ecology and Systematics**, v. 21, n. 1, p. 129-166, 1990.
- JOHNSON, K. H.; VOGT, K. A.; CLARK, H. J.; SCHMITZ, O. J.; VOGT, D. J. Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 11, n. 9, p. 372-377, 1996.
- KOVACH, W. Multi-variate statistical package 3.11 b. **Kovach Computing Services, Aberystwyth, Wales, UK**, 1999.
- MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; CALEGARI, L. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**, v. 2, p. 21-52, 2012.
- MCCANN, K. S. The diversity–stability debate. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 228-233, 2000.
- MCDONALD, T.; GANN, G. D.; JONSON, J.; DIXON, K. W. **Padrões internacionais para a prática da restauração ecológica – incluindo princípios e conceitos chaves**. Washington, DC: Society for Ecological Restoration, 2016.
- MUELLER DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, Inc, 1974.
- PETERSON, G.; ALLEN C. R.; HOLLING, C. S. Ecological resilience, biodiversity, and scale. **Ecosystems**, v. 1, n. 1, p. 6-18, 1998.
- PIELOU, E. C. **Ecology diversity**. New York: John Wiley & Sons, 1975.
- REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAP, 2003. p. 91-110.
- REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURGG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP / FAPESP, 2001. p. 235-248.
- SCOLFORO, J. R. S.; PULZ, F. A.; MELLO, J. M. Modelagem da produção, idade das florestas nativas, distribuição espacial das espécies e a análise estrutural. **Manejo florestal**, v. 1, p. 189 - 246, 1998.
- SHEPHERD, G. J. FITOPAC 2.1 (versão preliminar). **Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas**, 2009.

SILVA, G. C.; NASCIMENTO, M. T. Fitossociologia de um remanescente de mata sobre tabuleiros no norte do estado do Rio de Janeiro (Mata do Carvão). **Brazilian Journal of Botany**, v. 24, n. 1, p. 51-62, 2001.

SILVA, J. O.; GALVÃO, F.; ANA SILVA, A. C.; HIGUCHI, P. Floristic patterns of alluvial forests in Atlantic Forest and Pampa: Climate and geographic insertion as determining factors. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, n. 3, p. 1-21, 2020.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2015-2016**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlantica e Instituto Nacional das Pesquisas Espaciais, 2017.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of Seasonal Semideciduous Forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v.191, n. 1-3, p. 185-200, 2004.

VIDAL, W. N.; VIDAL, M. R. R. **Botânica - Organografia**. 4ª edição. Viçosa: Ed UFV, 2007.

ZILLER, S. R. Manejo adaptativo de espécies exóticas invasoras: colocando a teoria em prática. **Natureza & Conservação**, v. 5, p. 16-22, 2007.