ISSN:1984-2295

Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>

Redundância funcional de plantas lenhosas residentes do subosque de dois fragmentos de Mata Atlântica

Jardim¹, Raissa Iana Leite; Melo Jr., João Carlos Ferreira²

¹ Graduanda em Ciências Biológicas – Bacharelado em Biodiversidade e Meio Ambiente pela Universidade da Região de Joinville.

² Pós-doutor, coordenador do Laboratório de Morfologia e Ecologia Vegetal, Programa de Pesquisa em Ciências Ambientais da Universidade da Região de Joinville (UNIVILLE) – Rua Paulo Maschitzki, 10, CEP 89219-710, Joinville, SC, Brasil. jcmelo_wood@hotmail.com

Artigo recebido em 17/03/2021 e Aceito em 29/09/2021

RESUMO

O desempenho dos organismos em determinada condição ambiental depende das estratégias ecológicas desenvolvidas ao longo da sua evolução, as quais são expressas por combinações de atributos funcionais (AF) que conferem vantagem adaptativa em um dado habitat. Este estudo avaliou o padrão de convergência funcional de espécies de subosque de duas comunidades vegetais de Mata Atlântica, Floresta Ombrófila Densa, no sul do Brasil. Para isso, foram amostradas 15 parcelas por fragmento de estudo, com seleção de 30 espécies nativas residentes de subosque que foram descritas a partir de 16 AF morfológicos, ecofisiológicos, fenológicos e reprodutivos. Radiação luminosa, conteúdo de matéria orgânica e umidade gravimétrica foram as variáveis ambientais mensuradas. A análise funcional das comunidades foi realizada por meio do software SYNC-SA. Os AF que maximizam a convergência entre as espécies foram: folha simples, oposta e elíptica, a floração na primavera, a condição ciófito e secundária, a via fotossintética C3, a polinização melitofílica e a dispersão ornitocórica de frutos polispérmicos. As duas comunidades estudadas são medianamente redundantes funcionalmente devido à convergência de AF entre as espécies. A redundância funcional fornece resiliência a comunidade, em consequência das respostas compensatórias das espécies, o que reforça a importância da vegetação do subosque para a manutenção dos processos ecossistêmicos e a latente necessidade de inclusão das espécies desse estrato florestal em ações de restauração ambiental.

Palavras-chave: atributo funcional, convergência funcional, estratégia ecológica, redundância funcional, resiliência.

Functional redundancy of woody plants resident in the understory of two fragments of the Atlantic Forest

ABSTRACT

The performance of organisms in each environmental condition is based on the ecological strategies developed throughout their evolution, expressed in combinations of functional traits (FA) which verifies adaptive advantage in each environment. The study evaluated the trait convergence assembly patterns of understory species in two plant communities of Atlantic Dense Forest in southern Brazil. To answer the question, 15 plots were sampled per fragment of study, with a selection of 30 native species of understory that were described by 16 morphological, ecophysiological, phenological and reproductive traits. Luminous radiation, organic matter content and gravimetric moisture were the environmental variables measured. The functional analysis of communities was measured using the software SYNC-SA. The AF that maximized the convergence between species was: simple, opposite and elliptical leaf, flowering during the spring, cyophyte and secondary condition, photosynthesis c3, melitophilic pollination and ornithochoric dispersion of polyspermyc fruits. The two communities studied are moderately functionally redundant due to species functional convergence. Functional redundancy provides resilience to the community, as a result of species compensatory responses, which reinforces the importance of understory vegetation for the maintenance of ecosystem processes and the latent need for the inclusion of the understory species in restoration actions.

Keywords: functional traits, functional convergence, ecological strategy, functional redundancy, resilience.

Introdução

O desempenho dos organismos em determinada condição ambiental depende das estratégias ecológicas desenvolvidas ao longo da sua evolução, sendo expressas por combinações específicas de valores de atributos funcionais (daqui em diante, AF) que conferem vantagem adaptativa em um dado habitat. Violle et al. (2007) conceituam as características das plantas que refletem as estratégias ecológicas das espécies em AF, definidos como “qualquer característica morfológica, anatômica, fisiológica e fenológica que é medida a nível de indivíduo, da célula ao nível de todo organismo, sem referência para o ambiente ou qualquer outro nível de organização”. Os atributos mediam as respostas e interações dos indivíduos com o meio, com outros indivíduos, e o funcionamento do ecossistema, impactando assim no fitness (crescimento, sobrevivência e reprodução) das espécies ao longo do espaço e do tempo (Westoby, 1998; Díaz e Cabido 2001; Violle et al., 2007, Díaz et al., 2016). Os atributos são funcionais, bem como são funcionais os padrões de comunidades descritos com base nesses atributos (Pillar e Orlóci, 1993).

A análise da variação dos atributos e sua relação com as mudanças no meio abiótico possibilita a inferência dos mecanismos que atuam na montagem das comunidades ao longo do espaço e do tempo (McGill et al., 2006; Adler et al., 2013; Kraft et al., 2015). Modelos determinísticos e estocásticos buscam explicar os padrões de diversidade nas florestas tropicais. Os modelos determinísticos fazem ênfase aos fatores ambientais e biológicos que predizem a abundância e a diversidade de espécies no espaço e no tempo, enquanto os modelos estocásticos assumem a influência de condições aleatórias que afetam a diversidade das espécies (Hubbell, 2001). A diferenciação de nicho, em consequência da limitação de similaridade, e a filtragem ambiental, devido às condições ambientais particulares que restringem o estabelecimento e persistência de algumas espécies, constituem dois dos principais mecanismos determinísticos que explicam a abundância das espécies (Kraft et al., 2015).

A filtragem ambiental pode resultar em um padrão tanto de convergência (subdispersão), como de divergência (superdispersão) dos AF das espécies (Pillar et al., 2009). A convergência de AF é relacionada com a vantagem adaptativa conferida por combinações específicas de valores de AF em um dado habitat (Kraft et al., 2015), o que resulta

em um padrão funcional similar na comunidade. Por outro lado, as interações bióticas entre as espécies também atuam nos processos de montagem das comunidades, formando arranjos de espécies que são divergentes funcionalmente, mais do que o esperado ao acaso (Hubbell, 2001), pela diferenciação de nicho (limitação de similaridade) – uma vez que a competição é mais intensa entre espécies funcionalmente semelhantes e pode levar à exclusão competitiva (Gause, 1934; Diamond, 1975). As interações bióticas também podem levar a um padrão de convergência de AF, associado a vantagem competitiva que um atributo confere sobre determinada condição, podendo causar a dominância competitiva (Kraft et al., 2015). Este padrão de convergência funcional resulta em uma alta redundância funcional, de modo que mais de uma espécie exerce a mesma função no ambiente (Díaz e Cabido, 2001), acarretando no aumento da resiliência da comunidade (Edwards et al., 2013; Pillar et al. 2013). A composição funcional de uma comunidade é, portanto, resultado da ação conjunta destes processos.

Uma das causas da não resiliência que ameaça a biodiversidade é a fragmentação do habitat (Ruell et al., 2012), com um efeito negativo sobre a diversidade de plantas, impactando nos processos e serviços ecossistêmicos (Tilman et al., 1997). A Mata Atlântica destaca-se como um *hotspot* global da biodiversidade (Mittermeier et al., 2004), por ser um centro de endemismos, caracterizada como floresta tropical perenifolia estruturada, que apresenta um estrato arbóreo de alto dossel e um subosque com alta diversidade e densidade de espécies lenhosas e herbáceas, distribuídos ao longo da costa atlântica brasileira, planícies quaternárias e montanhas (Carlucci et al., 2021).

Em contrapartida, este bioma perdeu grande parte da sua área de vegetação original, com estimativa de que restem apenas 12% de remanescentes florestais (Ribeiro et al., 2009). Sua atual cobertura é descontínua ao longo de toda a faixa de distribuição original da floresta, sendo representada por pequenos fragmentos (<100 ha – mais de 83% dos fragmentos possuem área <50 ha), com baixa conectividade, grande influência do efeito de borda e compostos por florestas secundárias em diferentes estágios sucessionais (Ribeiro et al., 2009). Ao considerar a importância biológica da Mata Atlântica e o risco iminente de perda de biodiversidade, intensificado pelos efeitos

das mudanças climáticas (Pecl et al., 2017) e da perda de habitat, ações de restauração ambiental são urgentes e necessárias. O bioma é uma prioridade global para a restauração (Guerra et al., 2020; Hannah et al., 2020; Strassburg et al., 2020).

A atual concepção de restauração busca, além da recomposição da composição de espécies, a restauração de processos e serviços ecossistêmicos (Rodrigues et al., 2009), com a inclusão de AF nos protocolos de restauração. Múltiplos AF podem prover um uso mais eficiente de recursos e diversas interações do ecossistema, afetando diretamente os processos ecológicos (Tilman et al., 1997; Díaz e Cabido, 2001) e contribuindo para a provisão de serviços ecossistêmicos (Bello et al., 2010; Aerts e Honnay, 2011). A restauração funcional depende do conhecimento sobre os AF das espécies. A maioria dos estudos realizados com enfoque na restauração funcional referem-se aos ecossistemas temperados, com escassez de estudo para os ecossistemas tropicais (Carlucci et al., 2020). Em ambientes megadiversos, como as florestas tropicais, existem lacunas fundamentais do conhecimento científico sobre os AF das espécies nativas (Petisco-Souza et al., 2020). As lacunas do conhecimento são ainda maiores para as espécies que não possuem potencial de uso econômico e que não compõem o estrato arbóreo do dossel (Schnitzer e Carson, 2000; Xiao-tao et al., 2010; Petisco-Souza et al., 2020).

O subosque é formado tanto por espécies residentes, típicas deste estrato florestal e que permanecem nele ao longo do todo seu ciclo de vida, e por espécies transitórias que representam o componente arbóreo em regeneração (Gomes-Westphalen et al., 2012; Polisel et al., 2014). A Mata Atlântica é caracterizada pela alta densidade de plantas neste estrato florestal (IBGE, 1992), com estrutura funcional singular. Nessas florestas, a flora de subosque pode representar 50% ou mais da riqueza total de espécies (Schnitzer e Carson, 2000) e aumentar a lista de espécies de árvores em até 30% (Lins-e-Silva, 2010). Apesar da sua importância para a composição funcional da floresta, são escassos os estudos que dedicaram-se ao subosque (Schnitzer e Carson, 2000; Nilsson e Wardle 2005; Xiao-tao et al., 2011; Vibrans et al., 2015).

Com base no exposto, o presente trabalho avaliou a composição funcional, a partir de AF, de espécies lenhosas residentes do subosque em duas áreas protegidas de Mata Atlântica no sul do Brasil,

para responder as seguintes questões: (1) O padrão de convergência funcional é encontrado no subosque?; (2) Se sim, quais AF são melhores descritores da redundância funcional do subosque?. As hipóteses desse estudo são: (1) As espécies de subosque convergem funcionalmente em função de requerimentos ecológicos similares exibidos pelas espécies; (2) Atributos relacionados ao aumento da eficiência de captura de luz são responsáveis pela redundância funcional desse estrato florestal.

Material e métodos

Localização da área de estudo

O estudo foi realizado em duas áreas protegidas inseridas no bioma Mata Atlântica, região fitogeográfica da Floresta Ombrófila Densa (FOD), formação Submontana, localizadas na região Sul do Brasil, no estado do Santa Catarina (Figura 1), sendo elas:

- Área de Relevante Interesse Ecológico do Morro do Iriú (daqui em diante, MI) (26°15'21.33"S - 48°49'50.74"). Criado pelo Decreto Municipal nº 19.665/2012, possui área total protegida correspondente a 526 ha, inserido na área urbana do município de Joinville.

- Área de Relevante Interesse Ecológico do Morro do Boa Vista (daqui em diante, BV) (26°17'29.03"S - 48°49'37.80"O). Criado pelo Decreto Municipal nº 11.005/03, alterado pelo Decreto nº 23.533/14, possui área total protegida correspondente a 390 ha, inserido na área urbana do município de Joinville.

Em estudo realizado por Melo Júnior et al. (2017a) para reconhecimento e caracterização da estrutura dos maiores remanescentes de Mata Atlântica inseridos na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, os dois fragmentos de estudo (MI e BV) foram classificados como florestas secundárias em regeneração, com significativa diversidade florística e alta densidade de espécies no subosque, visto que aproximadamente 50% dos indivíduos amostrados estão inseridos nas classes de altura e diâmetro inferiores. Os fragmentos remanescentes possuem relevante interesse para a conservação da biodiversidade no ambiente urbano (Melo Júnior et al., 2017a).

As duas áreas são próximas entre si, com distância aproximada 550 m, estando sujeitas às condições climáticas semelhantes. O clima é classificado como Cfa, temperado úmido com verão quente, segundo a classificação de Köppen

(Alvares et al., 2013). A precipitação média anual é de 1.706 mm, com chuvas bem distribuídas durante o ano e com a temperatura média anual de

21,1 °C, sendo fevereiro o mês com maior precipitação (246 mm) e janeiro o mês com maior temperatura média (29,1 °C) (Climate Data, 2020).

Figura 1. Localização espacial das áreas de estudo com base na delimitação do bioma Mata Atlântica e das regiões fitogeográficas estabelecidas no mapa de aplicação da Lei Federal n° 11.428/2006.

Coleta dos dados

Para fins de determinação da frequência de cada espécie nos fragmentos e análise fitossociológica das respectivas comunidades foram alocadas 15 parcelas de 100 m² (10 x 10 m), com distância mínima de 100 metros entre si (Felfili et al., 2011). As espécies vegetais foram selecionadas a partir dos seguintes critérios de inclusão: a) forma de vida fanerófita; b) circunferência a altura do peito mínima de 10 cm; c) espécies residentes do subosque (indivíduos juvenis de espécies do dossel não foram considerados). A caracterização de cada comunidade foi procedida por meio de análise fitossociológica considerando os seguintes parâmetros: frequência, densidade, dominância e o valor de importância (Freitas e Magalhães, 2012). De cada espécie componente dos fragmentos foram amostrados 5 indivíduos para coleta de AF com base em protocolo global (Pérez-Harguindeguy et al., 2013). Foram selecionados ramos férteis de cada indivíduo para a herborização e identificação

das espécies selecionadas, seguindo o método padrão em estudos botânicos (IBGE, 2012) e a nomenclatura baseada na lista de plantas da Flora do Brasil (Flora do Brasil em construção, 2020).

Foram mensurados 16 AF, que contemplaram atributos morfológicos, ecofisiológicos, fenológicos e reprodutivos. Esses atributos foram escolhidos devido à sua importância para o desempenho das espécies e por refletirem as principais estratégias ecológicas das plantas (Grime, 1977; Westoby, 1998; Reich, 2014; Díaz et al., 2016). Os atributos morfológicos foram mensurados considerando as condições locais da área de estudo, seguindo o protocolo de Pérez-Harguindeguy et al. (2013). Os atributos ecofisiológicos, fenológicos e reprodutivos foram compilados a partir do registro da literatura e das informações obtidas nos bancos de dados, considerando a variação regional dos atributos na seleção da literatura utilizada.

Os atributos morfológicos contemplaram atributos quantitativos e qualitativos. Os atributos quantitativos foram: altura da planta, inferida em

campo e classificada seguindo o sistema de classificação de Raunkiaer (1934); diâmetro a altura do peito (DAP), obtido pela a partir da circunferência a altura do peito (CAP) π^{-1} e inferido em campo; massa fresca foliar (g), obtida a partir da mensuração da massa foliar em balança de precisão após saturação hídrica pelo período de 12 h; massa seca foliar (g), obtida a partir do peso seco constante em balança de precisão após a secagem em estufa de circulação forçada de ar durante o período de 72 h em temperatura de 70° C; conteúdo de matéria seca foliar (LDMC, g.g⁻¹) dado pela razão entre as massas foliares seca e fresca; área foliar (cm²), aferida por imagem digitalizada em scanner de mesa acoplado ao software Sigma Scan pro (versão 5.0, SPSS Inc., Chicago IL, USA); e a área específica foliar (AEF, cm².g⁻¹), calculada pela razão entre área foliar e massa seca (Witkowski e Lamont, 1991) e classificada segundo 'Leaf Working Group' (1999). A classificação dos atributos morfológicos foi realizada considerando os valores médios do atributo, por espécie, por comunidade. Os atributos qualitativos avaliados foram: a filotaxia, o tipo e a forma da lâmina foliar, sendo classificados segundo 'Leaf Working Group' (1999).

Os atributos ecofisiológicos avaliados foram: via fotossintética, classificada como C3, C4 e CAM; requerimento lumínico, classificada em heliófita ou ciófito; e desenvolvimento, classificada em pioneira, secundária inicial, secundária tardia e climática (Lorenzi et al., 1996; Lorenzi, 2009).

Os atributos fenológicos avaliados foram: período de floração e período de frutificação, definidos pelas estações do ano. A classificação foi realizada a partir de estudos científicos realizados na região Sul e Sudeste, considerando a variação regional desses atributos (Reis, 1995; Andrade et al., 1996; Harter et al., 2002; Martin-Gajardo e Morellato, 2003; Marques e Oliveira, 2004; Staggemeier et al., 2007; Ruschel et al., 2008; Genini e Morellato, 2009; Polisel e Franco, 2010; Lima et al., 2011; Haliski et al., 2013; Guidoti et al., 2015; Ribeiro, 2016; Afonso, 2016; Silva, 2017; Novaes et al., 2018; Valentin-Silva et al., 2018; Lopes Ribeiro et al., 2018; Feldhaus et al., 2020).

Os atributos reprodutivos avaliados foram: síndrome de polinização, determinada por registro na literatura (Reis, 1995; Andrade et al., 1996; Harter et al., 2002; Martin-Gajardo e Morellato, 2003; Marques e Oliveira, 2004; Staggemeier et al.,

2007; Ruschel et al., 2008; Genini e Morellato, 2009; Polisel e Franco, 2010; Lima et al., 2011; Haliski et al., 2013; Guidoti et al., 2015; Ribeiro, 2016; Afonso, 2016; Silva, 2017; Novaes et al., 2018; Valentin-Silva et al., 2018; Lopes Ribeiro et al., 2018; Feldhaus et al., 2020), classificada em anemófila, autófila e zoófila (melitófila, cantarófila, psicófila, ornitófila, miófila e fanelófila); tipo de dispersão, determinada por registro na literatura, classificada em anemocórica, autocórica e as zoocóricas (ornitocórica, mamaliocórica e quiropterocórica); e número de sementes, classificando os frutos como monospermico ou polispermico.

As variáveis ambientais mensuradas foram: radiação luminosa, conteúdo de matéria orgânica e umidade gravimétrica. A radiação luminosa foi obtida por meio de luxímetro em dia de céu aberto, sem nuvens, no período entre 12 e 14h, mensurado em cada extremo da parcela e no centro da mesma, totalizando 5 medidas de radiação luminosa por parcela (75 medidas por área de estudo). A concentração de matéria orgânica foi coletada em cada vértice da parcela e analisada como amostra composta seguindo o método de Dean (1974). A amostra composta foi seca em estufa de circulação forçada por 24h a temperatura de 100° C, pesada para obtenção da massa seca da amostra, e posteriormente queimada em forno mufla aquecida a 500 °C por 1h. A diferença entre a massa após a queima e a massa seca resulta na quantidade de matéria orgânica (Dean, 1974). A umidade gravimétrica foi determinada pela equação $U = \mu - m_s / m_s$, em que U = umidade gravimétrica, μ = massa de solo úmido (g), mensurada em balança analítica de precisão e m_s = massa de solo seco (g), obtida a partir da massa seca constante em balança analítica de precisão após a secagem em estufa de circulação forçada de ar durante o período de 24 h em temperatura de 105-110°C (Embrapa, 1997).

Análise Estatística

Médias e respectivos desvios-padrão para todos os atributos quantitativos foliares foram calculados. Os atributos qualitativos foram organizados em ordem alfabética, de forma que cada letra represente uma classe de atributo.

Para a análise estatística, cada fragmento florestal foi considerado como uma comunidade cuja estrutura foi determinada pela fitossociologia (Freitas e Magalhães, 2012).

Para a análise do padrão de convergência funcional (*trait convergence assembly patterns* – TCAP) (Pillar et al., 2009), os dados foram organizados nas seguintes matrizes:

- Matriz W – Formada pela composição da comunidade a partir dos dados de abundância das espécies. As abundâncias foram calculadas por fragmento florestal, com os dados das parcelas inventariadas. Somente espécies cujos AF foram mensurados foram inseridas nesta matriz, a fim de corresponder às mesmas espécies consideradas na matriz B.

- Matriz B – Compreende as espécies descritas pelos valores dos AF. Os atributos quantitativos foram descritos pelo valor médio do atributo na comunidade. Os atributos qualitativos foram classificados em ordem alfabética.

- Matriz E – Sinalizadora das variáveis ambientais mensuradas: radiação luminosa, matéria orgânica e umidade gravimétrica. Esta matriz foi gerada a partir dos valores médios obtidos para cada variável nas parcelas, por fragmento florestal.

Para responder à pergunta sobre o padrão de convergência funcional da comunidade, os dados foram submetidos a análise seguindo a metodologia proposta por Pillar et al. (2009), baseado na multiplicação de matrizes e procedimentos de ajustes de Procruste entre as matrizes W, B e E (Pillar et al. 2009; 2013).

Foram utilizados o índice de diversidade funcional (daqui em diante, DF) e o índice de diversidade de Simpson (SD) para obtenção da redundância funcional da comunidade (Botta-Dukát 2005).

O índice de diversidade funcional (daqui em diante, DF) indica em que medida as espécies dentro de uma comunidade são diferentes quanto aos seus atributos funcionais (Lepš et al. 2006), e é obtido a partir de uma generalização da entropia quadrática de Rao (Rao, 1982). Calculado como a soma das dissimilaridades funcionais entre os pares de espécies, multiplicado pela abundância da espécie, o índice varia de 0 (onde as espécies possuem exatamente o mesmo atributo) à 1 (onde as espécies possuem atributos completamente dissimilares) (Bello et al. 2007). O índice DF é particularmente interessante pois generaliza o comum e intuitivo índice de diversidade de Simpson (SD), pois se todas as espécies possuem atributos diferentes, o índice DF de Rao é igual ao SD. O índice de Gini-Simpson representa o maior valor potencial de DF pode alcançar em uma

comunidade onde as espécies diferem completamente funcionalmente. Como em comunidades naturais as espécies raramente diferem completamente, sempre existe um certo grau de redundância funcional (Naeem 1998) (para detalhes ver Botta-Dukát 2005; Bello et al. 2007).

A redundância funcional (RF) é uma medida da dissimilaridade funcional entre as espécies, onde altos valores representam uma comunidade mais diversa funcionalmente, e menores valores, uma comunidade mais redundante e saturada com espécies com valores similares de atributos (Petchey e Gaston 2006; Bello et al. 2007). O índice de RF pode ser calculado como a diferença do índice de Simpson (SD) e do índice de diversidade funcional (DF) (Redundância = SD – DF). Assim, se DF for igual à SD, a redundância será zero e todas as espécies são funcionalmente diferentes. Se DF for igual à zero, todas as espécies são funcionalmente idênticas e a redundância será máxima e igual à SD (Bello et al., 2007). O TCAP, SD e DF foram calculados utilizando o software SYNCSA (Pillar e Orlóci, 2004).

Resultados

Considerando os dois fragmentos florestais, foram mensurados 524 espécimes, de 30 espécies, pertencentes a 12 famílias botânicas (Tabela 1). Os dois fragmentos florestais possuem grande compartilhamento de espécies, com 18 espécies ocorrendo em ambos, enquanto o MI possui 7 espécies de ocorrência restrita e o BV possui 5 espécies (Tabela 1). O MI possui maior densidade de espécimes no subosque em comparação com o BV, com 304 e 220 espécimes nas áreas amostradas, respectivamente.

A família Rubiaceae foi a mais representativa no subosque dos dois fragmentos florestais (n= 8 sp), seguida por Myrtaceae (n=5 sp), Piperaceae (n=5 sp) e Melastomataceae (n=3 sp). Em contrapartida, 7 famílias (Annonaceae, Apocynaceae, Monimiaceae, Moraceae, Nyctaginaceae, Salicaceae e Sapindaceae) são representadas por somente uma espécie, totalizando 105 espécimes - 20,04% do total de espécimes amostrados. O gênero com maior abundância de espécies foi Psychotria (Rubiaceae) (n= 6 sp), seguido de Piper (Piperaceae) (n= 5) e Myrcia (Myrtaceae) (n=3).

A análise fitossociológica mostrou que o subosque do MI foi caracterizado principalmente por *Euterpe edulis* (IVI 21,82%), *Psychotria nuda*

(IVI 9,22%) e *Guapira opposita* (IVI 7,83%) (Tabela 2), e do BV por *Bathysa australis* (IVI 17,64%), *P. nuda* (IVI 9,98%) e *Myrcia neolucida* (IVI 9,85) (Tabela 2). A espécie *E. edulis* ocorre em grande densidade no MI (n= 82, 26,97%), o que indica a importância nessa área protegida para a conservação da espécie, classificação como vulnerável de extinção (MMA, 2014). Além de *E. edulis*, *Rudgea jasminoides* e *Campomanesia reitziana* também são classificadas como em risco de extinção, a nível nacional (MMA, 2014), ocorrendo em ambos os fragmentos florestais.

Os valores médios e respectivos desvio-padrão dos atributos quantitativos são apresentados nos documentos suplementares 1 e 2.

Dentre os 16 AF empregados como descritores das 30 espécies avaliadas, destacam-se a folha simples, oposta e elíptica, a floração na primavera, a condição ciófito e secundária, a polinização melitofílica, a dispersão ornitocórica

de frutos polispérmicos como os atributos que melhor expressam a similaridade funcional do subosque de ambas as comunidades, com TCAP: $\rho(TE) = 0,609$, $p = 0,02$.

Os valores de Entropia Quadrática de Rao (Rao, 1982) obtidos para as comunidades estudadas, considerando os atributos destacados pelo TCAP, são medianos para as comunidades MI e BV (0,507 e 0,512), sugerindo que a redundância funcional dentro de cada comunidade tende a ser média, portanto, as espécies diferem em certa proporção entre si, quando se leva em conta os atributos funcionais selecionados.

A redundância funcional (RF), obtida por meio da diferença entre o índice SD e o índice DF foi de 0,38 e 0,42, respectivamente para as comunidades MI e BV, o que vale dizer que as espécies são, em sua maioria, funcionalmente similares e redundantes entre si.

Tabela 1: Espécies lenhosas residentes do subosque encontradas nos fragmentos florestais. O valor apresentado nas colunas MI e BV representa a quantidade de indivíduos da espécie amostrados por área. Legenda: MI – ARIE Morro do Iriú; BV – ARIE Morro do Boa Vista, município de Joinville, Santa Catarina.

Família	Espécie	Autor	MI	BV	Total	Código
Annonaceae	<i>Xylopia brasiliensis</i>	Spreng.	3	-	3	Xybr
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	DC.	3	-	3	Taca
Arecaceae	<i>Bactris setosa</i>	Mart.	8	4	12	Base
	<i>Euterpe edulis</i>	Mart.	82	24	106	Eued
Melastomataceae	<i>Leandra carassana</i>	(DC.) Cogn.	10	6	16	Leca
	<i>Leandra melastomoides</i>	Raddi.	5	-	5	Leme
	<i>Miconia pusilliflora</i>	(DC.) Naudin.	2	-	2	Mipu
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i>	(Spreng.) Perkins	17	10	27	Mosc
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i>	(Baill.) W.C. Burger, Lanjouw & Boer	9	3	12	Sobo
Myrtaceae	<i>Campomanesia reitziana</i>	D. Legrand	7	3	10	Care
	<i>Myrcia neolucida</i>	A.R.Lourenço & E.Lucas	3	4	7	Myne
	<i>Myrcia spectabilis</i>	DC.	-	2	2	Mysp
	<i>Myrcia strigipes</i>	Mart.	-	12	12	Myst
	<i>Myrciuegenia myrcioides</i>	(Cambess.) O. Berg	-	4	4	Mymy
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>	(Vell.) Reitz	28	14	42	Guop
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i>	L.	2	6	8	Piad
	<i>Piper amplum</i>	Kunth	2	-	2	Piam
	<i>Piper cernuum</i>	Vell.	7	5	12	Pice
	<i>Piper gaudichaudianum</i>	Kunth	6	7	13	Piga
	<i>Piper lucaeum</i>	Kunth	6	7	13	Pilu

Família	Espécie	Autor	MI	BV	Total	Código
Rubiaceae	<i>Bathysa australis</i>	(A.St.-Hil.) Hook.f. ex K.Schum	13	20	33	Baau
	<i>Psychotria brasiliensis</i>	Müll.Arg.	2	-	2	Psbr
	<i>Psychotria carthagenensis</i>	Jacq.	4	5	9	Psca
	<i>Psychotria nuda</i>	(Cham. & Schltdl.) Wawra	35	34	69	Psnu
	<i>Psychotria officinalis</i>	(Aubl.) Raeusch. ex Sandwith	10	3	13	Psosf
	<i>Psychotria pubigera</i>	Schltdl.	5	-	5	Pspu
	<i>Psychotria suterella</i>	Müll. Arg.	17	13	30	Pssu
	<i>Rudgea jasminoides</i>	(Cham.) Müll. Arg.	18	16	34	Ruja
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i>	Jacq.	-	8	8	Cade
Sapindaceae	<i>Allophylus petiolulatus</i>	Radlk.	-	10	10	Alpe
Total:			304	220	524	-

Tabela 2: Dados fitossociológicos do subosque da ARIE Morro do Ipiriú (MI) e da ARIE Morro do Boa Vista (BV). Legenda: N – Número de indivíduos amostrados, Fa – Frequência absoluta, Fr – Frequência relativa, Da – Densidade absoluta, Dr – Densidade relativa, DoA – Dominância Absoluta, DoR – Dominância Relativa, IVI – Índice de Valor de Importância, IVI % - Índice de Valor de Importância em porcentagem.

ARIE Morro do Ipiriú										
Espécie	N	Fa	Fr	Da	Dr	DoA	DoR	IVI	IVI %	
<i>Euterpe edulis</i>	82	100,00	9,55	546,67	4,03	2,40	33,33	46,91	21,82	
<i>Psychotria nuda</i>	35	80,00	7,64	233,33	1,72	0,75	10,47	19,83	9,22	
<i>Guapira opposita</i>	28	80,00	7,64	186,67	1,38	0,56	7,82	16,84	7,83	
<i>Bathysa australis</i>	13	46,67	4,46	86,67	0,64	0,82	11,45	16,55	7,70	
<i>Mollinedia schottiana</i>	17	66,67	6,37	113,33	0,84	0,32	4,40	11,60	5,40	
<i>Rudgea jasminoides</i>	18	73,33	7,01	120,00	0,89	0,20	2,75	10,64	4,95	
<i>Psychotria suterella</i>	17	73,33	7,01	113,33	0,84	0,20	2,74	10,58	4,92	
<i>Sorocea bonplandii</i>	9	46,67	4,46	60,00	0,44	0,17	2,31	7,21	3,35	
<i>Piper lucaeum</i>	6	33,33	3,18	40,00	0,30	0,27	3,71	7,19	3,35	
<i>Leandra carassana</i>	10	46,67	4,46	66,67	0,49	0,15	2,10	7,05	3,28	
<i>Piper cernuum</i>	7	40,00	3,82	46,67	0,34	0,19	2,68	6,85	3,19	
<i>Psychotria officinalis</i>	10	46,67	4,46	66,67	0,49	0,12	1,64	6,59	3,06	
<i>Campomanesia reitziana</i>	7	40,00	3,82	46,67	0,34	0,16	2,22	6,39	2,97	
<i>Psychotria carthagenensis</i>	4	26,67	2,55	26,67	0,20	0,17	2,38	5,12	2,38	
<i>Bactris setosa</i>	8	40,00	3,82	53,33	0,39	0,06	0,89	5,11	2,38	
<i>Psychotria pubigera</i>	5	33,33	3,18	33,33	0,25	0,09	1,25	4,68	2,18	
<i>Piper gaudichaudianum</i>	6	26,67	2,55	40,00	0,30	0,13	1,79	4,63	2,16	
<i>Leandra melastomoides</i>	5	33,33	3,18	33,33	0,25	0,08	1,09	4,52	2,10	
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	3	20,00	1,91	20,00	0,15	0,14	1,99	4,05	1,88	
<i>Xylopia brasiliensis</i>	3	20,00	1,91	20,00	0,15	0,05	0,72	2,78	1,29	
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	3	13,33	1,27	20,00	0,15	0,04	0,62	2,04	0,95	
<i>Piper aduncum</i>	2	13,33	1,27	13,33	0,10	0,03	0,48	1,86	0,86	
<i>Piper amplum</i>	2	13,33	1,27	13,33	0,10	0,03	0,38	1,75	0,81	
<i>Miconia pusilliflora</i>	2	13,33	1,27	13,33	0,10	0,03	0,35	1,73	0,80	

<i>Psychotria brachyceras</i>	2	13,33	1,27	13,33	0,10	0,01	0,20	1,57	0,73
ARIE Morro do Boa Vista									
Espécie	N	Fa	Fr	Da	Dr	DoA	DoR	IVI	IVI %
<i>Bathysa australis</i>	20	33,33	4,13	133,33	1,36	3,85	32,44	37,94	17,64
<i>Psychotria nuda</i>	34	86,67	10,74	226,67	2,32	1,00	8,41	21,47	9,98
<i>Myrcia neolucida</i>	8	20,00	2,48	53,33	0,55	2,16	18,15	21,17	9,85
<i>Euterpe edulis</i>	24	53,33	6,61	160,00	1,64	1,21	10,15	18,40	8,56
<i>Myrcia spectabilis</i>	12	66,67	8,26	80,00	0,82	0,37	3,08	12,17	5,66
<i>Guapira opposita</i>	14	60,00	7,44	93,33	0,95	0,33	2,74	11,14	5,18
<i>Rudgea jasminoides</i>	16	53,33	6,61	106,67	1,09	0,34	2,82	10,53	4,90
<i>Psychotria suterella</i>	13	53,33	6,61	86,67	0,89	0,26	2,17	9,67	4,50
<i>Mollinedia schottiana</i>	10	40,00	4,96	66,67	0,68	0,24	2,06	7,70	3,58
<i>Piper gaudichaudianum</i>	7	33,33	4,13	46,67	0,48	0,29	2,48	7,09	3,30
<i>Allophylus petiolulatus</i>	10	40,00	4,96	66,67	0,68	0,11	0,95	6,59	3,07
<i>Piper cernuum</i>	5	33,33	4,13	33,33	0,34	0,15	1,25	5,72	2,66
<i>Myrcia strigipes</i>	4	20,00	2,48	26,67	0,27	0,34	2,84	5,59	2,60
<i>Piper aduncum</i>	6	33,33	4,13	40,00	0,41	0,07	0,62	5,16	2,40
<i>Piper lucaeum</i>	7	26,67	3,31	46,67	0,48	0,12	1,03	4,82	2,24
<i>Leandra carassana</i>	5	20,00	2,48	33,33	0,34	0,20	1,71	4,53	2,11
<i>Calyptanthus lucida</i>	3	20,00	2,48	20,00	0,20	0,20	1,67	4,36	2,03
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	4	26,67	3,31	26,67	0,27	0,08	0,69	4,27	1,98
<i>Campomanesia reitziana</i>	3	20,00	2,48	20,00	0,20	0,19	1,58	4,27	1,98
<i>Sorocea bonplandii</i>	3	20,00	2,48	20,00	0,20	0,10	0,84	3,53	1,64
<i>Psychotria carthagenensi.</i>	5	13,33	1,65	33,33	0,34	0,17	1,39	3,38	1,57
<i>Bactris setosa</i>	4	20,00	2,48	26,67	0,27	0,04	0,30	3,06	1,42
<i>Psychotria officinalis</i>	3	13,33	1,65	20,00	0,20	0,07	0,62	2,47	1,15

Discussão

Composição florística do subosque

O subosque é um estrato florestal singular e que apresenta alta riqueza de espécies. Ao estudar a composição de espécies residentes do subosque de fragmentos de Mata Atlântica, Gomes-Westphalen et al. (2012) encontraram a dominância das famílias Piperaceae, Rubiaceae e Melastomataceae no subosque inferior (<4m de altura). A família Rubiaceae foi a mais representativa no subosque dos fragmentos estudados, seguida por Myrtaceae, Piperaceae e Melastomataceae, corroborando os resultados obtidos por Melo Júnior et al. (2017a) que avaliaram a estrutura comunitária da flora dos cinco maiores fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, incluindo os dois

fragmentos aqui tratados. O padrão de dominância filogenética dessas famílias é descrito para a flora do subosque de florestas tropicais (Veloso e Klein, 1961; Klein, 1980; Onofre et al. 2010; Xiao-Tao et al., 2011; Vibrans et al., 2015; Melo Júnior et al., 2017a).

Ao considerar todos os estratos florestais, Melo Júnior et al. (2017a) encontraram maior densidade de indivíduos nas classes iniciais de altura e diâmetro no MI e BV. A alta densidade de espécie no subosque registrada por Melo Júnior et al. (2017a) e corroborada pelos resultados do presente estudo indica a importância da flora desse estrato na estrutura da floresta. Ações de recuperação ambiental na região fitogeográfica de estudo devem considerar a estrutura do subosque e a inserção de diferentes grupos ecológicos, incluindo espécies características, como *E. edulis*, *P. nuda*, *G. opposita* e *B. australis*.

Arecaceae não é listada entre as famílias de maior riqueza do subosque, no entanto, destaca-se pela alta densidade de indivíduos, sobretudo pela contribuição da espécie *E. edulis*, característica desse estrato da floresta na FOD. *E. edulis* é a espécie mais abundante no MI e também ocorre em densidade considerável no BV. A espécie foi classificada como a de maior valor de importância na estrutura ecológica dos remanescentes florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (Melo Júnior et al., 2017a), devido à elevada densidade de indivíduos. Vibrans et al. (2015) encontraram a espécie como a mais abundante do estrato médio nos remanescentes de FOD de Santa Catarina, podendo assumir caráter dominante nos estágios mais avançados da floresta (Velooso e Klein, 1961; Klein, 1980). A abundância da espécie indica a importância da proteção dos dois fragmentos para conservação de uma espécie ameaçada de extinção (MMA, 2014).

Convergência funcional do subosque

A luz é um fator ambiental altamente heterogêneo que influencia a performance das espécies e as interações competitivas na comunidade (Valladares, 2003). Como as adaptações para lidar com a extremidade inferior do gradiente de luz (subosque) são, frequentemente, incompatíveis com as requeridas para sobreviver na extremidade superior do gradiente (dossel), as plantas não conseguem ter um desempenho ideal ao longo de todo gradiente de luz da floresta (Valladares e Niinemets, 2008; Avalos, 2019). A interceptação da luz por espécies do dossel restringe o acesso das plantas do subosque a esse importante recurso ao desenvolvimento do corpo vegetal.

A luz é considerada uma das forças críticas que atua na determinação da composição da comunidade de plantas do subosque da floresta (Valladares e Niinemets, 2008; Patry et al., 2017). Espécies capazes de sobreviver sob condições limitantes específicas compartilham características fenotípicas comuns que conferem tolerância abiótica, expressas na convergência funcional entre diferentes espécies da comunidade (Kraft et al., 2015). As árvores florestais secundárias e de sucessão tardia evoluíram para as condições ambientais limitantes (habitats sombreados), convergindo para características semelhantes (Hubbell, 2005), pelo menos entre aquelas associadas à demanda de luz. A tolerância ao sombreamento, definida como a capacidade da

planta de sobreviver, crescer e competir sob condições limitantes de intensidade luminosa, é um componente crítico da performance das espécies que se desenvolvem no subosque (Valladares e Niinemets, 2008). Essa tolerância envolve uma série de adaptações complexas relacionadas às estratégias adaptativas das plantas, como uma estratégia conservativa de recursos, taxas de crescimento mais lentas e menor capacidade de responder às mudanças ambientais (Valladares e Niinemets, 2008).

Os resultados obtidos indicam um padrão de convergência funcional no subosque, confirmando a hipótese inicial de que as espécies convergem funcionalmente em função de requerimento ecológicos similares e são redundantes quanto aos AF relacionados às adaptações ao sombreamento. Espécies de subosque apresentam adaptações ao sombreamento como maior área foliar, com folhas menos espessas e com menor conteúdo de matéria seca na folha (menor investimento em tecidos mecânicos), quando comparadas com as folhas de dossel ou intolerantes ao sombreamento (Valladares e Niinemets, 2008). Os resultados obtidos indicam que atributos como a folha simples, oposta e elíptica e a condição ciófitas melhor expressaram a similaridade das comunidades, ao considerar atributos relacionados a adaptações ao sombreamento. Entretanto, a inferência sobre o mecanismo que resultou nesse padrão é complexa, uma vez que tanto a filtragem ambiental como as interações bióticas (a exclusão competitiva e a vantagem competitiva de um AF em determinada condição) podem resultar no mesmo padrão de convergência de AF (Kraft et al., 2015). Futuros estudos devem considerar a necessidade de avaliar conjuntamente as interações bióticas e filogenéticas ao testar as evidências da filtragem ambiental na convergência funcional da comunidade (Kraft et al., 2015; Shen et al., 2020).

Vicente-Silva et al. (2016), ao estudarem a composição funcional do subosque e do dossel ao longo de um gradiente sucessional da Floresta com Araucária, encontraram um aumento da divergência funcional associado com o desenvolvimento da floresta, em que florestas mais antigas foram mais diversas funcionalmente. Entretanto, esse padrão foi consideravelmente menos proeminente no subosque do que no dossel, que apresentou um padrão de convergência funcional (Vicente-Silva et al., 2016). O padrão de convergência funcional em comunidades do

subosque também foi encontrado por Mayfield et al. (2006), que constataram menor dispersão dos AF de comunidades do subosque de uma floresta tropical; por Kermavnar e Kutnar (2020), que estudaram o subosque de florestas temperadas e encontraram a convergência de AF em locais com condições ambientais mais estressantes, mas também encontraram um padrão de convergência em áreas florestais na ausência de condições limitantes, relacionado com a vantagem competitiva causada por combinações específicas de AF; por Candeias e Fraterrigo (2020), no estudo de AF de espécies de ervas do subosque ao longo de um gradiente ambiental de uma floresta temperada, encontraram maior convergência funcional associada com aumento da limitação de recursos; e por Amorim e Melo Júnior (2017) e Melo Júnior e Boeger (2017) que encontraram a convergência de atributos em consequência a ação de filtros ambientais em comunidades de restinga arbustiva e floresta de restinga, formações pioneiras do bioma Mata Atlântica.

A plasticidade fenotípica possibilita que as espécies se adaptem as condições do ambiente (Gratani, 2014). Muitos estudos mostram que as espécies tolerantes à sombra são menos plásticas do que as espécies intolerantes à sombra (Portsmuth e Niinemets, 2007; Valladares e Niinemets, 2008). Porém esse padrão de menor plasticidade não se reflete em todas as dimensões da funcionalidade da planta, visto que os valores de redundância funcional dentro de cada comunidade tendem a ser médios, ou seja, as espécies diferem em certa proporção entre si, quando se leva em conta os AF selecionados. Atributos morfológicos são mais plásticos em plantas de sombra, enquanto atributos ecofisiológicos, com maior peso da herdabilidade genética, são mais conservativos (Valladares e Niinemets, 2008). Os resultados obtidos corroboram essa tendência. Ao considerar a via fotossintética, somente as espécies *E. edulis* e *Bactris setosa* realizam fotossíntese pela via C4. Ao considerar o requerimento lumínico, somente espécies de desenvolvimento pioneiro são heliófitas, principalmente da família Piperaceae. Em geral, as demais espécies foram redundantes funcionalmente, ao considerar os atributos ecofisiológicos, com dominância da via fotossintética C3, da condição ciófitas e do desenvolvimento secundário. Os dois últimos atributos expressam a similaridade funcional do subosque, enquanto atributos morfológicos

apresentaram maior dissimilaridade entre as espécies.

As plantas são o principal recurso alimentar para diversas espécies da fauna de florestas tropicais (Harrison et al., 2013; Munõz et al., 2017). Em retorno, os animais atuam como os principais vetores de polinização e dispersão para muitas espécies de plantas (Munõz et al., 2017). O componente arbóreo também é mais diverso funcionalmente do que o subosque, considerando atributos reprodutivos, uma vez que diversos mecanismos de polinização e dispersão, tipos de frutos e tamanhos de semente, são exclusivos do dossel (Mayfield et al., 2006). No subosque, os resultados obtidos mostram que atributos fenológicos e reprodutivos, como a floração na primavera, a polinização melitofílica e a dispersão ornitocórica de frutos polispérmicos, maximizaram a similaridade funcional nas comunidades. Estudos em florestas tropicais obtiveram resultados semelhantes, com menor diversidade de polinizadores e dispersores no subosque e com maior frequência da polinização melitofila e da dispersão ornitofila nesse estrato em relação aos demais ambientes da floresta (Mayfield et al., 2006), corroborando os resultados obtidos no presente estudo.

Espécies de subosque, tolerantes ao sombreamento, produzem frutos maiores e com maior qualidade nutricional, que não é compensada por espécies de dossel ou intolerantes à sombra (Pessoa et al., 2017a; 2017b). Alterações nas condições do ambiente podem afetar a composição do subosque, uma vez que espécies ciófitas e zoocóricas são particularmente sensíveis a tais impactos, o que compromete a disponibilidade de recursos para as espécies frugívoras e interfere nas interações de todo ecossistema (Pessoa et al., 2017a; 2017b; Benchimol et al., 2017).

Redundância funcional de espécies lenhosas residentes do subosque

Os resultados obtidos indicam que os dois fragmentos são redundantes funcionalmente e fundamentalmente similares, devido a convergência funcional dos AF. A redundância funcional ocorre quando espécies coexistentes compartilham estados de AF similares (Díaz e Cabido, 2001). As espécies são consideradas redundantes em relação a um processo do ecossistema quando o desaparecimento de uma ou mais espécies não afeta esse processo de forma

significativa, que é compensado pelas demais espécies semelhantes (Díaz e Cabido, 2001, 2001), sendo a redundância mantenedora do funcionamento do ecossistema (Naeem, 1998; Díaz e Cabido, 2001).

A redundância funcional fornece estabilidade e resiliência contra a perda de processos e serviços ecossistêmicos, em consequência das respostas compensatórias das espécies, frente às mudanças ambientais e à perturbação (Naeem, 1998; Díaz e Cabido, 2001; Edwards et al., 2013). A estabilidade do ecossistema é definida como a capacidade de persistir no seu estado original e está associada a dois componentes principais: a resistência do ecossistema, a capacidade de persistir no mesmo estado diante de uma perturbação; e a resiliência do ecossistema, a capacidade de retornar ao seu estado anterior após uma perturbação (Díaz e Cabido, 2001). As comunidades de subosque adaptaram-se a sobrevivência sobre condições ambientais específicas e, são redundantes funcionalmente, segundo padrão de convergência funcional encontrado nos fragmentos florestais estudados, e corroborado pelo descrito na literatura (Mayfield et al., 2006; Vicente-Silva et al., 2016; Amorim e Melo Júnior, 2017; Melo Júnior et al., 2017b; Candeias e Fraterrigo, 2020; Kermavnar e Kutnar, 2020; Shen et al., 2020), com uma tendência a ter alta resistência e baixa resiliência. O oposto é esperado para planta de crescimento rápido e intolerantes a sombra, que tendem a ter alta resiliência e baixa resistência (Grime, 1977; Reich et al., 2014).

Intervenções e manejo intensos podem reduzir a resistência da vegetação de subosque, com perda da riqueza funcional e redução da similaridade (Pessoa et al., 2017a). Patry et al. (2017) encontraram mudanças importantes na comunidade vegetal de uma floresta boreal, em resposta a diferentes regimes de manejo da floresta, com a redução da ocorrência de certos AF e da resistência relativa de espécies de subosque em área de manejo intenso.

Os resultados aqui apresentados indicam a importância do subosque para a manutenção da resistência e estabilidade do ambiente, devido à redundância funcional das espécies desse estrato florestal, e para a provisão de recursos alimentares à comunidade faunística que não é compensada por espécies de dossel (Pessoa et al., 2017a). Dada à escassez de estudos sobre o subosque (Schnitzer e Carson, 2000; Nilsson e Wardle 2005; Xiao-Tao et

al., 2011), principalmente quanto a AF das espécies nativas, o presente estudo contribui para o conhecimento sobre as plantas e sobre os padrões de organização da comunidade do subosque, com possível aplicação prática em ações de restauração funcional, que também devem considerar esse grupo de plantas nas ações de restauro, e não somente as árvores de dossel.

Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro nas bolsas de iniciação científica da primeira autora, ao Laboratório de Morfologia e Ecologia Vegetal pelo suporte e espaço para execução da pesquisa e à Secretaria de Agricultura e Meio Ambiente de Joinville (SAMA) pelo acesso as unidades de conservação municipais.

Referências

- Adler, P. B., Fajardo, A., Kleinhesselink, A. R., Kraft, N. J., 2013. Trait- based tests of coexistence mechanisms. *Ecology letters*. 16(10): 1294-1306. Disponível: doi.org/10.1111/ele.12157.
- Aerts, R., Honnay, O., 2011. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC ecology*. 11(1).
- Afonso, M. V., 2016. Seed Technology and morphophysiological parameters in the propagation of *Tabernaemontana catharinensis* A. DC. (Apocynaceae). [Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas]. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. D. M., e Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. 22(6): 711-728. Disponível: 10.1127/0941-2948/2013/0507.
- Amorim, M. W., Melo Júnior, J. C. F., 2017. Functional diversity of restinga shrub species on the coastal plain of southern Brazil. *International Journal of Development Research*. 7(6): 13189-13202.
- Andrade, B. M., Oliveira-Filho, A. T., Soares, A. R., 1996. Pollination and breeding system of *Xylopia brasiliensis* Sprengel (Annonaceae) in

- south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge. 12: 313-320.
- Avalos, G., 2019. Shade tolerance within the context of the successional process in tropical rain forests. *Revista de Biología Tropical*. 67(2): 53-77. Disponível: [dx.doi.org/doi10.15517/rbt.v67i2supl.37206](https://doi.org/10.15517/rbt.v67i2supl.37206)
- Bello, F., Leps, J., Lavorel, S., Moretti, M., 2007. Importance of species abundance for assessment of trait composition: An example based on pollinator communities. *Community Ecology*. 8(2): 163–170. Disponível: [10.1556/ComEc.8.2007.2.3](https://doi.org/10.1556/ComEc.8.2007.2.3)
- Bello, F., Lavorel, S., Díaz, S., Harrington, R., Cornelissen, J. H., Bardgett, R. D., da Silva, P. M., 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation*. 19(10): 2873-2893. Disponível: doi.org/10.1007/s10531-010-9850-9.
- Benchimol, M., Mariano-Neto, E., Faria, D., Rocha-Santos, L., Pessoa, M.S., Gomes, F.S., Talora, D.C., Cazetta, E., 2017. Translating plant community responses to habitat loss into conservation practices: forest cover matters. *Biological Conservation*. 209: 499–507. Disponível: [dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.03.024](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.03.024).
- Botta-Dukát, Z. 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, 16(5), 533-540. Disponível: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x>
- Candeias, M. Fraterrigo, J., 2020. Trait coordination and environmental filters shape functional trait distributions of forest understory herbs. *Ecology and Evolution*. 10(24): 14098-14112. Disponível: doi.org/10.1002/ece3.7000.
- Carlucci, M. B., Brancalion, P. H., Rodrigues, R. R., Loyola, R., Cianciaruso, M. V., 2020. Functional traits and ecosystem services in ecological restoration. *Restoration Ecology*. 28(6): 1372-1383. Disponível: doi.org/10.1111/rec.13279.
- Carlucci, M. B., Marcilio-Silva, V., Torezan, J. M., 2021. The southern Atlantic Forest: use, degradation, and perspectives for conservation. In: *The Atlantic Forest*. Springer, Cham. 91-111.
- Dean, W. E., 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition; comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Research*. 44(1): 242-248.
- Diamond, J. M., 1975. Assembly of species communities. In: *Cody, M. L., Diamond, J. M. Ecology and Evolution of communities*. Cambridge: Belknap Press. p. 342-444.
- Díaz, S., Cabido, M., 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in ecology & Evolution*. 16(11): 646-655. Disponível: [doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2).
- Díaz, S., Kattge, J., Cornelissen, J. H., Wright, I. J., Lavorel, S., Dray, S., ... Gorné, L. D., 2016. The global spectrum of plant form and function. *Nature*. 529(7585): 167-171. Disponível: doi.org/10.1038/nature16489.
- Edwards, F. A., Edwards, D. P., Hamer, K. C., Davies, R. G., 2013. Impacts of logging and conversion of rainforest to oil palm on the functional diversity of birds in Sundaland. *Ibis*. 155(2): 313-326. Disponível: doi.org/10.1111/ibi.12027.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 1997. Manual de métodos de análise de solos. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos,.
- Feldhaus Jr, A., Meirelles, J., Quadros, K. E. D., Hering-Rinnert, C., Caddah, M. K., 2020. Melastomataceae das ilhas da Baía Babitonga, Santa Catarina, Brasil. *Rodriguésia*. 71. Disponível: doi.org/10.1590/2175-7860202071028.
- Felfili, J. M., Eisenlohr, P. V., Melo, M. M. R. F., Andrade, L. A., Meira Neto, J. A. A., 2011. *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos*. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa. 556 p.
- Flora do Brasil 2020 em construção. 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>.
- Freitas, W. K. D., Magalhães, L. M. S., 2012. Métodos e parâmetros para estudo da vegetação com ênfase no estrato arbóreo. *Floresta e Ambiente*. 19(4): 520-539. Disponível: doi.org/10.4322/floram.2012.054.
- Gause, F. 1934. *The Struggle for Existence*. Baltimore: Williams & Wilkins.
- Genini, J., Galetti, M., Morellato, L. P. C., 2009. Fruiting phenology of palms and trees in an Atlantic rainforest land-bridge island. *Flora-morphology, distribution, functional ecology of plants*. 204(2): 131-145. Disponível: doi.org/10.1016/j.flora.2008.01.002.

- Guidoti, D. G. G., Guidoti, D. T., Rocha, C. L. M. S. C., Mourao, K. S. M., 2015. Morphoanatomic characterization of the stem and the leaf of *Tabernaemontana catharinensis* A. DC (Apocynaceae) and antimutagenic activity of its leaves. *Revista Brasileira de Plantas Medicinai*s. 17(4): 667-678. Disponível: doi.org/10.1590/1983-084X/14_077.
- Gomes-Westphalen, J., Borges Lins-e-Silva, A. C., Soares de Araújo, F., 2012. Who is who in the understory: the contribution of resident and transitory groups of species to plant richness in forest assemblages. *Revista de Biologia Tropical*. 60(3): 1025-1040.
- Gratani, L., 2014. Plant phenotypic plasticity in response to environmental factors. Hindawi Publishing Corporation. Disponível: dx.doi.org/10.1155/2014/208747.
- Grime, J. P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*. 111(982): 1169-1194.
- Guerra, A., Reis, L. K., Borges, F. L. G., Ojeda, P. T. A., Pineda, D. A. M., Miranda, C. O., ... Garcia, L. C., 2020. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest ecology and Management*. 458: 117802. Disponível: doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117802.
- Haliski, S. L., Cosmo, N. L., Gogosz, A. M., Rego, S. S., Nogueira, A. C., Kuniyoshi, Y. S., 2013. Caracterização morfológica de frutos, sementes, plântulas e germinação de sementes de *Casearia decandra*. *Pesquisa Florestal Brasileira*. 33(75): 253-259. Disponível: doi.org/10.4336/2013.pfb.33.75.451.
- Hannah, L., Roehrdanz, P. R., Marquet, P. A., Enquist, B. J., Midgley, G., Foden, W., ... Svenning, J. C., 2020. 30% land conservation and climate action reduces tropical extinction risk by more than 50%. *Ecography*. 43(7): 943-953. Disponível: doi.org/10.1111/ecog.05166.
- Harrison, R. D., Tan, S., Plotkin, J. B., Slik, F., Detto, M., Brenes, T., ... Davies, S. J., 2013. Consequences of defaunation for a tropical tree community. *Ecology letters*. 16(5): 687-694. Disponível: doi.org/10.12761/SGN.2016.01.023.
- Harter, B., Leistikow, C., Wilms, W., Truyllo, B., Engels, W., 2002. Bees collecting pollen from flowers with poricidal anthers in a south Brazilian *Araucaria* forest: a community study. *Journal of Apicultural Research*. 41(1-2): 9-16. Disponível: doi.org/10.1080/00218839.2002.11101063.
- Hubbell, S. P., 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press.
- Hubbell, S. P., 2005. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. *Functional ecology*. 19(1): 166-172. Disponível: doi.org/10.1111/j.0269-8463.2005.00965.x.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. IBGE, Rio de Janeiro. p. 92.
- Kermavnar, J., Kutnar, L., 2020. Patterns of Understory Community Assembly and Plant Trait-Environment Relationships in Temperate SE European Forests. *Diversity*. 12(3): 91. Disponível: doi.org/10.3390/d12030091.
- Klein, R. M., 1980. Ecology of the flora and vegetation of the Vale of Itajaí. *Sellowia*. 32(32): 165-389.
- Kraft, N. J., Adler, P. B., Godoy, O., James, E. C., Fuller, S., Levine, J. M., 2015. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional ecology*. 29(5): 592-599. Disponível: doi.org/10.1111/1365-2435.12345.
- LAWG. Leaf Architecture Working Group. 1999. Manual of leaf architecture: Morphological description and categorization of dicotyledonous and net-veined monocotyledonous angiosperms. Smithsonian Institute: Washington.
- Leps, J., de Bello, F., Lavorel, S., Berman, S. 2006. Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. *Preslia*, 78(4), 481-501. Disponível: https://hal.archives-ouvertes.fr/halsde-00293183/
- Lima, D. F., Goldenberg, R., Sobral, M., 2011. O gênero *Campomanesia* (Myrtaceae) no estado do Paraná, Brasil. *Rodriguésia*. 62(3): 683-693. Disponível: doi.org/10.1590/2175-7860201162313.
- Lins-e-Silva, A. C. B., 2010. Influência da área e da heterogeneidade de habitats na diversidade vegetal em fragmentos de floresta atlântica. [Dissertação de Doutorado]. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Lopes Ribeiro, C., Ferreira de Melo Jr, J. C., Dubet da Silva Mougá, D. M., Carneiro, E., 2018. Fenologia e visitantes florais de *Psychotria nuda* (Rubiaceae) em um fragmento urbano de

- Mata Atlântica no sul do Brasil. *Neotropical Biology & Conservation*. 13(3).
- Marques, M., Oliveira, P. E. A., 2004. Phenology of canopy and understory species of two Coastal Plain Forests in Southern Brazil. *Brazilian Journal of Botany*. 27(4): 713-723. Disponível: doi.org/10.1590/S0100-84042004000400011.
- Martin-Gajardo, S., Morellato, L. P. C., 2003. Fenologia de Rubiaceae do sub-bosque em floresta Atlântica no sudeste do Brasil. *Brazilian Journal of Botany*. 26(3): 299-309. Disponível: doi.org/10.1590/S0100-84042003000300003.
- Mayfield, M. M., Ackerly, D., Daily, G. C., 2006. The diversity and conservation of plant reproductive and dispersal functional traits in human- dominated tropical landscapes. *Journal of Ecology*. 94(3): 522-536. Disponível: doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01108.x.
- Melo Júnior, J. C. F., Amorim, M. W., Arriola, I. A., Klimesh, D., 2017a. Flora vascular, estrutura comunitária e conservação de fragmentos da floresta atlântica na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, Joinville, SC, Brasil. *Acta Biológica Catarinense*. 4(3): 41-72. Disponível: doi.org/10.21726/abc.v4i3.454.
- Melo Júnior, J. C. F. D., Boeger, M. R. T., 2015. Functional traits of dominant plant species of the brazilian sandy coastal plain. *International Journal of Current Research*. 9(1): 45585-45593.
- Melo Júnior, J. C. F. D., Silva, M. M. D., Amorim, M. W., Tussolini, E. G. R., 2017b. Adaptações estruturais de sete espécies ciófitas arbustivas de Floresta Ombrófila Densa. *Hoehnea*. 44(2): 193-201. Disponível: doi.org/10.1590/2236-8906-77/2016.
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., Westoby, M., 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & Evolution*. 21(4): 178-185. Disponível: doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002.
- Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., Gascon, C., 2011. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: Zachos F., Habel J. (eds) *Biodiversity Hotspots*. Springer, Berlin, Heidelberg. Disponível: doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. 2014. Lista nacional oficial de espécies da flora ameaçadas de extinção. Portaria MMA nº 443, 17 de dezembro de 2014.
- Muñoz, M. C., Schaefer, H. M., Böhning- Gaese, K., Schleuning, M., 2017. Importance of animal and plant traits for fruit removal and seedling recruitment in a tropical forest. *Oikos*. 126(6): 823-832. Disponível: doi.org/10.12761/SGN.2016.01.023.
- Naeem, S., 1998. Species redundancy and ecosystem reliability. *Conservation biology*. 12(1): 39-45.
- Nilsson, M. C., Wardle, D. A., 2005. Understory vegetation as a forest ecosystem driver: evidence from the northern Swedish boreal forest. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 3(8): 421-428. Disponível: doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003[0421:UVAAFE]2.0.CO;2.
- Novaes, R. L. M., Menezes Jr, L. F., Duarte, A. C., Façanha, A. C. S., 2010. Consumo de *Psychotria suterella* Muell. Arg. (Rubiaceae) por morcegos no sudeste do Brasil. *Chiroptera Neotropical*. 16(1): 535-538.
- Onofre, F. F., Engel, V. L., Cassola, H., 2010. Regeneração natural de espécies da Mata Atlântica em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. em uma antiga unidade de produção forestal no Parque das Neblinas, Bertioga, SP. *Scientia Forestalis/Forest Sciences*. 39-52.
- Patry, C., Kneeshaw, D., Aubin, I., Messier, C., 2017. Intensive forestry filters understory plant traits over time and space in boreal forests. *Forestry: An International Journal of Forest Research*. 90(3): 436-444. Disponível: doi.org/10.1093/forestry/cpx002.
- Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blanchard, J., Bonebrake, T. C., Chen, I. C., ... Williams, S. E., 2017. Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science*. 355(6332). Disponível: doi.org/10.1126/science.aai9214.
- Pérez-Harguindeguy, N., Diaz, S., Gamier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., ... Cornelissen, J. H. C., 2013. New handbook for stand-ardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*. 61: 167-234.
- Pessoa, M. S., Hambuckers, A., Benchimol, M., Rocha-Santos, L., Bomfim, J. A., Faria, D., Cazetta, E., 2017. Deforestation drives functional diversity and fruit quality changes in a tropical tree assemblage. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 28: 78-86. Disponível: doi.org/10.1016/j.ppees.2017.09.001.

- Pessoa, M. S., Rocha- Santos, L., Talora, D. C., Faria, D., Mariano- Neto, E., Hambuckers, A., Cazetta, E., 2017. Fruit biomass availability along a forest cover gradient. *Biotropica*. 49(1): 45-55. Disponível: doi.org/10.1111/btp.12359.
- Petisco-Souza, A. C., Brum, F. T., Marcilio-Silva, V., Zwiener, V. P., Zanella, A., Dias, A. S., ... Carlucci, M. B., 2020. Minding the gap: range size and economic use drive functional trait data shortfall in the Atlantic Forest. *BioRxiv*. Disponível: doi.org/10.1101/2020.10.30.361311.
- Pillar, V., Orlóci, L., 1993. Taxonomy and perception in vegetation analysis. *Coenoses*. p. 53-66.
- Pillar, V. D., Duarte, L. D. S., Sosinski, E. E., Joner, F., 2009. Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. *Journal of Vegetation Science*. 20(2): 334-348. Disponível: doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.05666.x.
- Pillar, V. D., Blanco, C. C., Müller, S. C., Sosinski, E. E., Joner, F., & Duarte, L. D. 2013. Functional redundancy and stability in plant communities. *Journal of Vegetation Science*, 24(5), 963-974. Disponível: https://doi.org/10.1111/jvs.12047
- Polisel, R. T., Franco, G. A. D. C., 2010. Comparação florística e estrutural entre dois trechos de Floresta Ombrófila Densa em diferentes estádios sucessionais, Jquitiba, SP, Brasil. *Hoehnea*. 37(4): 691-718. Disponível: doi.org/10.1590/S2236-89062010000400002.
- Polisel, R. T., Ivanauskas, N. M., Assis, M. C. D., Shepherd, G. J., Yamamoto, K., 2014. Structure of the understory community in four stretches of Araucaria forest in the state of São Paulo, Brazil. *Acta Botanica Brasilica*. 28(1): 86-101. Disponível: doi.org/10.1590/S0102-33062014000100009.
- Portsmouth, A., Niinemets, Ü., 2007. Structural and physiological plasticity in response to light and nutrients in five temperate deciduous woody species of contrasting shade tolerance. *Functional ecology*. 21(1): 61-77. Disponível: doi.org/10.1111/j.1365-2435.2006.01208.x
- Rao, C. R. 1982. Convexity properties of entropy functions and analysis of diversity. *Lecture Notes-Monograph Series*. 68-77.
- Raunkiaer, C., 1934. The life forms of plants and statistical plant geography. Oxford, Clarendon.
- Reich, P. B., 2014. The world- wide ‘fast-slow’ plant economics spectrum: a traits manifesto. *Journal of Ecology*. 102(2): 275-301. Disponível: doi.org/10.1111/1365-2745.12211.
- Reis, A. 1994. Dispersão de sementes de *Euterpe edulis* Martius (Palmae) em uma floresta ombrófila densa Montana da Encosta Atlântica em Blumenau, SC. [Dissertação de Doutorado em Biologia Vegetal]. Campinas, Universidade Estadual de Campinas.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., Hirota, M. M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*. 142(6): 1141-1153. Disponível: doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021.
- Ribeiro, K. F. O., 2016. Produção de frutos e padrão espacial de populações de espécies arbóreas tropicais. [Dissertação de Mestrado]. Campinas, Universidade Estadual de Campinas.
- Rodrigues, R. R. R., 2009. Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. LERF; Piracicaba: ESALQ.
- Ruell, E. W., Riley, S. P. D., Douglas, M. R., Antolin, M. F., Pollinger, J. R., Tracey, J. A., ... Crooks, K. R., 2012. Urban habitat fragmentation and genetic population structure of bobcats in coastal southern California. *The American Midland Naturalist*. 168(2): 265-280. Disponível: doi.org/10.1674/0003-0031-168.2.265.
- Ruschel, A. R., Nodari, R. O., 2008. Colheita foliar da cancorosa [*Sorocea bonplandii* (Baill.) Burg., Lanj. & W. Boer]: uma espinheira-santa da Mata Atlântica. Embrapa Amazônia Oriental-Artigo em periódico indexado (ALICE).
- Schnitzer, S. A., Carson, W. P., 2000. Have we forgotten the forest because of the trees?. *Trends in ecology & Evolution*.
- Shen, G., Tan, S., Sun, X., Chen, Y. & Li, B., 2020. Experimental Evidence for the Importance of Light on Understory Grass Communities in a Subtropical Forest. *Frontiers in plant Science*. 11, 1051. Disponível: doi.org/10.3389/fpls.2020.01051.
- Silva, A. V. D., 2017. Phenology and reproductive biology of *Piper* (Piperaceae) species in semideciduous seasonal forest: ecological and phylogenetic aspects. [Dissertação de

- Doutorado]. Botucatu: Universidade Estadual Paulista.
- Staggemeier, V. G., Morellato, L. P. C., Galetti, M., 2007. Fenologia reprodutiva de Myrtaceae em uma ilha continental de Floresta Atlântica. *Revista Brasileira de Biociências*. 5(S1): 423-425.
- Strassburg, B. B., Iribarrem, A., Beyer, H. L., Cordeiro, C. L., Crouzeilles, R., Jakovac, C. C., ... Visconti, P., 2020. Global priority areas for ecosystem restoration. *Nature*. 586(7831): 724-729. Disponível: doi.org/10.1038/s41586-020-2784-9.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E., 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*. 277(5330): 1300-1302. Disponível: doi.org/10.1126/science.277.5330.1300.
- Valentin-Silva, A., Batalha, M. A., Guimarães, E., 2018. Dynamics of pollen release and stigmatic exposure in neotropical *Piper* species: a possible pattern for the genus. *International Journal of Plant Sciences*. 179(4): 287-295.
- Valladares, F., 2003. Light heterogeneity and plants: from ecophysiology to species coexistence and biodiversity. In: *Progress in botany* Springer, Berlin, Heidelberg. p. 439-471.
- Valladares, F., Niinemets, Ü., 2008. Shade tolerance, a key plant feature of complex nature and consequences. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 39: 237-257. Disponível: doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173506.
- Veloso, H. P., Klein, R. M., 1961. As comunidades e associações vegetais da mata pluvial do sul do Brasil. III. As associações das planícies costeiras do quaternário, situadas entre o Rio Itapocu (Estado de Santa Catarina e a Bacia de Paranaguá (Estado do Paraná). *Sellowia*. 13: 205-260.
- Vibrans, A. C., Gasper, A. L. D., Mueller, J. J., Mantovani, A., Drews de Aguiar, M., Marschalek, R., 2015. Inventário florístico florestal de Santa Catarina.
- Vicente-Silva, J., Bergamin, R. S., Zanini, K. J., Pillar, V. D., Müller, S. C., 2016. Assembly patterns and functional diversity of tree species in a successional gradient of *Araucaria* forest in Southern Brazil. *Natureza & Conservação*. 14(2): 67-73. Disponível: doi.org/10.1016/j.ncon.2016.09.006.
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional!. *Oikos*. 116(5): 882-892. Disponível: doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x.
- Westoby, M., 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and soil*. 199(2): 213-227.
- Witkowski, E. T. F., Lamont, B. B., 1991. Leaf specific mass confounds leaf density and thickness. *Oecologia*. 88(4): 486-493.
- Xiao-Tao, L., Jiang-Xia, Y., Jian-Wei, T., 2011. Diversity and composition of understory vegetation in the tropical seasonal rain forest of Xishuangbanna, SW China. *Revista de Biología Tropical*. 59(1): 455-463.

Material Suplementar

Tabela Suplementar 1: Atributos morfológicos de 30 espécies de subosque. Os valores representam a média e o respectivo desvio padrão. Legenda: DAP – diâmetro a altura do peito (cm), H – altura (m), MF – massa fresca (g), MS – massa seca (g), LDMC – conteúdo de matéria seca foliar (g), AF – área foliar (cm²), AEF – área específica foliar (cm².g⁻¹).

Espécie	DAP	H	MF	MS	LDMC	AF	AEF
ARIE Morro do Iritiú							
<i>Bactris setosa</i>	6,08 ± 0,73	2,06 ± 0,54	2,02 ± 0,37	0,70 ± 0,14	2,90 ± 0,18	85,56 ± 14,67	123,21 ± 11,73
<i>Bathysa australis</i>	14,85 ± 6,90	8,83 ± 2,05	50,99 ± 22,62	8,48 ± 3,58	6,56 ± 3,68	883,69 ± 360,22	127,79 ± 93,61
<i>Campomanesia reitziana</i>	5,09 ± 1,59	5,50 ± 2,72	0,40 ± 0,19	0,12 ± 0,06	3,25 ± 0,31	31,31 ± 13,09	264,17 ± 27,56
<i>Euterpe edulis</i>	7,22 ± 1,76	6,50 ± 1,81	2,08 ± 0,68	0,84 ± 0,27	2,46 ± 0,13	84,53 ± 17,59	104,29 ± 14,82
<i>Guapira opposita</i>	6,15 ± 1,68	7,00 ± 2,20	1,12 ± 0,49	0,22 ± 0,08	4,99 ± 1,09	28,63 ± 10,88	131,10 ± 36,54
<i>Leandra carassana</i>	4,56 ± 0,67	3,83 ± 0,24	2,16 ± 0,63	0,48 ± 0,15	4,60 ± 0,90	96,52 ± 27,32	206,01 ± 35,12
<i>Leandra melastomoides</i>	3,71 ± 0,40	2,57 ± 0,68	1,41 ± 0,62	0,33 ± 0,14	4,28 ± 0,42	42,71 ± 18,25	130,62 ± 16,92
<i>Miconia pusilliflora</i>	3,82 ± 0,70	3,00 ± 0,83	1,23 ± 0,35	0,38 ± 0,11	3,19 ± 0,14	49,37 ± 14,02	128,43 ± 6,89
<i>Mollinedia schottiana</i>	4,99 ± 1,07	3,50 ± 1,10	0,36 ± 0,16	0,09 ± 0,04	4,12 ± 0,47	15,97 ± 6,35	183,97 ± 21,54
<i>Myrceugenia myrcioide</i>	4,77 ± 0,53	6,67 ± 0,24	0,65 ± 0,21	0,14 ± 0,04	4,70 ± 1,05	19,62 ± 5,65	142,73 ± 32,55
<i>Piper aduncum</i>	7,59 ± 2,60	7,67 ± 1,96	4,11 ± 1,60	0,81 ± 0,29	5,07 ± 0,39	101,65 ± 33,69	126,90 ± 9,62
<i>Piper amplum</i>	14,01 ± 4,40	3,50 ± 0,72	3,43 ± 0,87	0,68 ± 0,18	5,11 ± 0,35	90,21 ± 24,78	133,75 ± 11,10
<i>Piper cernuum</i>	10,82 ± 5,69	4,50 ± 0,72	19,14 ± 6,85	2,81 ± 1,01	7,07 ± 1,90	404,18 ± 136,41	159,33 ± 73,07
<i>Piper gaudichaudianum</i>	5,20 ± 1,33	3,30 ± 0,74	0,76 ± 0,20	0,17 ± 0,05	4,59 ± 0,82	29,40 ± 7,23	194,92 ± 106,01
<i>Piper lucaeum</i>	4,56 ± 0,93	2,33 ± 0,24	3,41 ± 1,28	0,77 ± 0,26	4,73 ± 2,09	102,76 ± 38,69	151,67 ± 81,88
<i>Psychotria brasiliensis</i>	10,19 ± 5,84	4,33 ± 1,50	0,80 ± 0,37	0,16 ± 0,06	5,26 ± 1,53	25,62 ± 9,58	167,69 ± 29,22
<i>Psychotria carthagenensis</i>	4,77 ± 1,32	4,17 ± 0,48	1,34 ± 0,83	0,37 ± 0,26	3,72 ± 0,41	39,00 ± 19,49	117,37 ± 31,47
<i>Psychotria nuda</i>	6,26 ± 2,22	3,33 ± 1,04	0,95 ± 0,23	0,17 ± 0,04	5,58 ± 0,97	26,21 ± 5,70	159,65 ± 45,33
<i>Psychotria officinalis</i>	4,35 ± 1,07	4,83 ± 1,57	0,85 ± 0,42	0,17 ± 0,06	5,42 ± 3,23	27,74 ± 12,18	162,28 ± 49,88
<i>Psychotria pubigera</i>	8,59 ± 3,44	5,50 ± 1,50	0,48 ± 0,20	0,11 ± 0,04	4,39 ± 0,31	16,73 ± 7,90	160,48 ± 39,92
<i>Psychotria suturella</i>	5,20 ± 1,55	3,17 ± 0,63	0,67 ± 0,32	0,14 ± 0,07	5,06 ± 0,52	22,25 ± 7,26	182,81 ± 42,08
<i>Rudgea jasminoides</i>	3,93 ± 0,67	3,67 ± 0,24	1,63 ± 0,58	0,41 ± 0,15	4,08 ± 1,10	40,45 ± 12,73	105,63 ± 34,49
<i>Sorocea bonplandii</i>	7,85 ± 3,35	6,50 ± 2,16	1,02 ± 0,32	0,43 ± 0,14	2,36 ± 0,23	43,07 ± 14,61	101,02 ± 23,39

¹ Departamento de Ciências Biológicas, Universidade da Região de Joinville (Univille), Rua Paulo Malschitzki, nº 10, Zona Industrial – CEP 89219-710, Joinville, SC, Brasil.

² Autor para correspondência: rraissaiana@gmail.com.

Espécie	DAP	H	MF	MS	LDMC	AF	AEF
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	6,15 ± 2,95	5,83 ± 1,20	0,61 ± 0,27	0,13 ± 0,06	4,69 ± 0,69	22,66 ± 10,13	176,46 ± 31,83
<i>Xylopia brasiliensis</i>	7,75 ± 4,98	7,17 ± 4,20	0,09 ± 0,04	0,03 ± 0,01	2,58 ± 0,43	4,36 ± 1,28	137,06 ± 19,80
ARIE Morro do Boa Vista							
<i>Allophylus petiolulatus</i>	5,09 ± 1,06	3,67 ± 1,27	0,47 ± 0,15	0,12 ± 0,04	4,10 ± 0,25	20,52 ± 5,60	183,17 ± 23,48
<i>Bactris setosa</i>	4,04 ± 0,31	3,31 ± 0,47	1,90 ± 0,09	0,69 ± 0,03	2,73 ± 0,11	74,37 ± 4,75	107,22 ± 6,09
<i>Bathysa australis</i>	15,07 ± 2,65	14,67 ± 1,27	63,40 ± 23,09	10,27 ± 4,20	6,43 ± 1,59	928,68 ± 344,48	95,57 ± 26,53
<i>Campomanesia reitziana</i>	10,82 ± 1,61	7,67 ± 3,84	0,30 ± 0,13	0,11 ± 0,06	2,82 ± 0,35	20,58 ± 6,99	200,63 ± 37,87
<i>Casearia decandra</i>	5,62 ± 0,61	7,33 ± 0,48	0,14 ± 0,06	0,04 ± 0,02	3,42 ± 0,33	9,67 ± 4,53	229,97 ± 27,38
<i>Euterpe edulis</i>	6,37 ± 2,00	3,83 ± 1,57	1,68 ± 0,54	0,76 ± 0,08	2,17 ± 0,51	70,67 ± 18,16	91,75 ± 14,50
<i>Guapira opposita</i>	6,05 ± 0,95	5,33 ± 0,96	1,87 ± 1,65	0,18 ± 0,08	11,28 ± 10,43	24,70 ± 10,91	143,37 ± 33,53
<i>Leandra carassana</i>	9,87 ± 4,68	5,00 ± 1,44	1,77 ± 0,50	0,40 ± 0,12	4,49 ± 0,58	75,52 ± 22,84	191,20 ± 31,28
<i>Mollinedia schottiana</i>	8,17 ± 0,93	3,00 ± 0,00	0,74 ± 0,45	0,16 ± 0,10	4,90 ± 0,67	38,99 ± 20,05	350,94 ± 334,01
<i>Myrcia neolucida</i>	7,00 ± 3,30	6,33 ± 3,36	1,07 ± 0,24	0,19 ± 0,04	5,55 ± 0,17	20,81 ± 5,43	107,88 ± 13,32
<i>Myrcia spectabilis</i>	8,06 ± 1,72	7,83 ± 0,24	1,34 ± 0,52	0,48 ± 0,21	2,88 ± 0,23	53,08 ± 20,42	114,47 ± 12,47
<i>Myrcia strigipes</i>	13,69 ± 1,73	10,67 ± 3,36	7,92 ± 2,20	2,72 ± 0,75	2,92 ± 0,23	229,76 ± 51,02	85,79 ± 9,26
<i>Myrceugenia myrcioide</i>	6,47 ± 1,25	4,33 ± 0,48	0,47 ± 0,09	0,10 ± 0,02	4,73 ± 0,18	13,11 ± 2,38	131,49 ± 6,99
<i>Piper aduncum</i>	7,85 ± 2,92	4,00 ± 0,83	2,66 ± 1,06	0,47 ± 0,20	5,76 ± 0,54	67,70 ± 28,46	146,80 ± 18,69
<i>Piper cernuum</i>	7,22 ± 1,76	3,67 ± 1,27	16,90 ± 3,60	2,40 ± 0,50	7,03 ± 0,47	277,20 ± 54,48	115,77 ± 9,70
<i>Piper gaudichaudianum</i>	10,93 ± 4,50	4,00 ± 1,66	0,81 ± 0,27	0,18 ± 0,08	5,23 ± 1,76	34,65 ± 11,51	222,85 ± 76,71
<i>Piper lucaeum</i>	5,73 ± 0,26	2,17 ± 0,24	3,75 ± 1,52	0,73 ± 0,30	5,20 ± 0,56	105,97 ± 40,37	150,61 ± 34,97
<i>Psychotria carthagenensis</i>	8,70 ± 2,59	9,50 ± 3,60	2,60 ± 1,02	0,53 ± 0,21	6,50 ± 9,39	71,27 ± 22,71	184,64 ± 274,55
<i>Psychotria nuda</i>	10,19 ± 8,70	3,00 ± 1,10	0,86 ± 0,34	0,17 ± 0,07	5,18 ± 0,44	23,78 ± 7,70	146,06 ± 19,76
<i>Psychotria officinalis</i>	6,58 ± 1,88	6,00 ± 0,83	0,57 ± 0,19	0,14 ± 0,03	3,97 ± 0,78	25,53 ± 7,66	180,78 ± 36,07

Espécie	DAP	H	MF	MS	LDMC	AF	AEF
<i>Psychotria suturella</i>	6,47 ± 0,55	3,33 ± 0,24	0,45 ± 0,18	0,08 ± 0,04	5,62 ± 0,41	18,36 ± 5,57	239,60 ± 46,47
<i>Rudgea jasminoides</i>	4,35 ± 0,40	4,00 ± 1,66	1,69 ± 0,56	0,40 ± 0,13	4,26 ± 0,16	62,43 ± 20,55	157,31 ± 10,24
<i>Sorocea bonplandii</i>	7,22 ± 2,57	4,50 ± 1,10	0,73 ± 0,16	0,31 ± 0,07	2,38 ± 0,15	34,17 ± 8,02	111,66 ± 5,88

Tabela Suplementar 2: Atributos funcionais, considerando atributos morfológicas, fenológicas, ecofisiológicas e reprodutivas, de 30 espécies de subosque. Legenda: MI – ARIE Morro do Iririú, BV – ARIE Morro do Boa Vista, Flor – Floração, Fruto – Frutificação, Req. Luz – Requerimento lumínico, Des. – Desenvolvimento, Polin. – Síndrome de Polinização, Disper. – Síndrome de Dispersão.

Quanto a legenda das classes dos AF: Altura, classificada em micro – microfanerófita, meso – mesofanerófita e mega – megafanerófita; Área foliar, classificada em nanófila, micrófila, notófila e mesófila; forma da folha, classificada em E – elíptica, O – oblonga e A – ovada; Floração e Frutificação, classificada em V – verão, O – outono, I – inverno, P – primavera e E – extensiva; Requerimento lumínico, classificada em H – heliófita, C – ciófila; Desenvolvimento, classificada em P – pioneira, S – secundária e C – climática; Síndrome de Polinização, classificada em A – anemofilia, M – melitofilia, C – cantarofilia, O – ornitofilia, P – psicofilia, Mi – miofilia e F – fanelofilia; Síndrome de Dispersão, classificada em: A – autocoria, O – ornitocoria, M – mamaliocoria e Q – quiropterocoria.

Família	Espécie	MI	BV	Código	Altura	Área foliar	Tipo de folha	Filotaxia	Forma folha	Flor	Fruto	Req. luz	Des.	Polin.	Disper.
Annonaceae	<i>Xylopia brasiliensis</i>	X		Xybr	meso	nanófila	simples	alterna	e	p - v	o - i	c	c	c - m	o
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	X		Taca	meso	micrófila	simples	oposta	e	p	o	h	p	m	o - m
Arecaceae	<i>Bactris setosa</i>	X	X	Base	meso	micrófila	composta	oposta	e	p	v	c	s	c - m	o - m
	<i>Euterpe edulis</i>	X	X	Eued	meso	micrófila	composta	alterna	e	p - v	o - i	c	c	m - mi	o - m - q
Melastomataceae	<i>Leandra carassana</i>	X	X	Leca	meso	micrófila	simples	oposta	o	p	v	c	s	m	o
	<i>Leandra melastomoides</i>	X		Leme	micro	micrófila	simples	oposta	o	v	o	c	s	m	o
	<i>Miconia pusilliflora</i>	X		Mipu	meso	micrófila	simples	oposta	e	o	p	c	s	m	o
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i>	X	X	Mosc	meso	nanófila	simples	oposta	a	p - v	o - i	c	s	m - mi	o - m - q
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i>	X	X	Sobo	meso	micrófila	simples	alterna	e	i - p	p - v	c	s - c	a - m	o - m
Myrtaceae	<i>Campomanesia reitziana</i>	X	X	Care	meso	micrófila	simples	oposta	e - o	i	p - v	c	s	m - mi	o - m - q
	<i>Myrceugenia myrcioides</i>	X	X	Mymy	meso	nanófila	simples	oposta	e	v	o - i	c	s	m	o - m
	<i>Myrcia neolucida</i>		X	Myne	meso	micrófila	simples	oposta	e	p - v	o - i	c	s	m	o
	<i>Myrcia spectabilis</i>		X	Mysp	meso	micrófila	simples	oposta	e	v	o - i	c	s	m	o
	<i>Myrcia strigipes</i>		X	Myst	mega	notófila	simples	oposta	e	o	i	c	s - c	m	o
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>	X	X	Guop	meso	micrófila	simples	oposta	e - o	p - v	v	c	s - c	f - m	o
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i>	X	X	Piad	meso	micrófila	simples	alterna	e	p	v	c	s	a - m	q
	<i>Piper amplum</i>	X		Piam	meso	micrófila	simples	alterna	e	p	e	c	s	a - m	q
	<i>Piper cernuum</i>	X	X	Pice	meso	notófila	simples	alterna	o	p	e	c	p	a - m	q
	<i>Piper gaudichaudianum</i>	X	X	Piga	meso	micrófila	simples	alterna	e	e	e	h	p	a - c - m - mi	q
	<i>Piper lucaeum</i>	X	X	Pilu	meso	micrófila	simples	alterna	e	e	e	h	p	a - c - m - mi	q
Rubiaceae	<i>Bathysa australis</i>	X	X	Baau	mega	mesófila	simples	oposta	e	v	o - i	c	s	p - m - mi - f	a

Família	Espécie	MI	BV	Código	Altura	Área foliar	Tipo de folha	Filotaxia	Forma folha	Flor	Fruto	Req. luz	Des.	Polin.	Disper.
	<i>Psychotria brasiliensis</i>	X		Psbr	meso	micrófila	simples	oposta	e	p	e	c	c	m	o
	<i>Psychotria carthagenensis</i>	X	X	Psca	meso	micrófila	simples	oposta	e	p	e	c	c	m - p - f	o
	<i>Psychotria nuda</i>	X	X	Psnu	meso	micrófila	simples	oposta	e	o	e	c	s	m - p - f	o
	<i>Psychotria officinalis</i>	X	X	Psof	meso	micrófila	simples	oposta	e	p	v	c	s	m - p	o
	<i>Psychotria pubigera</i>	X		Pspu	meso	nanófila	simples	oposta	e	p - v	o - i	c	s	m - p	o
	<i>Psychotria suterella</i>	X	X	Pssu	meso	nanófila	simples	oposta	e	v - o	e	c	c	m - o - p - f	o
	<i>Rudgea jasminoides</i>	X	X	Ruja	meso	micrófila	simples	oposta	e	p - v	e	c	c	m - p - f	o
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i>		X	Cade	meso	nanófila	simples	alterna	e	i	p	h	s	m	o
Sapindaceae	<i>Allophylus petiolulatus</i>		X	Alpe	meso	nanófila	composta	alterna	e	p	v	c	p	m	o