

Estrutura, composição florística e integridade biótica de fragmento de Mata Atlântica em sucessão secundária

Structure, floristic composition and biotic integrity of Atlantic Forest fragment in secondary succession

Estructura, composición florística e integridad biótica de fragmento de la Mata Atlántica en sucesión secundaria

Recebido: 19/04/2022 | Revisado: 01/05/2022 | Aceito: 06/05/2022 | Publicado: 10/05/2022

Maria Helena Cury Nahssen

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8886-3569>
Universidade Federal de São Carlos, Brasil
E-mail: marianahssen@gmail.com

Aline Delfino Germano

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0728-1517>
Universidade Federal de São Carlos, Brasil
E-mail: germanoad@outlook.com.br

Milton Vinícius Morales

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9270-0682>
Universidade Federal de São Carlos, Brasil
E-mail: milton.morales@estudante.ufscar.br

Fabiana da Silva Soares

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9617-9177>
Universidade Federal de São Carlos, Brasil
E-mail: fabianasoares@estudante.ufscar.br

Diego Ruiz Soares

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0435-8785>
Universidade Federal de São Carlos, Brasil
E-mail: diego.soares@alumni.usp.br

Ivan Vanderley Silva

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8756-2422>
Universidade Federal de São Carlos, Brasil
E-mail: ivanvanderlay@yahoo.com.br

Roberta Averka Valente

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7273-7042>
Universidade Federal de São Carlos, Brasil
E-mail: roavalen@ufscar.br

Resumo

A compreensão das florestas em sucessão florestal é fundamental para revelar a contribuição dessas comunidades na conservação e para entender os filtros ecológicos que interferem em suas trajetórias sucessionais. O presente trabalho teve como objetivos descrever a composição florística e a estrutura fitossociológica da comunidade arbustivo-arbórea de um fragmento de Mata Atlântica em sucessão secundária, avaliar sua integridade biótica e estabelecer relações entre estes parâmetros registrados. Foram instaladas 14 parcelas com dimensões de 25 x 4 m, amostrados os indivíduos com DAP ≥ 5 cm e registrados indicadores para o cálculo do Índice de Integridade Biótica (IIB). Foram amostrados 222 indivíduos, pertencentes a 72 espécies, 48 gêneros e 24 famílias. O índice de diversidade foi de 3,62 nat/ind e a equabilidade 0,84. A densidade total foi de 1586 ind./ha e a área basal de 39 m². O IIB médio entre as parcelas foi de 32,35 que representa uma comunidade biótica regular. Os fatores que mais contribuíram para este índice foram o baixo número de palmeiras, epífitas vasculares e espécies tardias indicadoras e a grande quantidade de emaranhados de trepadeiras. Os resultados obtidos no levantamento fitossociológico foram largamente complementados pelos indicadores que compõem o IIB. A área de vegetação alvo deste estudo representa um fragmento florestal pequeno, degradado com, provavelmente, seu processo de sucessão florestal comprometido, sendo importante a implementação de ações de manejo.

Palavras-chave: Fitossociologia; Índice de integridade biótica; Sucessão florestal secundária; Floresta estacional semidecidual.

Abstract

Understanding forests in forest succession is essential to reveal the contribution of these communities to conservation and to understand the ecological filters that interfere in their successional trajectories. The objectives of this work were to describe the floristic composition and phytosociological structure of the shrub-tree community of an Atlantic Forest fragment in secondary succession, to evaluate its biotic integrity and to establish relationships among these parameters. Fourteen plots measuring 25 x 4 m were installed, individuals with DBH \geq 5 cm were sampled and indicators were recorded to calculate the Biotic Integrity Index (IIB). Two hundred twenty-two individuals were sampled, belonging to 72 species, 48 genera and 24 families. The diversity index was 3.62 nat/ind and the equability was 0.84. The total density was 1586 ind./ha and the basal area was 39 m². The average IIB between plots was 32.35, representing a regular biotic community. The factors that most contributed to this index were the low number of palm trees, vascular epiphytes and late indicator species, and the many of tangles of vines. The results obtained in the phytosociological survey were largely complemented by the indicators that make up the IIB. The target vegetation area of this study represents a small, degraded forest fragment with, probably, its forest succession process compromised, being essential to the implementation of management actions.

Keywords: Phytosociology; Biotic integrity index; Secondary forest succession; Semideciduous seasonal forest.

Resumen

La comprensión de los bosques en sucesión forestal es esencial para revelar la contribución de estas comunidades a la conservación y comprender los filtros ecológicos que interfieren en sus trayectorias sucesionales. El presente trabajo tuvo como objetivo describir la composición florística y la estructura fitosociológica de la comunidad arbustiva-arbórea de un fragmento de Mata Atlántica en sucesión secundaria, evaluar su integridad biótica y establecer relaciones entre estos parámetros. Se instalaron 14 parcelas con dimensiones de 25 x 4 m, se muestrearon individuos con DAP \geq 5 cm y se registraron indicadores para el cálculo del Índice de Integridad Biótica (IIB). Se muestrearon un total de 222 individuos, pertenecientes a 72 especies, 48 géneros y 24 familias. El índice de diversidad fue de 3,62 nat/ind y la equidad de 0,84. La densidad total fue de 1586 ind./ha y el área basal de 39 m². la media Del IIB entre las parcelas fue de 32.35, lo que representa una comunidad biótica regular. Los factores que más contribuyeron a este índice fueron el bajo número de palmeras, epífitas vasculares y especies indicadoras tardías y la gran cantidad de enmarañado de lianas. Los resultados obtenidos en el estudio fitosociológico se complementaron en gran medida con los indicadores que componen el IIB. El área de vegetación objeto de este estudio representa un pequeño fragmento de bosque degradado con, probablemente, comprometido su proceso de sucesión forestal, siendo importante la implementación de acciones de gestión.

Palabras clave: Fitosociología; Índice de integridad biótica; Sucesión forestal secundaria; Bosque estacional semidecidual.

1. Introdução

A conversão de vegetação nativa para uso antrópico, como usos para agricultura, pecuária, mineração, exploração madeireira e expansão urbana, tem transformado de maneira brutal as paisagens naturais (Foley et al., 2005; Lingner et al., 2020; Steffen et al., 2015), com conseqüente redução e fragmentação de habitats (Bennett & Saunders, 2010; Haddad et al., 2015), acarretando em transformações estruturais das comunidades (Dornelas et al., 2013; Ferreira et al., 2020) e perda de biodiversidade (Arroyo-Rodríguez et al., 2013; Barlow et al., 2016; Newbold et al., 2015; Solar et al., 2015). Diante disto, mais da metade das florestas tropicais existentes na atualidade são representadas por florestas secundárias (FAO, 2016) que, em paisagens intensamente perturbadas, podem representar os únicos habitats florestais.

O Domínio Mata Atlântica é exemplo disso, pois cerca de 80% de suas áreas remanescentes de vegetação nativa é representada por fragmentos menores do que 50 ha e isolados na paisagem (Ferraz et al., 2014; Metzger et al., 2009; Ribeiro et al., 2009). A fitofisionomia de Mata Atlântica Floresta Estacional Semidecidual (FES) foi ainda mais afetada pelo uso antrópico, tendo sido reduzida a 7,1% de sua cobertura original.

Com a fragmentação, a área de vegetação nativa fica reduzida e a área florestal exposta aos efeitos de borda aumenta significativamente (Haddad et al., 2015; Murcia, 1995), ocasionando o aumento da entrada de luz, da temperatura e da velocidade do vento e na redução da umidade do solo e do ar (Chen et al., 1993; Kapos, 1989; Jose et al., 1996). As alterações abióticas podem ter como conseqüência a redução do enriquecimento natural da floresta (Bustamante-Sánchez et al., 2011; Hattori et al., 2013; Kuptz et al., 2010; Montgomery & Chazdon, 2002; Uriarte et al., 2010), o aumento da mortalidade de árvores (Laurance et al., 2000; Oliveira et al., 2008), o aumento do número de espécies pioneiras e de trepadeiras (Laurance et

al., 2001; Schnitzer & Bongers, 2011).

Mesmo apresentando uma vegetação com estrutura e composição florística diferente das florestas primárias conservadas (Chazdon et al., 2009; Dent et al., 2013), as florestas secundárias e os fragmentos degradados são fundamentais à conservação da diversidade biológica, mitigação das mudanças climáticas e provisão de serviços ecossistêmicos (Matos et al., 2020; Teixeira et al., 2020). Neste cenário, a compreensão da composição florística, estrutura e estado de integridade ecológica das florestas em sucessão florestal é fundamental para revelar a contribuição dessas comunidades para a conservação e para entender os filtros ecológicos que interferem em suas trajetórias sucessionais (Arroyo-Rodriguez et al., 2013; Chazdon et al., 2009; Solar et al., 2015; Souza et al., 2021).

Com o objetivo de identificar de forma rápida áreas prioritárias para proteção da biodiversidade, alguns autores propuseram métodos alternativos de avaliação da vegetação por meio de indicadores observáveis em campo (Graciano-Silva et al., 2018; Medeiros & Torezan, 2013; Sayre et al. 2000), como o Índice de Integridade Biótica (IIB), que é uma avaliação ecológica rápida (AER) proposta por Medeiros e Torezan (2013) para Floresta Estacional Semidecidual do nordeste do Paraná. Os autores correlacionaram os dados oriundos desta avaliação rápida com dados de diversidade, riqueza e abundância de espécies vegetais coletadas por meio de métodos convencionais de inventário florestal e concluíram que a avaliação rápida proposta pode ser um método eficiente para inferir o estado de conservação de fragmentos e que suas limitações estão vinculadas à seleção de variáveis representativas do ecossistema alvo do estudo e ao nível de treinamento dos avaliadores.

Posteriormente, este índice foi adaptado para Floresta Estacional Semidecidual do interior do Estado de São Paulo por Graciano-Silva, Mello e Cardoso-Leite (2018) e para Floresta Ombrófila Densa (FOD) também do Estado de São Paulo por Toro (2019) e Scarascia et al. (2020). Graciano-Silva et al. (2018) compararam com o método padrão de inventário e concluíram que o método proposto é eficiente no diagnóstico da integridade de fragmentos florestais inseridos em matriz urbana.

O presente trabalho objetiva descrever a composição florística e a estrutura fitossociológica da comunidade arbustivo-arbórea de um fragmento florestal em sucessão secundária, avaliar sua integridade ecológica e estabelecer relações entre estes parâmetros registrados.

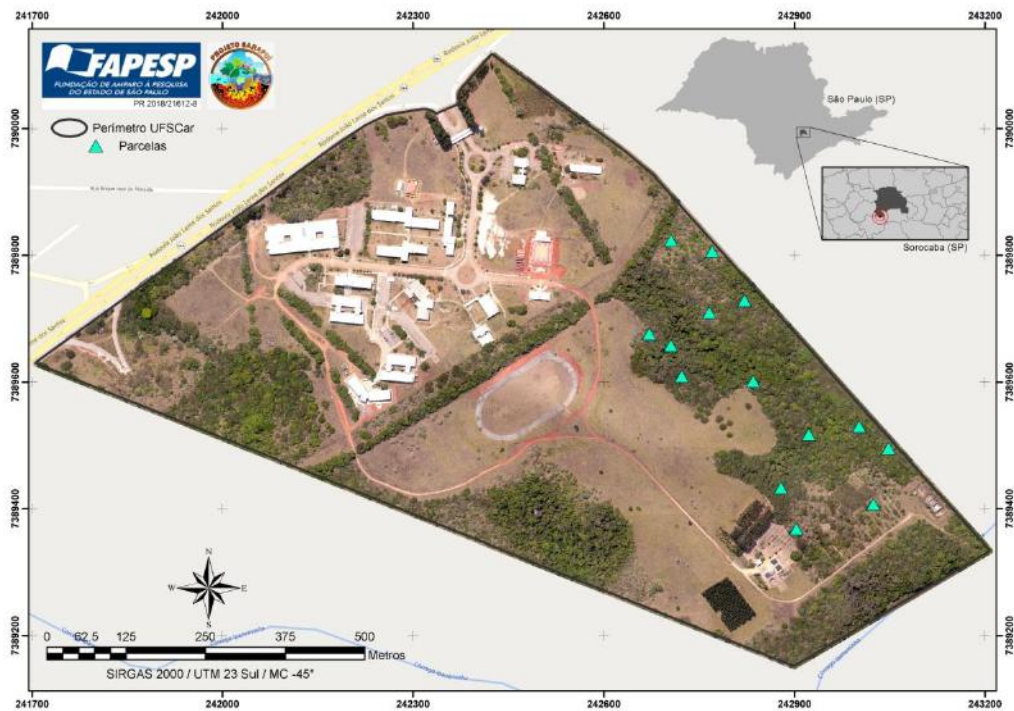
2. Metodologia

2.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012) inseridos nos limites do Campus Sorocaba da Universidade Federal de São Carlos (Figura 1), sudeste do Estado de São Paulo. A área está situada sob o domínio Mata Atlântica, estando localizada na divisa entre as bacias hidrográficas do rio Sorocaba (ao norte/nordeste) e do rio Sarapuí (a oeste/sudoeste), com o fragmento estudado, bem como os demais inseridos neste Campus, apresentando semelhanças a outros próximos situados em ambas as bacias.

O clima na região é do tipo Cwa - temperado úmido com inverno seco, segundo classificação de Koppen-Geiger (Peel et al., 2007), com precipitação anual entre 1354,7 mm e 1807,7 mm. Predominam Latossolos vermelho-amarelos, com o entorno do Campus sendo ocupado por pastagens, cultivos agrícolas anuais e áreas urbanas.

Figura 1: Localização da Universidade Federal de São Carlos, Campus Sorocaba (UFSCar), e das parcelas amostrais situadas no fragmento florestal estudado.



Fonte: Autores (2021).

2.2 Mapeamento dos fragmentos florestais e das parcelas amostrais

O mapeamento dos fragmentos florestais presentes na área de estudo foi realizado a partir da digitalização em tela (*on-screen*) de imagens provenientes do sensor PAN (câmera pancromática e multiespectral) embarcado no satélite sino-brasileiro CBERS-04, com passagem no dia 28 de julho de 2018, as quais foram adquiridas gratuitamente no site da divisão de geração de imagens do Instituto Brasileiro de Pesquisas Espaciais (INPE).

Para tal, foram consideradas as bandas do verde (0,52-0,59 μ m), vermelho (0,63-0,69 μ m), infravermelho próximo (0,77-0,89), estas com 10 metros de resolução espacial, e a banda pancromática (0,51-0,85 μ m), esta, com 5 metros de resolução espacial. Posteriormente a aquisição das imagens, foi realizada uma composição colorida a partir das bandas do verde, vermelho e infravermelho próximo (R/G/NIR) a qual foi fusionada com a banda pancromática, resultando em uma composição colorida com resolução espacial de 5 metros.

Inicialmente foram espacializadas 30 parcelas dentre os fragmentos situados na área do Campus de Sorocaba da UFSCar (Figura 1). Porém, em campo, foi observado que algumas áreas haviam passado por restauração florestal, o que poderia enviesar alguns parâmetros analisados, sendo estas, portanto, excluídas das etapas seguintes da pesquisa e restando apenas 14 parcelas, situadas em um único fragmento (Figura 1), nas quais foram efetuadas as coletas de dados.

2.3 Coleta de dados

O levantamento fitossociológico foi realizado no fim de janeiro de 2020, com instalação de 14 parcelas com dimensões de 25 m x 4 m, onde foram verificados os seguintes dados para todos os indivíduos arbóreos vivos com circunferência à altura do peito (CAP) \geq 15 cm: CAP, altura e identificação das espécies arbóreas.

Houve coleta de material botânico para identificação das espécies não reconhecidas em campo, sendo a identificação realizada a partir da consulta a especialistas e na literatura pertinente (Lorenzi, 1992) e com o nome das famílias e espécies

estando de acordo com o APG IV (2016) e Flora e Funga do Brasil. As espécies foram agrupadas dentro das classes sucessionais definidas por Barbosa et al. (2017) em pioneiras (P) e não pioneiras (NP).

A partir das informações levantadas, foram calculados os seguintes parâmetros por parcela: número de indivíduos, número de espécies, número de espécies pioneiras e não pioneiras, DAP médio, altura média, área basal, volume, índice de diversidade de Shannon (H') e equabilidade Pielou.

2.4 Índice de Integridade Biótica

Neste estudo, para cada parcela foi aplicado o IIB adequado para Floresta Estacional Semidecidual, fisionomia florestal da área alvo deste projeto piloto, proposto por Graciano-Silva et al. (2018) (Tabela 1). O índice divide as variáveis em classes, as quais se associam notas variando de 1 a 5, que equivale a baixa e alta integridade, respectivamente. Posteriormente, as notas atribuídas aos 11 indicadores são somadas, resultando em uma classificação parcial da integridade de cada parcela (Tabela 2).

Tabela 1: Índice de Integridade Biótica utilizado em campo para Floresta Estacional Semidecidual.

Variável	Escala de Integridade				
	1	2	3	4	5
Cobertura e serrapilheira	Ausente/solo exposto	25%	50%	75%	100%
Árvores mortas em pé¹	> 3	3	2	1	Ausente
Cobertura de gramíneas exóticas	> 50%	25-50%	Até 25%	Até 10%	Ausente
Outras espécies exóticas²	> 3	3	2	1	Ausente
Trepadeiras	> 3 emaranhados (somente finas)	2 emaranhados (somente finas)	Ausente ou 1 emaranhado (somente finas)	Grossas (diam. 4cm) e finas (emaranhados)	Lenhosas grossas (diam>4cm)
Clareiras	> 50%	25-50%	Até 25%	Até 10%	Ausente
Epífitas vasculares¹	Ausente	1	2-4	5-9	>10
Orquídeas¹	Ausente	1	2	3	>3
Palmeiras¹	Ausente	Somente indivíduos regenerantes	1 indivíduo adulto	2 indivíduos adultos	>2 indivíduos adultos
Espécies tardias e/ou ameaçadas no dossel^{2,3}	Ausente	1	2	3	4
Espécies tardias e/ou ameaçadas no sub-bosque^{2,4}	Ausente	1	2	3	4 ou mais

¹ Considerar o número de indivíduos; ² Considerar o número de espécies; ³ Considerar indivíduos de *Cariniana estrellensis* (Jequitibá), *Cedrela fissilis* Vell.(Cedro), *Copaifera langsdorffii* Desf. (Copaíba), *Aspidosperma polyneuron* Müll.Arg. (Peroba-rosa); ⁴ Considerar indivíduos das famílias Rubiaceae, Myrtaceae e Meliaceae (*Trichilia* sp.). Fonte: Graciano-Silva, Mello e Cardoso-Leite (2018).

Tabela 2: Pontuações e suas respectivas classificações de acordo com o Índice de Integridade Biótica.

Pontuação	Classificação IIB
50 – 55	Excelente
40 – 49,9	Bom
30 – 39,9	Regular
20 – 29,9	Baixa
11 – 19,9	Muito Baixa

Fonte: Graciano-Silva, Mello e Cardoso-Leite (2018).

3. Resultados

Foram amostrados 222 indivíduos arbóreos com DAP \geq 5cm, pertencentes a 72 espécies, das quais nove não foram identificadas, quatro foram identificadas até o nível de gênero e oito apenas ao nível de família. As 10 espécies com maior número de indivíduos representam 53% do número de árvores amostradas, sendo que as espécies com maior densidade relativa são: *Gochnatia polymorpha* (24,5%), *Casearia sylvestris* (11,7%), *Protium heptaphyllum* (5,5%) e *Lithrea molleoides* (5,5%) e *Eugenia pluriflora* (4,9%). Além destas 222 árvores, foram amostrados 24 indivíduos mortos, que representam 9,8% da comunidade arbórea.

Dentre as 23 famílias amostradas, as que apresentaram maior número de indivíduos foram Asteraceae (40), Fabaceae (36), Salicaceae (21), Myrtaceae (18) e Lauraceae (15) e as que apresentaram maior número de espécies foram Fabaceae (16), Myrtaceae (10), Meliaceae (4) e Lauraceae (4).

Quanto à classificação sucessional, 50% (111) dos indivíduos são classificados como pioneiros, representados por 18 espécies; 41,9% (93) como não pioneiros, representados por 42 espécies; 7,6% (17) não foram classificados, representados por 10 espécies e um indivíduo é exótico. A altura das árvores amostradas variou entre 2 m e 18 m, sendo que 26,6% dos indivíduos apresentaram alturas entre 2 m e 5 m; 54,5% entre 5,1 m e 10 m e 18,9% entre 10,1 m e 18 m.

A densidade total do levantamento foi de 1586 indivíduos/ha ou 1757 indivíduos/ha, incluindo as árvores mortas. No fragmento analisado, 37 espécies foram amostradas com um único indivíduo (52%). Excluindo as árvores mortas, a área basal foi estimada em 39 m² por hectare, a diversidade de espécies (H') em 3,62 nats indivíduos⁻¹ e o valor de equabilidade (J') em 0,84. As espécies que apresentaram maiores valores de importância e valores de cobertura foram *G. polymorpha* (18,8% e 19,7% respectivamente), seguida de *C. sylvestris* (8,1% e 8,8%); *L. molleoides* (Vell.) Engl. (7,6% e 5,6%); Não identificada 6 (6,8% e 10,7%); *Pera glabrata* (5,1% e 7,9%) *Protium heptaphyllum* (4,6% e 8,1%); *Nectandra megapotamica* (4,2% e 6,6%); *Andira cf. vermifuga* (4,0% e 6,8%); *Persea* sp. (3,8% e 6,9%); e *Eugenia pluriflora* (3,7% e 5,7%).

O IIB médio entre as parcelas é de 32,35 que representa uma comunidade biótica regular. Os fatores que mais contribuíram para este índice foram, principalmente, o baixo número de palmeiras, epífitas vasculares, especialmente orquídeas e de espécies tardias indicadoras (jequitibá, cedro, copaíba e peroba-rosa) e a grande quantidade de emaranhados de trepadeiras em algumas parcelas.

Tabela 3 - Lista florística das famílias e espécies amostradas no levantamento fitossociológico do componente arbóreo em Floresta Estacional Decidual no Campus Sorocaba da UFSCar, com respectivos nomes populares, número de indivíduos amostrados e grupo ecológico (GE), conforme Barbosa et al. (2017) e Gandolfi (2000).

FAMÍLIA /Espécie	Nome popular	Nº de indivíduos	GE
ANACARDIACEAE			
<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Aroeira-brava	9	P
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Aroeira-pimenteira	1	P
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Peito-de-pombo	1	NP
APOCYNACEAE			
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	Jasmim, leiteiro	5	P
ARALIACEAE			
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	Maria-mole	7	P
ASTERACEAE			
<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	Cambará	40	P
BIGNONIACEAE			
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê-roxo	2	NP
BURSERACEAE			
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Almecegueira	9	NP
CANNABACEAE			
<i>Celtis iguanea</i> (Jacq.) Sarg.	Esporão-de-galo	5	P
EUPHORBIACEAE			
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Sangra-d'água	1	P
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Leiteiro	2	NP
FAMÍLIA /Espécie	Nome popular	Nº de indivíduos	GE
FABACEAE			
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Farinha-seca	1	P
<i>Andira vermifuga</i> (Mart.) Benth.	Angelim	7	NP
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Angelim-doce, pau-de-morcego	1	NP
FABACEAE			
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pata-de-vaca	5	P
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.	Araribá	1	NP
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Óleo-de-copaíba	3	NP
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Tamboril	1	NP
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	Mulungu	1	P
Fabaceae sp1		2	NC
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	2	NP
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Ingá-branco, ingá-mirim	2	NP
<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	Perobinha-do campo	2	NP
<i>Lonchocarpus</i> sp.		2	NP
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	Jacarandá-paulista	1	NP
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Amendoim-do-campo	2	NP
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Monjoleiro	3	P
LAMIACEAE			
<i>Vitex polygama</i> Cham.	Tarumã	3	NP
LAURACEAE			
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	Canela-frade	1	NP
Lauraceae sp1		1	NP
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canelinha	7	NP
<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	Pau-andrade	6	NP
MALVACEAE			
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	Paineira	1	NP
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo, açoita-cavalo-miúdo	2	P
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo, açoita-cavalo-graúdo	1	NP

MELIACEAE			
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjerana	1	NP
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	1	NP
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	Catiguá	1	NP
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Pau-de-ervilha	1	NP
MYRTACEAE			
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	Gabiroba	1	NP
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	Jabuticaba-do-campo, guamirim	8	NP
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	Cambuí	1	NP
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Guamirim-miúdo	2	NP
Myrtaceae sp1		1	NP
Myrtaceae sp2		1	NP
Myrtaceae sp3		1	NP
Myrtaceae sp4		1	NP
Myrtaceae sp5		1	NP
Myrtaceae sp6		1	NP
PERACEAE			
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	Tamanqueira, sapateiro	7	P
PIPERACEAE			
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Fruto-de-morcego	3	P
<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth	Jaborandi	1	P
PRIMULACEAE			
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Capororoca-branca	3	P
RHAMNACEAE			
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Saraguagi-amarelo	2	NP
ROSACEAE			
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Nêspera, ameixa-japonesa	1	EX
SALICACEAE			
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Guaçatonga	2	NP
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Guaçatonga	19	P
SAPINDACEAE			
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Chal-chal, fruta-de-pombo	2	P
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Camboatá-branco	1	NP
SAPOTACEAE			
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Aguáí	1	NP
SYMPLOCACEAE			
<i>Symplocos</i> sp.		2	NP
URTICACEAE			
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Embaúba	1	P
Não identificada 1		1	NC
Não identificada 2		1	NC
Não identificada 3		1	NC
Não identificada 4		1	NC
Não identificada 5		1	NC
Não identificada 6		3	NC
Não identificada 7		1	NC
Não identificada 8		1	NC
Não identificada 9		5	NC

Legenda: em P = pioneira, NP = não pioneira, NC = não classificada e EX=exótica. Fonte: Autores (2022).

4. Discussão

Nossos resultados são semelhantes aos encontrados em outros estudos realizados em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual quanto à densidade de indivíduos (Ferreira, 2005; Fonseca, 1998; Pinto, 2005); área basal (Ferreira, 2005; Fonseca, 1998; Irsigler, 2002), índice de diversidade Shannon (Farah, 2009; Ferreira, 2005; Gandolfi, 1991; Pinto, 2005)

e equabilidade Pielou (Farah, 2009; Ferreira, 2005; Gandolfi, 1991; Irsigler, 2002; Oliveira et al., 2004; Pinto, 2005). Contudo, a riqueza de espécies encontrada foi inferior a muitos levantamentos realizados em áreas inseridas nesta fitofisionomia (Farah, 2009; Ferreira, 2005; Gandolfi, 1991; Irsigler, 2002; Oliveira et al., 2004).

Corrêa et al. (2014) realizou um levantamento florístico e fitossociológico de diferentes estratos vegetais no mesmo fragmento florestal do atual trabalho por volta do ano de 2010. Para a classe de indivíduos com CAP > 15cm, os autores encontraram 73 espécies, apenas uma espécie a mais que amostrada no atual trabalho. No entanto, apenas 28 destas espécies ocorreram em ambos os estudos. Algumas espécies não pioneiras típicas de dossel amostradas por Corrêa et al. (2014) apenas no sub-bosque da floresta, como *Aspidosperma olivaceum*, *Cordia trichotoma*, *Ocotea elegans*, *Guarea guidonia*, *Psychotria carthagenensis*, *Esenbeckia leiocarpa* e *Casearia obliqua*, não foram amostradas no dossel após 10 anos (2010-2020) do citado estudo, sugerindo que não está havendo avanço sucessional do fragmento ou pelo menos em parte dele. Os altos valores de importância das espécies pioneiras nesse fragmento, especialmente de *Gochnatia polymorpha*, mostram que estas espécies não estão restritas a condições de borda ou clareiras, indicando assim que o fragmento não está em bom estado (Ivanauskas et al., 1999). O valor registrado para o IIB reforça esta avaliação, mostrando também a adequabilidade deste método para a avaliação da vegetação.

Em relação aos indicadores que compõe o IIB, cobertura de serapilheira, cobertura de gramíneas exóticas, presença de árvores exóticas, presença de palmeiras e presença de orquídeas pouco variaram entre as parcelas. A serrapilheira estava presente e em quantidade semelhante na maioria das parcelas, assim como encontrado por Scarascia et al. (2020) em uma Floresta Ombrófila Densa et al. (2013) e Graciano-Silva et al. (2018) em Florestas Estacionais Semidecíduais. Assim como no trabalho de Scarascia et al. (2020), na maioria das parcelas não foi observada a presença de espécies exóticas, sendo constatado apenas um único indivíduo de *Eriobotrya japônica* em apenas uma parcela.

Foram encontradas orquídeas apenas em uma parcela estudada, o que reforça a importância deste indicador na formação do IIB, já que orquídeas e outras epífitas são, em geral, espécies sensíveis à fragmentação florestal (Pierce et al. 2006). Graciano-Silva et al. (2018) que estudaram fragmentos urbanos, também obtiveram um valor baixo neste indicador. Epífitas vasculares, com exceção da família Orchidaceae, foram encontradas com mais frequência, mas em 42% das parcelas elas também estavam ausentes.

As palmeiras só ocorreram em uma parcela estudada, o que também pode indicar a degradação desta floresta, considerando que a diversidade de espécies da família Arecaceae, assim como suas interações com a fauna são afetadas pela fragmentação de habitats (Fleury & Galetti, 2004; Scariot, 1996; 1999; 2001). Foram observadas gramíneas exóticas em apenas três parcelas, sendo que duas delas também apresentaram grande quantidade de emaranhados de trepadeiras, resultado provável de aberturas no dossel do fragmento e entrada de luz, o que facilita o desenvolvimento tanto de gramíneas, como de trepadeiras superabundantes. A presença de gramíneas exóticas indica, ainda, distúrbios antrópicos, como fragmentação, degradação e simplificação do ambiente, que tornam o ambiente vulnerável à colonização de espécies invasoras (Pimentel et al., 2005), as quais podem comprometer a regeneração de espécies nativas ao competir por recursos naturais e dificultarem a chegada e desenvolvimento de propágulos (Duringan et al., 2013; Leffler et al., 2014; Vieira et al., 2019).

O indicador trepadeiras variou bastante entre as parcelas, mostrando-se um indicador sensível para evidenciar as variações entre áreas de um mesmo fragmento. Esta avaliação também se aplica aos indicadores árvores mortas, presença de epífitas vasculares, espécies tardias e/ou ameaçadas no dossel e espécies tardias e/ou ameaçadas no sub-bosque. Considerando que as trepadeiras, quando ocorrem de forma superabundante, causam muitos efeitos negativos, como danos físicos e aumento da mortalidade das árvores do dossel; redução da riqueza de espécies; modificação da composição florística e diminuição do desenvolvimento da sobrevivência da regeneração natural (Maia et al., 2021; Martínez-Izquierdo et al., 2016; Schnitzer & Carson, 2010; Villagra et al., 2021), este indicador se mostra bastante importante na composição do IIB.

Mais de 60% das parcelas apresentaram pelo menos uma árvore morta. Como efeito da fragmentação, a vegetação fica mais susceptível a alterações microclimáticas, havendo maior incidência de luz, aumento da temperatura e redução da umidade e, uma das consequências, é o aumento da mortalidade das árvores, especialmente de grande porte, além da redução da regeneração natural (Laurance et al., 2000; Oliveira et al., 2008). Quanto a isso, foram observadas espécies tardias de sub-bosque em 86% das parcelas, contudo, a maior parte delas apresentaram apenas dois indivíduos por espécie. Esse indicador é fundamental, pois as espécies tardias são mais exigentes quanto às condições de estresse do solo e tolerantes às condições de sombreamento, ao contrário das pioneiras (Chazdon, 2014), mostrando assim a situação do fragmento estudado. Além disso, a ausência dessas espécies no sub-bosque pode mostrar que a floresta não está avançando em sua trajetória sucessional (Chazdon, 2014). O IIB seria ainda mais enriquecido se, ao invés de famílias de forma geral, fossem identificadas algumas espécies tardias para assim, evitar a contabilização de espécies mais generalistas deste ambiente.

Em relação às espécies tardias de dossel, 50% das parcelas apresentaram pelo menos uma das espécies tardias indicadas no IIB. As espécies tardias são mais exigentes quanto às condições físicas e ecológicas do ambiente e demoram muitos anos para atingir o dossel, podendo assim dizer bastante a respeito da história da floresta alvo do estudo (Chazdon, 2014).

O valor de IIB calculado foi de 32,35, o que classifica o fragmento como regular quanto sua integridade biótica. Entre as parcelas, o valor variou de 23 a 40 pontos, sendo 21% das parcelas classificadas com IIB baixo (abaixo de 30 pontos) e apenas uma parcela classificada como bom. Medeiros e Torezan (2013) registraram IIB entre 24 e 50 para fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual de diferentes tamanhos e em diferentes condições ecológicas, sendo que a única área de vegetação que foi classificada como excelente (50 pontos) tratava-se de uma área de referência. Graciano-Silva et al., (2018) encontrou IIB variando de 22,3 a 35,3 para florestas urbanas, também inseridas na fitofisionomia de FES, enquanto Scarascia et al., (2020) obteve uma média entre as parcelas de 36,95 em uma reserva particular situada inserida na fitofisionomia Floresta Ombrófila Densa.

Galvani et al. (2020), ao estudarem o IIB de fragmentos de Mata Atlântica no interior de São Paulo, apontaram uma elevada relação entre o índice e a área destes fragmentos, com valores baixos e regulares de IIB (inferiores a 39,9) associados a fragmentos inferiores a 10 ha, em sua maioria. Essa relação também pode ser observada em nosso estudo, tendo o fragmento um IIB médio de 32,35 e área de 10 ha, aproximadamente.

Em geral, pequenos fragmentos florestais tendem a sofrer maior influência da matriz em seu entorno podendo refletir na qualidade e composição da comunidade vegetal e nas relações bióticas, sobretudo, pelo efeito de borda mais incisivo em função dos usos antrópicos vizinhos ao fragmento. Contudo, justamente quando presentes em uma paisagem homogênea e pouco permeável a fluxos biológicos, tais áreas também podem contribuir para a redução da perda da biodiversidade e aumento da conectividade estrutural e funcional da paisagem (Matos et al., 2020; Siqueira et al., 2021; Zhang et al., 2019), sendo importante ações de manejo que facilitem o avanço da sucessão secundária no fragmento.

5. Conclusão

Os resultados obtidos no levantamento fitosociológico foram largamente complementados pelos indicadores que compõem o IIB, tendo sido possível realizar uma avaliação da vegetação mais aprofundada. A área de vegetação alvo deste estudo representa um fragmento florestal pequeno, degradado e situado em uma matriz mista de uso agropastoril, como a grande maioria dos fragmentos presentes no interior paulista.

Os resultados sugerem que a sucessão florestal deste fragmento florestal se encontra estagnada ou em retrocesso e, a fim de reverter este cenário e reestabelecer sua estrutura, seus processos ecológicos e garantir a manutenção de espécies, podem ser realizados manejos florestais. Para tanto, ressalta-se a importância de se conhecer os filtros ecológicos que

interferem na trajetória sucessional da floresta que, na área de estudo, destaca-se o baixo número de indivíduos de espécies tardias no dossel e no sub-bosque, com ênfase para palmeiras; a presença de trepadeiras hiperabundantes e o baixo número de epífitas vasculares, com destaque para as orquídeas.

Neste cenário, acredita-se que ações como plantios de enriquecimento e manejo de lianas e gramíneas podem potencializar o papel que esta área desempenha para a conservação da biodiversidade em uma paisagem antropizada.

Agradecimentos

Agradecemos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (processos nº 18/21612-8, 20/04759-5 e 19/18360-0) pelo apoio e bolsas concedidas. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Referências

- Angiosperm Phylogeny Group (APG) (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical journal of the Linnean Society*, 181(1), 1-20. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x>
- Arroyo-Rodríguez, V., González-Perez, I. M., Garmendia, A., Solà, M., & Estrada, A. (2013). The relative impact of forest patch and landscape attributes on black howler monkey populations in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Landscape ecology*, 28(9), 1717-1727. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9929-2>
- Barbosa, L. M., Shirasuna, R. T., Lima, F. D., Ortiz, P. R. T., Barbosa, K. C., & Barbosa, T. C. (2017). *Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do estado de São Paulo*. São Paulo: Instituto de Botânica. <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutodebotanica/wp-content/uploads/sites/235/2019/10/lista-especies-rad-2019.pdf>.
- Barlow, J., Lennox, G.D., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A.C., Nally, R., Mac Thompson, J.R., Ferraz, S.F. DE B., Louzada, J., Oliveira, V.H.F., Parry, L., Castro Solar, R.R., Vieira, I.C.G., Aragão, L.E.O.C., Begotti, R.A., Braga, R.F., Cardoso, T.M., JR, R.C. DE O., Souza JR, C.M., Moura, N.G., Nunes, S.S., Siqueira, J.V., Pardini, R., Silveira, J.M., Vaz-De-Melo, F.Z., Veiga, R.C.S., Venturieri, A. & Gardner, T.A. (2016). Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, 535(7610), 144-147. <https://doi.org/10.1038/nature18326>
- Bennett, A. F., & Saunders, D. A. (2010). Habitat fragmentation and landscape change. In Sodhi, N. S., & Ehrlich, P. R. (Org.) *Conservation Biology for All*. Oxford University Press.
- Bustamante-Sánchez, M. A., Armesto, J. J., & Halpern, C. B. (2011). Biotic and abiotic controls on tree colonization in three early successional communities of Chiloé Island, Chile. *Journal of Ecology*, 99(1), 288-299. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01737.x>
- Chazdon, R. L. (2014). *Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. Chicago: The University of Chicago Press.
- Chazdon, R. L., Peres, C. A., Dent, D., Sheil, D., Lugo, A. E., Lamb, D., Stork, N. E. & Miller, S. E. (2009). The potential for species conservation in tropical secondary forests. *Conservation biology*, 23(6), 1406-1417. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01338.x>
- Chen, J., Franklin, J. F., & Spies, T. A. (1993). Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and forest meteorology*, 63(3-4), 219-237. [https://doi.org/10.1016/0168-1923\(93\)90061-L](https://doi.org/10.1016/0168-1923(93)90061-L)
- Corrêa, L. S., Cardoso-Leite, E., Castello, A. C. D., Coelho, S., Kortz, A. R., Villela, F. N. J., & Koch, I. (2014). Estrutura, composição florística e caracterização sucessional em remanescente de Floresta Estacional Semidecidual no Sudeste do Brasil. *Revista Árvore*, 38(5), 799-809. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000500004>
- Dent, D. H., DeWalt, S. J., & Denslow, J. S. (2013). Secondary forests of central Panama increase in similarity to old-growth forest over time in shade tolerance but not species composition. *Journal of Vegetation Science*, 24(3), 530-542. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01482.x>
- Dornelas, M., Magurran, A. E., Buckland, S. T., Chao, A., Chazdon, R. L., Colwell, R. K., Curtis, T., Gaston, K. J., Gotelli, N. J., Kosnik, M. A., McGill, B., McCune, J. L., Morlon, H., Mumby, P. J., Øvreås, L., Stuedeny, A., & Vellend, M. (2013). Quantifying temporal change in biodiversity: challenges and opportunities. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1750), 20121931. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.1931>
- Durigan, G., Ivanuskas, N. M., Zakia, M. J., & Abreu, R. C. R. (2013). Control of invasive plants: ecological and socioeconomic criteria for the decision making process. *Natureza & Conservação*, 11(1), 23-30. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2013.003>
- FAO - Food and Agriculture Organization of The United Nations (2016). *Global Forest Resources Assessment 2015: How are the world's forests changing?* (2a ed). <https://www.fao.org/3/i4793e/i4793e.pdf>.
- Farah, F. T. (2009). *Vinte anos de dinâmica em um hectare de floresta estacional semidecidual*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil.
- Ferraz, S. F., Ferraz, K. M., Cassiano, C. C., Brancalion, P. H. S., da Luz, D. T., Azevedo, T. N., Tambosi, L. R., & Metzger, J. P. (2014). How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape ecology*, 29(2), 187-200. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-9988-z>

- Ferreira, P. A., Boscolo, D., Lopes, L. E., Carvalheiro, L. G., Biesmeijer, J. C., da Rocha, P. L. B., & Viana, B. F. (2020). Forest and connectivity loss simplify tropical pollination networks. *Oecologia*, 192(2), 577-590. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04579-7>
- Ferreira, W. G., Jr. (2005). *Composição, estrutura e análise de gradientes em floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Brasil.
- Fleury, M., & Galetti, M. (2004). Effects of microhabitat on palm seed predation in two forest fragments in southeast Brazil. *Acta Oecologica*, 26(3), 179-184. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2004.04.003>
- Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *science*, 309(5734), 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Fonseca, R. C. B. (1998). *Fenologia e estrutura de uma floresta semidecidual, em BotucatuSP: relação com as fases de desenvolvimento sucessional*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, Brasil.
- Galvani, F. M., Graciano-Silva, T., & Cardoso-Leite, E. (2020). Is Biotic Integrity of urban forests remnants related with their size and shape? *Cerne*, 26, 09-17. <https://doi.org/10.1590/01047760202026012674>.
- Gandolfi, S. (1991). *Estudo Florístico e Fitossociológico de uma Floresta Residual na Área do Aeroporto Internacional de São Paulo, Município de Guarulhos, SP*. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil.
- Graciano-Silva, T., de Mello, K., & Cardoso-Leite, E. (2018). Adaptação e eficiência de um índice de integridade biótica para análise da sustentabilidade em florestas urbanas. *Gaia Scientia*, 12(2). <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2018v12n2.35991>
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. H., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., Melbourne, B. A., Nicholls, A. O., Orrock, J. L., Song, D. X., & Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1(2), e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hattori, D., Kenzo, T., Irino, K. O., Kendawang, J. J., Ninomiya, I., & Sakurai, K. (2013). Effects of soil compaction on the growth and mortality of planted dipterocarp seedlings in a logged-over tropical rainforest in Sarawak, Malaysia. *Forest Ecology and Management*, 310, 770-776. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.023>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2012). *Manuais Técnicos em Geociências: Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- Irsigler, D. T. (2002). *Composição florística e estrutura de um trecho primitivo de floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Brasil.
- Ivanauskas, N. M., Rodrigues, R. R., & Nave, A. G. (1999). Fitossociologia de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Scientia Forestalis*, 56, 83-99. <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr56/cap06.pdf>.
- Jose, S., Gillespie, A. R., George, S. J., & Kumar, B. M. (1996). Vegetation responses along edge-to-interior gradients in a high altitude tropical forest in peninsular India. *Forest Ecology and Management*, 87(1-3), 51-62. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03836-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03836-4)
- Kapos, V. (1989). Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of tropical ecology*, 5(2), 173-185. <https://doi.org/10.1017/S0266467400003448>
- Kuptz, D., Grams, T. E., & Günter, S. (2010). Light acclimation of four native tree species in felling gaps within a tropical mountain rainforest. *Trees*, 24(1), 117-127. <https://doi.org/10.1007/s00468-009-0385-1>
- Laurance, W. F., Delamônica, P., Laurance, S. G., Vasconcelos, H. L., & Lovejoy, T. E. (2000). Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, 404(6780), 836-836. <https://doi.org/10.1038/35009032>
- Laurance, W. F., Pérez-Salicrup, D., Delamônica, P., Fearnside, P. M., D'Angelo, S., Jerozolinski, A., Pohl, L., & Lovejoy, T. E. (2001). Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology*, 82(1), 105-116. <https://doi.org/10.2307/2680089>
- Leffler, A. J., James, J. J., Monaco, T. A., & Sheley, R. L. (2014). A new perspective on trait differences between native and invasive exotic plants. *Ecology*, 95(2), 298-305. <https://doi.org/10.1890/13-0102.1>
- Lingner, D. V., Rodrigues, A. V., Oliveira, L. Z., De Gasper, A. L., & Vibrans, A. C. (2020). Modelling changes in forest attributes driven by human activities at different spatial scales in the subtropical Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, 29(4), 1283-1299. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01935-5>
- Lorenzi, H. (1992). *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Nova Odessa, SP: Editora Plantarum.
- Maia, V. A., Santos, A. B. M., de Aguiar-Campos, N., Souza, C. R. D., Morel, J. D., Oliveira, M. C. F. D., Fagundes, N. C. A., Gianasi, F. M., Fontes, M. A. L., & Santos, R. M. D. (2021). Climate and soil mediate the effects of liana density on forest dynamics. *Biotropica*, 53(2), 509-519. <https://doi.org/10.1111/btp.12894>
- Martínez-Izquierdo, L., García, M. M., Powers, J. S., & Schnitzer, S. A. (2016). Lianas suppress seedling growth and survival of 14 tree species in a Panamanian tropical forest. *Ecology*, 97(1), 215-224. <https://doi.org/10.1890/14-2261.1>

- Matos, F. A., Magnago, L. F., Aquila Chan Miranda, C., de Menezes, L. F., Gastauer, M., Safar, N. V., Schaefer, C. E. G. R., Silva, M. P., Simonelli, M., Edwards, F. A., Martins, S. V., Meira-Neto, J. A. A., & Edwards, D. P. (2020). Secondary forest fragments offer important carbon and biodiversity cobenefits. *Global change biology*, 26(2), 509-522. <https://doi.org/10.1111/gcb.14824>
- Medeiros, H. R., & Torezan, J. M. (2013). Evaluating the ecological integrity of Atlantic forest remnants by using rapid ecological assessment. *Environmental monitoring and assessment*, 185(5), 4373-4382. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2875-7>
- Metzger, J. P., Martensen, A. C., Dixo, M., Bernacci, L. C., Ribeiro, M. C., Teixeira, A. M. G., & Pardini, R. (2009). Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological conservation*, 142(6), 1166-1177. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.033>
- Montgomery, R., & Chazdon, R. J. (2002). Light gradient partitioning by tropical tree seedlings in the absence of canopy gaps. *Oecologia*, 131(2), 165-174. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0872-1>
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in ecology & evolution*, 10(2), 58-62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Boeger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Diaz, S., Echeverria-Londono, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhusseini, T., Ingram, D. J., Itescu, Y., Kattge, J., Kemp, V., Kirkpatrick, L., Kleyer, M., Correia, D. L. P., Martin, C. D., Meiri, S., Novosolov, M., Pan, Y., Phillips, H. R. P., Purves, D. W., Robinson, A., Simpson, J., Tuck, S. L., Weiher, E., White, H. J., Ewers, R. M., Mace, G. M., Scharlemann, J. P. W., & Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45-50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Oliveira, A. T., Filho, Carvalho, D. A., Vilela, E. A., Curi, N., & Fontes, M. A. L. (2004). Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. *Brazilian Journal of Botany*, 27(4), 685-701. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042004000400009>
- Oliveira, M. A., Santos, A. M. M., & Tabarelli, M. (2008). Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*, 256(11), 1910-1917. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.07.014>
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences*, 11(5), 1633-1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Pierce, S., Ceriani, R. M., Villa, M., & Cerabolini, B. (2006). Quantifying relative extinction risks and targeting intervention for the orchid flora of a natural park in the European prealps. *Conservation biology*, 20(6), 1804-1810. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00539.x>
- Pimentel, D., Zuniga, R., & Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological economics*, 52(3), 273-288. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.002>
- Pinto, S. I. C. (2005). *Florística, estrutura e ciclagem de nutrientes em dois trechos de floresta estacional semidecidual na reserva florestal mata do paraíso, Viçosa-MG*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Brasil.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Sayre, R., Roca, E., Sedaghatkish, G., Young, B., Keel, S., Roca, R., & Sheppard, S. (2000). *Nature in Focus: Rapid Ecological Assessment*. Washington: Island Press.
- Scarascia, P. D. O., Valente, R. A., & Cardoso-Leite, E. (2020). Adaptação e eficiência de um índice para análise da integridade biótica em Floresta Ombrófila Densa. *Ciência Florestal*, 30, 489-500. <https://doi.org/10.5902/1980509837698>
- Scariot, A. (1996). *The effects of rain forest fragmentation on the palm community in central Amazonia*. PhD Dissertation, University of California, Santa Barbara, CA, EUA.
- Scariot, A. (1999). Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *Journal of Ecology*, 87(1), 66-76. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00332.x>
- Scariot, A. (2001). Weedy and secondary palm species in central amazonian forest Fragments. *Acta Botanica Brasilica*, 15(2), 272-280. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/7DzLy98BTvHwpgcWPbPg9nk/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 10/04/2022.
- Schnitzer, S. A., & Bongers, F. (2011). Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. *Ecology letters*, 14(4), 397-406. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01590.x>
- Schnitzer, S. A., & Carson, W. P. (2010). Lianas suppress tree regeneration and diversity in treefall gaps. *Ecology letters*, 13(7), 849-857. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01480.x>
- Siqueira, F. F., De Carvalho, D., Rhodes, J., Archibald, C. L., Rezende, V. L., & Van den Berg, E. (2021). Small Landscape Elements Double Connectivity in Highly Fragmented Areas of the Brazilian Atlantic Forest. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 304. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.614362>
- Solar, R. R. D. C., Barlow, J., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A. C., Thomson, J. R., Louzada, J., Maués, M., Moura, N. G., Oliveira, V. H. F., Chaul, J. C. M., Schoereder, J. H., Vieira, I. C. G., Nally, R. M. & Gardner, T. A. (2015). How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? *Ecology Letters*, 18(10), 1108-1118. <https://doi.org/10.1111/ele.12494>
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S., Vries, W., Wit, C., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G., Persson, L., Ramanathan, V., Reyers, B., & Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>

Souza, C. R., Maia, V. A., de Aguiar-Campos, N., Santos, A. B., Rodrigues, A. F., Farrapo, C. L., Gianasi, F. M., Fagundes, N. C. A., Silva, W. B., & Santos, R. M. (2021). Long-term ecological trends of small secondary forests of the atlantic forest hotspot: A 30-year study case. *Forest ecology and management*, 489, 119043. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119043>

Teixeira, H. M., Cardoso, I. M., Bianchi, F. J., da Cruz Silva, A., Jamme, D., & Peña-Claros, M. (2020). Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*, 457, 117696. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117696>

Toro, A. (2019). *Priorização de remanescentes florestais visando a conservação da biodiversidade*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, SP, Brasil.

Uriarte, M., Bruna, E. M., Rubim, P., Anciaes, M., & Jonckheere, I. (2010). Effects of forest fragmentation on the seedling recruitment of a tropical herb: assessing seed vs. safe-site limitation. *Ecology*, 91(5), 1317-1328. <https://doi.org/10.1890/09-0785.1>

Vieira, E. A., Galvão, F. C. A., & Barros, A. L. (2019). Influence of water limitation on the competitive interaction between two Cerrado species and the invasive grass *Brachiaria brizantha* cv. Piatã. *Plant Physiology and Biochemistry*, 135, 206-214. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2018.12.002>

Villagra, M., Trentini, C. P., di Francescantonio, D., Eleuterio, A. A., Foletto, F., Montti, L. F., & Campanello, P. I. (2021). Disturbance as a driver of trait assembly in liana communities in a semi-deciduous Atlantic Forest. *Plant Ecology*, 222(7), 773-790. <https://doi.org/10.1007/s11258-021-01142-4>.

Zhang, Z., Meerow, S., Newell, J. P., & Lindquist, M. (2019). Enhancing landscape connectivity through multifunctional green infrastructure corridor modeling and design. *Urban forestry & urban greening*, 38, 305-317. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.10.014>.