



ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

Relatos das atividades de Ecologia de Campo

Volume 2

Organizadores

Rodrigo Fornel

Cristiane Biasi

Vanderlei Secreti Decian

Ronei Baldissera

Luiz Ubiratan Hepp

Ebook

**RODRIGO FORNEL
CRISTIANE BIASI
VANDERLEI SECRETI DECIAN
RONEI BALDISSERA
LUIZ UBIRATAN HEPP
(Organizadores)**

**ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO [RECURSO
ELETRÔNICO] : RELATOS DAS ATIVIDADES DE
ECOLOGIA DE CAMPO**

VOLUME 2

EdiFAPES

**ERECHIM, RS
2019**

Todos os direitos reservados à EDIFAPES.

Proibida a reprodução total ou parcial, de qualquer forma e por qualquer meio mecânico ou eletrônico, inclusive através de fotocópias e de gravações, sem a expressa permissão dos autores. Os dados e a completude das referências são de inteira e única responsabilidade dos autores.

CONSELHO EDITORIAL

Adilson Luis Stankiewicz (URI / Erechim/RS) – Presidente
Cláudia Petry (UPF / Passo Fundo/RS)
Elcemina Lucia Balvedi Pagliosa (URI / Erechim/RS)
Elisabete Maria Zanin (URI / Erechim/RS)
José Eduardo dos Santos (UFSCar / São Carlos/SP)
Maria Elaine Trevisan (UFSM / Santa Maria/RS)
Jadir Camargo Lemos (UFSM / Santa Maria/RS)
Michèle Satto (IFMT / Cuiabá/MT)
Neila Tonin Agranionih (UFPR / Curitiba/PR)
Sérgio Bigolin (URI / Erechim/RS)
Yuri Tavares Rocha (USP / São Paulo/SP)

Projeto gráfico, diagramação e capa
Trem da Ilha Serviços Editoriais

E19 Ecologia e conservação [recurso eletrônico] : relatos das atividades de ecologia de campo / organização Rodrigo Fornel ... [et al.]. – Erechim, RS: EdiFAPES, 2019.
1 recurso online ; v.2
ISBN 978-85-7892-162-0
Acesso em:< http://www.uricer.edu.br/site/informacao.php?id_sec=34&area=3>

1. Ecologia 2. Meio ambiente 3. Diversidade 4. Bioindicadores 5. Anurofauna
6. Vegetação ripária I. Fornel, Rodrigo II. Biasi, Cristine III. Decian, Vanderlei Secretti
IV. Baldissera, Ronei V. Hepp, Luiz Ubiratan

C.D.U.: 574

Catálogo na fonte: bibliotecária Sandra Milbrath CRB 1012/78

IMPRESSO NO BRASIL - PRINTED IN BRAZIL



edifapes

Livraria e Editora
Av. 7 de Setembro, 1621
99.709-910 – Erechim-RS
Fone: (54) 3520-9000
www.uricer.edu.br

SUMÁRIO

- Composição e riqueza de artrópodes do Parque Estadual das Araucárias – São Domingos SC**
7 Angélica Salini, Raissa Spagnol, Regina Orso
- Distribuição espacial e temporal de uma comunidade de anuros em uma unidade de conservação do sul do Brasil**
19 Patrícia Nunes, Rafaela Martinelli da Costa, Samir Savacinski
- Influência da luminosidade na diversidade taxonômica e funcional de líquens em diferentes áreas vegetacionais**
31 David Liposki Biassi, Gabriela Galeti, Nádia Kroth, Ronei Baldissera
- Artrópodes associados a serapilheira de *Dicksonia sellowiana* Hook. respondem a uma relação de táxon/área?**
51 Marciana Brandalise, Monik Compagnoni Martins, Thuany Regina Milesi
- Efeito dos ambientes com presença e ausência de *Merostachys multiramea* Hack sobre o acúmulo e espessura de serapilheira e na descontinuidade de dossel**
69 Angélica Salini, Rafaela Martinelli da Costa, Nádia Vanderlei Secreti Decian
- A variedade e quantidade de recursos foliares influenciam os fragmentadores em riacho florestado?**
83 Marciana Brandalise, David Liposki Biassi, Patrícia Nunes, Cristiane Biasi
- Decaimento de similaridade na composição de aranhas associado à distância ambiental**
103 Monik Compagnoni Martins, Raissa Spagnol, Regina Orso, Ronei Baldissera
- A morfologia da asa de *Eueides isabela dianasa* Hübner, 1806 varia ao longo de curtas distâncias e pequenas variações ambientais?**
115 Gabriela Galeti; Samir Savacinski; Thuany Regina Milesi; Rodrigo Fornel

COMPOSIÇÃO E RIQUEZA DE ARTRÓPODES DO PARQUE ESTADUAL DAS ARAUCÁRIAS – SÃO DOMINGOS SC

Angélica Salini¹, Raissa Spagnol¹, Regina Orso¹

Resumo

A estrutura organizacional do habitat influencia diretamente a composição da fauna de artrópodes de um determinado local. Por sua vez, os artrópodes desempenham papel importante no ecossistema ocupando diversos nichos. Neste sentido, o objetivo deste estudo foi avaliar a composição e a riqueza da comunidade de artrópodes em diferentes ambientes no Parque Estadual das Araucárias. Foram escolhidas três áreas distintas: Área - 1 caracterizada por vegetação secundária com a presença de *Merostachys multiramea* Hack; Área 2- Presença de Mata nativa; Área 3- Predomínio de vegetação rasteira e arbustiva, sendo instaladas em cada área armadilhas tipo Pitfall enterradas ao nível do solo. Para analisar os dados, foi utilizada uma análise de agrupamento, com a medida de distância de Bray-Curtis, e também calculado os índices de diversidade de Shannon-Wiener e Equitabilidade de Pielou. Obtivemos uma riqueza de 13 ordens totalizando 301 artrópodes, sendo que 29,6% estavam presentes na Área 1, 26,6% na Área 2 e 43,8% na Área 3. A análise de similaridade demonstrou que houve um agrupamento da fauna de artrópodes que habitam a Área 1 e a Área 2 havendo uma menor similaridade entre a comunidade da Área 3. A Área 2 apresentou maior valor para o índice de diversidade de Shannon-Wiener e também para a Equitabilidade de Pielou, seguindo da Área 3 e por fim pela Área 1 (H' : 1,327, 1,683, 1,607 e J : 0,6382, 0,8747, 0,6978 respectivamente).

Palavras-chave: Diptera; Diversidade; Espécies nativas; Estrutura organizacional; *Merostachys multiramea*.

1 Programa de Pós-graduação em Ecologia. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI ERECHIM.

Autor correspondente: regina_orso@hotmail.com

Abstract

The organizational structure of the habitat directly influences the composition of the arthropod fauna of a given location. In turn, arthropods play an important role in the ecosystem occupying various niches. In this sense, the objective of this study is to evaluate the composition and richness of the arthropod community in different environments in Araucarias State Park. Three distinct areas were chosen: Area - 1 characterized by secondary vegetation with the presence of *Merostachys multiramea* Hack; Area 2 - Presence of native forest; Area 3 - Predominance of undergrowth and shrub, with pitfall pitfalls buried at ground level being installed in each area. To analyze the data, a clustering analysis was used with the Bray-Curtis distance measure, and also the Shannon-Wiener diversity indexes and Pielou equitability. We obtained a richness of 13 orders totaling 301 arthropods, 29.6% of which were present in Area 1, 26.6% in Area 2 and 43.8% in Area 3. Similarity analysis showed that there was a grouping of arthropod fauna inhabit Area 1 and Area 2 with a lower similarity between the community of Area 3. The Area 2 presented the highest value for the Shannon Wiener diversity index and also for the Pielou equitability, followed by Area 3 and finally by Area 1 (H': 1.327, 1.683, 1.607 and J: 0.6382, 0.8647, 0.6978 respectively).

Keywords: Diptera; Diversity; Native species; Organizational structure; *Merostachys multiramea*.

INTRODUÇÃO

A estrutura e complexidade do hábitat são aspectos importantes que influenciam a comunidade animal (TEWS et al., 2004). Hábitats mais complexos estruturalmente podem fornecer maiores possibilidades de exploração de recursos ambientais oferecendo uma quantidade maior de nichos, o que normalmente incrementa a diversidade e modifica localmente a composição das assembleias (FINKE e SNYDER, 2008). Pequenas variações na arquitetura do hábitat podem gerar consequências na estrutura da comunidade e na eficiência de animais como os artrópodes (TEWS et al., 2004).

Os artrópodes desenvolvem inúmeras funções ecológicas no ecossistema, pois ocupam uma grande diversidade de micro-habitats e nichos (LONGCORE, 2003). Cerca de 900 mil espécies de artrópodes são atualmente conhecidas e, provavelmente, ainda há o mesmo valor a ser identificado (HICKMAN et al., 2012). São animais que apresentam um papel ativo nas teias alimentares, com ocorrência durante todo o ano (FERREIRA et al., 2007), sendo assim importantes para o funcionamento dos ecossistemas naturais (ARAÚJO et al., 2008).

A fauna de artrópodes tende a associar-se a diversidade vegetal, pois estão interligados pelos recursos disponibilizados pelo meio (BATTIROLA, 2003). Estudos demonstram que a maior heterogeneidade da vegetação tem influência direta na produção de biomassa e disponibilidade de nutrientes no solo (NAEEM et al., 1995; TILMAN et al., 1996). Associado a heterogeneidade, ambientes de mata nativa, por exemplo, possuem uma maior complexidade de condições ambientais, quando comparada a ambientes antropizados (MAESTRI et al., 2013). Essas condições proporcionam uma maior disponibilidade de recursos e nichos para o estabelecimento da artropodofauna (VIEIRA e MENDEL, 2002; FERREIRA e MARQUES, 1998; ELTON, 1973).

Florestas dominadas por espécies arbóreas possuem alta complexidade estrutural (LACERDA e KELLERMANN, 2013) que

possibilita uma maior diversidade de habitats influenciando os processos organizacionais das comunidades. O Parque Estadual das Araucárias é um remanescente de Floresta Ombrófila Mista composto por diferentes formações vegetais. Os ambientes resultantes destas formações oferecem diferentes recursos que pode interferir na riqueza e composição das comunidades de artrópodes existentes (TEWS et al., 2004).

Neste sentido, o trabalho tem por objetivo avaliar a composição e a riqueza da comunidade de artrópodes em diferentes ambientes no Parque Estadual das Araucárias. Esperamos encontrar uma maior riqueza no local mais heterogêneo, formado por vegetação nativa com predomínio de Araucária. Além disso, acreditamos que a composição da comunidade de artrópodes seja distinta entre os ambientes de estudo.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O projeto foi desenvolvido no Parque Estadual das Araucárias – PAEAR (coordenadas geográficas 26°27'08"S e 26°52'; 51°47' e 52°33'56"O) situado no Município de São Domingos, na bacia do rio Chapecó-SC. O PAEAR é uma Unidade de Conservação (UC) Estadual de proteção integral, sua criação visa à proteção e a preservação de uma amostra de Floresta Ombrófila Mista situada na Fazenda Berthier. O Parque possui uma área de 12.841ha e está localizado no bioma Mata Atlântica. O clima predominante, segundo a classificação de Koeppen, é temperado chuvoso (Cf) de ambiente úmido, com temperatura média anual inferior a 18°C, e a média do mês mais quente compreendida entre 18°C e 22°C (FATMA, 2015).

Coleta de Dados

Foram escolhidas três áreas distintas: Área 1- caracterizado pela presença de vegetação secundária, com a intercalação de espécies clímax e espécies pioneiras, como *Merostachys multiramea* Hack Área; 2-

Área de Mata nativa, predominando a vegetação da Floresta Ombrófila Mista em bom estado de conservação; Área 3- Área caracterizada pela predominância de vegetação rasteira e arbustiva, estando em um processo de regeneração devido a impactos antrópicos, como a extração da madeira.

Para as coletas utilizamos armadilhas Pitfall, constituídas de um recipiente plástico (12 × 13,4 × 18 cm) enterrado ao nível do solo com água e detergente para quebrar a tensão superficial da água. Para tal, foram instaladas três armadilhas equidistantes um metro em cada uma das áreas, totalizando nove armadilhas. Durante três dias consecutivos realizou-se a vistoria, coletando e armazenando os espécimes em álcool 70%. Os animais coletados foram identificados até o menor táxon possível, com auxílio do livro Entomologia Didática de Zundir José Buzzi.

Análise de dados

Realizou-se uma Análise de agrupamento utilizando a medida de distância de Bray-Curtis, através do software R, para medir a similaridade da composição da comunidade entre as amostras. Com auxílio do programa estatístico Past, foram calculados os índices de diversidade de shannon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J), o qual constata a forma pelo qual o número de indivíduos está distribuído entre as diferentes espécies.

RESULTADOS

Durante o período de estudo, 301 artrópodes foram coletados sendo distribuídos em 13 ordens. A área 1, representada pela presença de *M. multiramea* correspondeu a 29,56% de todos os indivíduos coletados, e a área 2, reconhecida por Mata Nativa apresentou 26,57% destes. O maior número de indivíduos foi encontrado na área com vegetação rasteira (área 3), correspondendo a 43,85% de todos os artrópodes coletados, sendo também a área com a maior riqueza identificada entre as demais (10 ordens) (Tabela 1).

Tabela 1. Ordens de artrópodes e estimadores de diversidade encontrados em três áreas estudadas. Área 1- *Merostachys multiramea*, Área 2- Mata Nativa e Área 3- Vegetação rasteira.

	<i>Merostachys multiramea</i>	Mata Nativa	Vegetação rasteira
Coleoptera	10	10	24
Orthoptera	9	16	5
Hymenoptera	12	15	40
Araneae	3	3	9
Diptera	52	28	46
Hemiptera	1	0	0
Blattodea	1	5	3
Collembola	1	0	0
Lepidoptera	0	3	0
Trichoptera	0	0	2
Opiliones	0	0	1
Dermaptera	0	0	1
Odonata	0	0	1
Riqueza	8	7	10
Abundância	89	80	132
Abundância Total			301
Shannon_H	1,327	1,683	1,607
Equitabilidade	0,6382	0,8647	0,6978

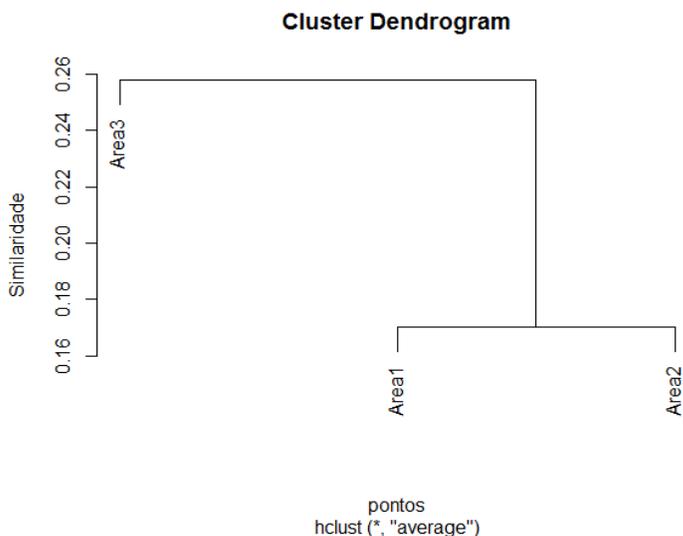
Entre as ordens mais representativas destacou-se: Diptera com 46,86% de todos os indivíduos coletados seguindo por Hymenoptera com 22,25% e Coleoptera com 14,61% dos artrópodes. Representantes da ordem Opiliones, Dermaptera e Odonata ocorreram apenas na área composta por vegetação rasteira, enquanto a Lepidoptera se fez presente apenas na área de Mata Nativa.

O índice de diversidade, avaliado através do Índice de Shannon (H'), foi maior na área 2, correspondente a Mata Nativa ($H' = 1,683$), seguindo pela área 3, representada pela vegetação rasteira ($H' = 1,607$) e

área 1, reconhecida pela presença de *M. Multiramea* ($H' = 1,327$). O Índice de Equitabilidade de Pielou apresentou maior valor na área 2- de Mata Nativa ($J = 0,8647$), seguido pela área 3-vegetação rasteira ($J = 0,6978$) e área 1- *M. Multiramea* ($J = 0,6382$).

Em relação à composição das comunidades, a análise de similaridade demonstrou que houve um agrupamento da fauna de artrópodes que habitam a Área 1 (*M. multiramea*) com a fauna da Área 2 (Mata Nativa), existindo uma menor similaridade entre a comunidade da Área 3 (Vegetação rasteira) quando comparada as demais (Figura 1).

Figura 1. Dendrograma (Bray-curtis) representando a similaridade na composição das comunidades de artrópodes nas áreas estudadas: Área 1- *Merostachys multiramea*, Área 2- Mata Nativa e Área 3- Vegetação rasteira.



DISCUSSÃO

A diversidade vegetal influencia na quantidade e qualidade dos recursos alimentares, controlando a ocorrência de organismos em um local (WARREN e ZOU, 2002). Diversos autores (SUGUITURU et al., 2011; PAIS

e VARANDA, 2010) afirmam que existe diferença na composição da fauna de artrópodes em distintas formações vegetais. No presente trabalho, nossa hipótese em relação a similaridade foi parcialmente corroborada, pois apesar de haver similaridade entre as áreas composta por vegetação nativa (área 2) e área com a presença de *M. Multiramea* (área 1), houve dissimilaridade destas em relação a área 3 correspondente a vegetação rasteira. A similaridade na composição entre as áreas com a presença de *M. multiramea* e Mata Nativa, reflete o estágio de regeneração em que a *M. multiramea* se encontra. Espécies de bambus nativos como a *M. multiramea* são colonizadores que inibem ou restringem o desenvolvimento de outras espécies (GRISCOM e ASHTON, 2003). Uma particularidade da referida espécie é seu longo ciclo de vida (de 3 a 120 anos) com uma floração massiva, liberação de sementes e morte dos indivíduos (MCCLURE, 1973; KEELEY e BOND, 1999). A espécie encontra-se atualmente em processo de regeneração, não influenciando fortemente na estrutura vegetal do ambiente fato que pode explicar a similaridade na composição da comunidade de artrópodes entre as duas áreas.

Em relação à riqueza, os resultados obtidos foram diferentes do esperado, já que a área 3 correspondente a vegetação rasteira apresentou maior riqueza em relação as demais. Este resultado pode estar relacionado com a alta abundância de espécies encontradas neste local. Este fato associado à proximidade da área com um curso d'água explica a maior riqueza neste ambiente. Além disso, as ações antrópicas sofridas na referida área podem ter afetado seu equilíbrio natural, já que níveis intermediários de perturbações podem promover o aumento da riqueza de alguns grupos específicos de artrópodes, assim como perturbações de maior grandeza, podem causar perda na riqueza e/ou diversidade deste grupo (THOMAZINI e THOMAZINI, 2000).

Nossos resultados demonstraram através dos índices de Shannon e Equitabilidade de Pielou que a área 2 (Mata nativa) apresentou maior valor de diversidade e equitabilidade de espécies. O fato dessa área ser mais diversa indica que ela apresenta condições ambientais mais

favoráveis, com maior disponibilidade de recursos e nichos (FINKE e SNYDER, 2008), proporcionando uma melhor estrutura com diversidade de espécies e uma distribuição mais equilibrada.

A maior representação das ordens Diptera, Hymenoptera e Coleoptera relaciona-se com a sua ampla distribuição e adaptação a todos os habitats. Além disso, costumam estar associados à matéria orgânica, nas quais desempenham muitas vezes, papel de decompositores dependendo do substrato para sua sobrevivência (BATTIROLA et al., 2007). A presença da ordem Odonata apenas na área de regeneração inicial está associada ao fato desta situar-se próximo a um corpo d'água, já que este ambiente é propício para sua ocorrência. As demais ordens encontradas exclusivamente em uma área possuem potencial de ocorrência em todas as áreas de estudo, porém acreditamos que pelo curto tempo de coleta não foram amostradas.

Nossas hipóteses foram parcialmente corroboradas, sendo necessária a realização de mais trabalhos com maior escala e esforço amostral para melhor entendimento da artropodofauna local. Estudos com artrópodes são de grande relevância, pois podem ser úteis na avaliação da qualidade ambiental em ecossistemas naturais (SILVA e AMARAL, 2013).

AGRADECIMENTOS

Ao Parque Estadual das Araucárias, pelo espaço para o desenvolvimento do estudo, e à CAPES, pelas bolsas de mestrado.

REFERÊNCIAS

ARAUJO SDM, GUIMARÃES IF, ÁLVARES SR, NUNES BC, FARIA AP, LOPES KAR. **Levantamento preliminar da entomofauna no centro de estudos da natureza da Universidade do Vale do Paraíba, São José dos Campos, SP.** In: XII Encontro Latino Americano de Iniciação Científica, 2008.

BATTIROLA LD. Artrópodo-fauna associada à copa de *Attalea phalerata* (Arecaceae) durante o período de cheia na região do Pantanal de Poconé – MT. 2003. **Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade)** – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2003.

BATTIROLA LD, ADIS J, MARQUES MI, SILVA FH. Comunidade de artrópodes associada à copa de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae) durante o período de cheia do Pantanal de Poconé, MT. **Neotropical Entomology**, MT, v. 5, n. 36, p. 640–651, 2007.

BUZZI ZJ. **Entomologia Didática**. UFPR, 2005.

ELTON CS. The structure of invertebrate populations inside neotropical rain forest. **Journal of Animal Ecology**, v. 42, p. 55–103, 1973.

FERREIRA RL, MARQUES MMGSM. A fauna de artrópodes de serapilheira de áreas de monocultura com *Eucalyptus* sp. e mata secundária heterogênea. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, v.27, p. 395–403, 1998.

FERREIRA NA. Diversidade, riqueza e abundância de artrópodes em uma área de mata urbana. In: **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, 2007.

FINKE DL, SNYDER WE. Niche partitioning increases resource exploitation by diverse communities. **Science**, v.321, p. 1488–1490, 2008.

GRISCOM BW, ASHTON MS. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in southeastern Peru. **Forest Ecology and Management**, v. 175, p. 445–454, 2003.

HICKMAN CP, ROBERTS LS, LARSON A. **Princípios integrados de Zoologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 11ª Ed. 2012.

KEELEY JE, BOND WJ. Mast flowering and semelparity in bamboos: the bamboo fire cycle hypothesis. **American Naturalist**, v. 154, p. 383–391, 1999.

LACERDA AEB, KELLERMANN B. When native species become invasive: the case of bamboos in fragmented forests of southern Brazil. **The Annual Meeting of the Ecological Society of America**, Minneapolis. 2013.

LONGCORE T. Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in Coast Sage Scrub (California, USA). **Restoration Ecology**, v.11, p. 397–409, 2003.

MAESTRI R, LEITE MADS, SCHMITT LZ, RESTELLO RM. Efeito de mata nativa e bosque de Eucalipto sobre a riqueza de artrópodos na serrapilheira. **Perspectiva, Erechim**, v.37, Edição Especial, p. 31–40, março/2013.

NAEEM S, THOMPSON LJ, LAWLER SP, LAWTON JH, WOODFIN RM. Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**. v.347, p. 249–262, 1995.

McCLURE FA. Genera of Bamboos Native to the New World (Gramineae: Bambusoideae). **Smithsonian Contributions to the Botany**, Smithsonian Institution Press, Washington, v. 9, p. 148, 1973.

PAIS MP, VARANDA EM. Arthropod Recolonization in the Restoration of a Semideciduous Forest in Southeastern Brazil. **Neotropical Entomology**. p.198-206. 2010

FATMA. Plano de Manejo do Parque Estadual das Araucárias. Fase II, 2015.

SILVA LN, AMARAL AA. Amostragem da mesofauna e macrofauna de solo com armadilha de queda. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 8, n. 5, p. 108–115, 2013.

SUGUITURU SS, SILVA RR, SOUZA DR, MUNHAE CB, MORINI MSC. Ant community richness and composition across a gradient from *Eucalyptus* plantations to secondary Atlantic Forest. **Biota Neotropica**. p. 369-376, 2011.

TEWS J, BROSE U, GRIMM V, TIELBÖRGER K, WICHMANN MC, SCHWAGER M, JELTSCH F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography** v. 3, p. 79–92, 2004.

THOMAZINI MJ, THOMAZINI APBW. A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas. Rio Branco: **Embrapa Acre**, 21p, 2000.

TILMAN D, WEDIN D, KNOPS J. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. **Nature**. v.379, p.718-720, 1996.

VIEIRA LM, MENDEL SM. Riqueza de artrópodes relacionada à complexidade estrutural da vegetação: uma comparação entre métodos. **Ecologia de Campo – Curso de Campo 2002**. UFMS. Campo Grande-MS, 2002.

WARREN MW, X ZOU. Soil macrofauna and litter nutrients in three tropical tree plantations on a disturbed site in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management** v. 170 p.161–171, 2002.

DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DE UMA COMUNIDADE DE ANUROS EM UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DO SUL DO BRASIL

Patrícia Nunes^{1*}, Rafaela Martinelli da Costa¹, Samir Savacinski ¹

Resumo

A compreensão da composição das comunidades de anuros é fundamental para a implementação de medidas de conservação em ecossistemas florestais. No presente estudo, foi avaliada a distribuição espacial e temporal de uma comunidade de anuros do Parque Estadual das Araucárias (PAEAR) em sítios e turnos de vocalização. Foram realizadas observações durante o período da noite (18:00 às 00:00), sendo registradas 12 espécies distribuídas em três famílias: Leptodactylidae, Hylidae e Bufonidae. A maioria das espécies apresentou vocalização contínua (18:00 e 00:00), com predominância nos ambientes empoleirados com vegetação arbustiva e arbórea próximas ao nível da água. A alta riqueza encontrada no PAEAR destaca sua importância para a proteção e conservação da diversidade nesse remanescente de Floresta Ombrófila Mista, bem como da diversidade regional.

Palavras-chave: Anfíbios; anurofauna; sítios de vocalização; turnos de vocalização.

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI,

*patik.nunes@hotmail.com

Abstract

Understanding the composition of anuran communities is fundamental for the implementation of conservation policies in forest ecosystems. In the present study, the spatial and temporal distribution of the anuran community of the Araucarias State Park (PAEAR) was evaluated through sites and shifts of vocalization. Observations were made during the night (18:00 to 00:00), and 12 species distributed in three families were observed: Leptodactylidae, Hylidae and Bufonidae. The majority of the species presented continuous vocalization (18:00 and 00:00), with predominance in environments with shrub and tree vegetation near the water level. The high richness found in PAEAR, highlights its importance for the protection and conservation of the diversity of a remnant of Mixed Ombrophilous Forest.

Keywords: Amphibians; anurans fauna; vocalization sites; vocal shifts.

INTRODUÇÃO

Estudos referentes a distribuição espacial e temporal dos organismos são fundamentais para a compreensão dos processos ecológicos do ambiente (BREWER, 1994). Esses padrões de distribuição estão relacionados às características do habitat, recursos alimentares, sítios de oviposição e eventos climáticos (PULLIAM, 1988), e permitem que ocorra a coexistência de diferentes espécies de anuros no mesmo habitat durante o período de reprodução (CONTE e MACHADO, 2005; SANTOS et al., 2007).

Diversos estudos relacionados as comunidades de anuros têm sido realizados no Brasil (TOLEDO et al., 2003; VASCONCELOS e ROSA-FERES, 2005; CAMPOS et al., 2013), e demonstram padrões de distribuição temporal entre as espécies de anuros, através dos sítios de vocalização (CONTE e MACHADO, 2005; SANTOS et al., 2007). Além de padrões de distribuição espacial, através dos micro-habitats como sítios de reprodução, que são utilizados de forma distinta para cada espécie (STEBBINS e COHEN, 1997).

Os sinais acústicos emitidos pelos anuros são mecanismos passíveis de indicar a distribuição das espécies ao longo do gradiente topográfico (CONTE e MACHADO, 2005), além de participarem do comportamento social e biologia da reprodução, através da atração das fêmeas (RYAN, 2001; ZIEGLER et al., 2011). Estes sinais tornam possível que dentro de uma comunidade, as espécies consigam vocalizar em diferentes micro-habitats (DUELLMAN e PYLES, 1983). A atividade de vocalização de uma comunidade de anuros está correlacionada com os fatores temporais, estando relacionadas com o modo de vida de cada espécie (ÁVILA e FERREIRA, 2004). De acordo com Grandinetti e Jacobi (2005), as comunidades de anuros são extremamente dependentes da vegetação ciliar, pois, os estratos herbáceos arbustivos são utilizados para a vocalização.

A Mata Atlântica abriga uma parcela significativa da diversidade biológica, com altos níveis de endemismo e distintas formações vegetais (MYERS et al., 2000). A Floresta Ombrófila Mista, conhecida como “Mata de Araucária” é uma das fitofisionomias vegetais que compõem a Mata Atlântica (VELOSO et al., 1991). Estas formações vegetais são encontradas na região sul do Brasil e são marcadas por altos níveis de degradação ambiental (CARLUCCI et al., 2011). Expedições que avaliam as comunidades de anuros são importantes ferramentas, que podem ser utilizadas para definir quais espécies podem ter sido extintas ou estarem ameaçadas devido a modificação de seus micro-habitats (HADDAD, 2008)

Devido a estas premissas, o presente estudo tem por objetivo (i) identificar a riqueza de espécies que habitam uma lagoa do Parque Nacional das Araucárias no Estado de Santa Catarina, Sul do Brasil, (ii) identificar os padrões de distribuição espacial e temporal das espécies da comunidade.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual das Araucárias, localizado entre os municípios de São Domingos e Galvão, região oeste do estado de Santa Catarina. O clima caracteriza-se como Clima Subtropical úmido (classificação climática Köppen-Geiger: Cfa). O Parque Estadual das Araucárias está inserido no bioma Mata Atlântica, compreendendo a formação fitogeográfica Floresta Ombrófila Mista, caracterizando-se pela presença marcante de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze. Trata-se de um importante remanescente de Floresta Ombrófila Mista no estado de Santa Catarina, apresentando uma notável diversidade de anuros. Seu uso é destinado à preservação de ecossistemas naturais de importância ecológica e cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas, realização de atividades voltadas à educação ambiental, recreação em contato com a natureza e a promoção do turismo ecológico.

O estudo foi realizado em uma lagoa (Figura 1) pertencente ao Parque Estadual das Araucárias, localizada nas coordenadas geográficas (26°27'17.5"S 52°34'12.4"W). O ambiente de estudo é considerado uma área de ecótono entre ecossistema lacustre e florestal, caracterizando-se por apresentar uma elevada riqueza de espécies que necessitam de recursos de ambos ecossistemas para sobreviver (RODRIGUES, 2013). No ecossistema lacustre destaca-se a presença de macrófitas, *Lemna* sp. (lentilha d' água), fitoplâncton e matéria orgânica em suspensão. No ecossistema florestal em estágio sucessional da floresta, entre as espécies presentes podemos destacar *Merostachys multiramea* Hackel (taquara lisa), *Myrsine ferruginea* (capororoca) e *Luehea divaricata* (açoita-cavalo).

Figura 1. Lagoa pertencente ao Parque Estadual das Araucárias. Utilizada para a coleta de dados durante o monitoramento da anurofauna.



Coleta de dados

O registro dos anuros foi realizada no mês de novembro de 2018, durante o turno da noite (18:00 - 00:00 h). Para o registro das espécies foi utilizado o método do censo de visualização (VES - *visual encounter survey*). Este método consiste em deslocamentos de forma aleatória em torno do ponto de amostragem, abrangendo todos os micro-habitats acessíveis (chão, troncos, galhos, vegetação, serapilheira), visando a localização de anuros em atividade ou possíveis locais de abrigo. Simultaneamente com o método de visualização, foram utilizadas amostragens auditivas, com a utilização de um gravador portátil (CRUMP e SCOTT, 1994; PEREIRA JUNIOR et al., 2013). Esses dois métodos tornam-se complementares para a identificação da distribuição de anuros (DOAN, 2003).

A identificação das espécies foi realizada através da observação dos indivíduos e também pelas vocalizações emitidas pelos machos. Os anuros observados também foram identificados com o auxílio da literatura científica (HADDAD et al., 2008). Para estimar a riqueza foram contabilizados os anuros localizados vocalizando, além dos anuros avistados perto das poças sem vocalizar (LIPINSKI e SANTOS, 2014). Fotografias de todos os anuros encontrados foram utilizadas para auxiliar na identificação de espécies não conhecidas.

Para analisar os padrões de vocalização dos anuros, foi utilizada uma metodologia adaptada de Prado e Pombal Junior (2005) e Costa-Campos e Freire (2015), sendo os padrões de vocalização classificados respectivamente de acordo com o horário da emissão dos sons: período crepuscular (18:00 às 20:00 h), período noturno (20:00 às 00:00 h) e contínuo (18:00 às 00:00 h), o qual corresponde a vocalização durante todo o período da amostragem.

Os indivíduos observados em atividade de vocalização foram relacionados com os seguintes sítios: I) solo exposto, II) interior de corpos d'água, III) vegetação presente no interior do corpo d'água, IV) empoleirados (nível 1) em vegetação herbácea (até 50 cm), V) empoleirados

(nível 2) em vegetação arbustiva (51 cm a 150 cm), VI) empoleirados (nível 3) em vegetação arbórea (superior à 150 cm), segundo metodologia adaptada (PRADO e POMBAL JUNIOR, 2005; COSTA-CAMPOS e FREIRE, 2015).

RESULTADOS

Durante o monitoramento foram registradas 12 espécies de anuros, pertencentes a 3 famílias. A família Leptodactylidae não apresentou associação aos turnos de vocalização, porém, esteve associada ao sítio de vocalização II. Para a família Hylidae, todas as espécies foram encontradas vocalizando no turno contínuo e distribuídas entre os sítios de vocalização I, III, IV e V. Para a família Bufonidae foi observada associação ao turno de vocalização noturno e sítio de vocalização I (Tabela 1). Dentre as espécies encontradas, *Rhinella henseli* e *Melanophryniscus* sp. não estavam presentes no plano de manejo do Parque Estadual das Araucárias.

Tabela 1. Lista de espécies de anuros encontradas em uma lagoa no Parque Estadual das Araucárias. Turnos de vocalização, indicando o horário da vocalização, sendo crepuscular (18:00 às 20:00), noturno (20:00 às 00:00) e contínuo (18:00 às 00:00). Sítios de vocalização, sendo respectivamente: I) solo exposto, II) interior de corpos d'água, III) vegetação presente no interior do corpo d'água, IV) empoleirados (nível 1) em vegetação herbácea (1 a 50 cm), V) empoleirados (nível 2) em vegetação arbustiva (51 a 150 cm), VI) empoleirados (nível 3) em vegetação arbórea (mais de 150 cm).

Espécie	Turno	Sítios
LEPTODACTYLIDAE		
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	Crepuscular	II
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	Noturno	II
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826)	Contínuo	II
<i>Physalaemus gracilis</i> (Boulenger, 1883)	Contínuo	II
HYLIDAE		
<i>Aplastodiscus perviridis</i> A. Lutz in B. Lutz, 1950	Contínuo	V
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	Contínuo	III, IV, V
<i>Hypsiboas faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	Contínuo	IV

Espécie	Turno	Sítios
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	Contínuo	IV
<i>Scinax perereca</i> Pombal, Haddad & Kasahara, 1995	Contínuo	I, IV
<i>Scinax granulatus</i> (Peters, 1871)	Contínuo	I, V
BUFONIDAE		
<i>Melanophryniscus</i> sp.	Noturno	I
<i>Rhinella henseli</i> (A. Lutz, 1934)	Noturno	I

Os micro-habitat mais utilizados foram os sítios de vocalização I (solo exposto), II (interior de corpos de água) e IV (empoleirados em vegetação herbácea até 50 cm), com ocorrência de quatro espécies para cada um dos sítios, seguida do sítio V (empoleirados em vegetação arbustiva de 51 cm a 150 cm), com ocorrência de três espécies e sítio III (vegetação presente no interior do corpo d'água), com uma espécie. Quanto aos períodos de vocalização utilizados por cada espécie podemos destacar Período Crepuscular: *Leptodactylus fuscus*; período noturno: *Leptodactylus latrans*, *Melanophryniscus* sp. e *Rhinella henseli*; periodo noturno: *Physalaemus cuvieri*, *Physalaemus gracilis*, *Aplastodiscus perviridis*, *Dendropsophus minutus*, *Hypsiboas faber*, *Scinax fuscovarius*, *Scinax perereca*, e *Scinax granulatus* (Figura 2).

Figura 2. Representantes da anurofauna registrada no Parque Estadual das Araucárias. A= *Scinax perereca*; B= *Hypsiboas faber*; C= *Dendropsophus minutus*; D= *Aplastodiscus perviridis*; E= *Physalaemus cuvieri*; F= *Leptodactylus latrans*.



DISCUSSÃO

O presente estudo buscou identificar a distribuição espacial e temporal de uma comunidade de anuros no Parque Estadual das Araucárias. De acordo com os resultados obtidos, foram encontradas 12 espécies de anuros, divididas em três famílias, sendo duas espécies não pertencentes ao plano de manejo do parque. As espécies parecem demonstrar distribuição espacial entre os sítios de vocalização. Em áreas cobertas por formações vegetais, o número de micro-habitats disponíveis como sítio de vocalização pode ser maior do que em áreas abertas (POMBAL e POMBAL, 1997). Desta forma, podemos explicar a riqueza de espécies e sua distribuição ao longo dos micro-habitats utilizados (CARDOSO et al., 1989).

Os organismos encontrados demonstram associação a nível de família com os micro-habitats de vocalização. A família Leptodactylidae esteve associada ao interior do corpo d'água, a família Hylidae esteve associada ao solo exposto, empoleirados em vegetação herbácea e vegetação arbustiva e Bufonidae esteve associada exclusivamente ao solo exposto. A distribuição espacial mais ampla dos indivíduos da família Hylidae é explicada pelo tamanho e massa corporal das espécies (CRUMP, 1971; POMBAL e POMBAL, 1997), sendo comum espécies maiores e mais pesadas vocalizarem no chão ou empoleiradas em vegetações robustas, enquanto que espécies menores e mais levianas, são encontradas em folhas e pequenas vegetações (PRADO e POMBAL, 2005).

Para os padrões de distribuição temporal, a maioria das espécies apresentou vocalização contínua (18:00 às 00:00), com predominância à ambientes empoleirados e próximos do corpo d'água. Também houve a presença de espécies com vocalização crepuscular (18:00 às 20:00) e noturno (20:00 às 00:00). Sendo assim, os sítios de vocalização auxiliam na coexistência das espécies de anuros em um mesmo ambiente através da partilha acústica (LIPINSKI e SANTOS, 2014). Estes fatores também

demonstram dependência com os sítios de oviposição ocupados pelas espécies (VIEIRA et al., 2007).

Os resultados obtidos neste estudo demonstram que o Parque estadual das Araucárias possui uma importante riqueza de anuros, amplamente distribuída através dos micro-habitats e sítios de vocalização ocupados pelas espécies. Estas espécies encontram-se distribuídas ao longo dos diversos estágios de formações vegetais. Conclui-se, portanto, que a presente unidade de conservação possui importância na proteção e conservação da anurofauna local.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES). Os autores agradecem ao guia do Parque Estadual das Araucárias, Sr. Juarez Camera e a todos os colaboradores do grupo Grimpeiro.

REFERÊNCIAS

ÁVILA RW, FERREIRA VL. Riqueza e densidade de vocalizações de anuros (Amphibia) em uma área urbana de Corumbá, Mato Grosso do Sul, Brasil.

Revista Brasileira de Zoologia, v.21, n.4, p. 887–892, 2004.

BREWER R. **The Science of Ecology**. Philadelphia: Saunders Collage Pub, 1994. 773 p.

CAMPOS VA, ODA FH, JUAN L, BARTH A, DARTORA A. Composição e riqueza de espécies de anfíbios anuros em três diferentes habitats em um agrossistema no Cerrado do Brasil central. **Biota Neotropica**, v. 13, n.1, p. 124–132, 2013.

CARDOSO AJ, ANDRADA GV, HADDAD CFB. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.49, n.1, p. 241–249, 1989.

CARLUCCI MB, JARENKOW JA, DUARTE LS, PILLAR VP. Conservação da Floresta com Araucária no Extremo Sul do Brasil. **Natureza & Conservação**, v.9, n.1, p. 111–114, 2011.

CONTE CE, MACHADO RA. Riqueza de espécies e distribuição espacial e temporal em comunidade de anuros (Amphibia, Anura) em uma localidade de Tijucas do Sul, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 940–948, 2005.

COSTA-CAMPOS CE, FREIRE EMX. **Ecologia de comunidades de anfíbios anuros em diferentes fitofisionomias de uma área de Savana amazônica**. 2015. 147p. Dissertação (Doutorado em Psicobiologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, UFRN. 2015.

CRUMP ML. Quantitative analysis of the ecological distribution of a tropical herpetofauna. **Museum of Natural History**, University of Kansas, Lawrence n.3, p. 1–62, 1971

CRUMP ML, SCOTT NJJ. Visual encounter surveys. In: HEYER, W. R. et al. **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians**. Smithsonian Institution Press, Washington, USA, p. 84–92, 1994.

DOAN TM. Which methods are most effective for surveying rain Forest herpetofauna? **Journal of Herpetology**, v. 37, n. 1, p. 72–81, 2003.

DUELLMAN WW, PYLES RA. Acoustic resource partitioning in anuran communities. **Copeia**, v. 1983, n. 3, p. 639–649, 1983.

GRANDINETTI L, JACOBI CM. Distribuição estacional e espacial de uma taxocenose de anuros (Amphibia) em uma área antropizada em Rio Acima – MG. **Lundiana**, v. 6, n.1, p. 21–28, 2005.

HADDAD CFB. 2008. Anfíbios: uma análise da Lista Brasileira de Anfíbios Ameaçados de Extinção. In Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção (A.B.M. Machado, G.M. Drummond, & A.P. Paglia, eds.). **Ministério do Meio Ambiente**, Brasília-DF, v. 2, 2008, p. 1420.

LIPINSKI VM, SANTOS TG. Estrutura e organização espacial de duas comunidades de anuros do bioma Pampa **Iheringia, Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 104, n. 4, p. 462–469, 2014.

MYERS N, MITTERMEIER RA, MITTERMEIER CG, Fonseca da GAF, & J. Kent. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v 403, p. 853–858, 2000.

PEREIRA JUNIOR APP, CAMPOS CEC, ARAÚJO AS. Composição e diversidade de anfíbios anuros do campus da Universidade Federal do Amapá. **Biota Amazônia**, v. 3, n. 1, p. 13–21, 2013.

- POMBAL JR, POMBAL J. Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.57, n.4, p. 583–594, 1997.
- PRADO G M, POMBAL JR J P. Distribuição espacial e temporal dos anuros em um brejo da Reserva Biológica de Duas Bocas, sudeste do Brasil. **Arquivos do Museu Nacional**. v. 63, n. 4, p. 685–705, 2005.
- PULLIAM HR. Soucer, skins and population regulation. **American Naturalist**, v.132, p. 642-661, 1988.
- RODRIGUES E. **Ecologia da Restauração**. Londrina: Editora Planta, 2013.
- RYAN, MJ. **Anuran communication**. Smithsonian Institution Press, Washington, London, 2001. 252 p.
- SANTOS, TG, ROSSA-FERES DC, CASATTI L. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. **Iheringia Série Zoológica**, Porto Alegre, v. 97, n.1, p. 372001.49, 2007.
- STEBBINS RC, COHEN NW. **A natural history of amphibians**. Princenton: Princenton University Press, 336p. 1997.
- TOLEDO LF, ZINA J, HADDAD CFB. Distribuição Espacial e Temporal de uma Comunidade de Anfíbios Anuros do Município de Rio Claro, São Paulo, Brasil. **Holos Environment**, v.3, n.2, p. 1362001.149, 2003.
- VASCONCELOS TS, ROSA-FERES DC. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo. **Biota Neotrop**, v.5, n. 2, p. 1372001.150, 2005.
- VELOSO HP, RANGEL-FILHO ALR, LIMA JCA. **Classificação da Vegetação Brasileira, Adaptada a um Sistema Universal**. IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, 1991.
- VIEIRA WLS, ARZABE C, SANTANA GG. Composição e distribuição espaço-temporal de anuros no cariri paraibano, nordeste do Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p.383-396, 2007
- ZIEGLER L, ARIM M, NARINS PM. Linking amphibian call structure to the environment: the interplay between phenotypic flexibility and individual attributes. **Behavioral Ecology**, v. 22, n. 3, p. 520–526, 2011.

INFLUÊNCIA DA LUMINOSIDADE NA DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE LIQUENS EM DIFERENTES ÁREAS VEGETACIONAIS

David Liposki Biassi¹, Gabriela Galeti¹, Nádia Kroth^{1*}, Ronei Baldissera¹

Resumo

Algumas morfoespécies de líquens são mais adaptadas para suportar ambientes com maior intensidade de luz e estresse por falta de água, enquanto outras sobrevivem melhor em áreas fechadas e de maior umidade, além disso, possuem características funcionais que respondem diretamente a mudanças no ambiente. O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da luminosidade na diversidade taxonômica e funcional de líquens. A amostragem foi realizada em duas áreas de vegetação, sendo uma área de vegetação densa com araucária e uma área de vegetação pioneira. Os líquens foram amostrados em seis transectos com o auxílio de um gabarito e a luminosidade foi medida em cada área com um termo higrômetro. Foram registradas 18 morfoespécies de líquens e uma relação significativa entre a riqueza e luminosidade, bem como uma diferença significativa na divergência funcional entre as áreas. O padrão encontrado de divergência funcional pode indicar uma estratégia ecológica, onde as morfoespécies passam a divergir, como forma de evitar a exclusão competitiva. As comunidades de líquens registradas neste estudo respondem às modificações de estrutura da floresta, principalmente no que tange a entrada de luz.

Palavras-chave: morfologia; filtro ambiental; divergência funcional; bioindicadores.

¹Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – Universidade Comunitária da Região de Chapecó – UNOCHAPECÓ,

*Autor correspondente: nadia.kroth@unochapeco.edu.br

Abstract

Some morphospecies of lichens are more adapted to support environments with greater intensity of light and hidric stress, while others survive better in closed areas and of greater humidity, in addition, they have functional characteristics that respond directly to changes in the environment. The objective of this work was to evaluate the effect of luminosity on the taxonomic and functional diversity of lichens. Sampling was carried out in two areas of vegetation, being an area of dense vegetation with araucaria and a pioneer vegetation area. The lichens were sampled in six transects with the aid of a template and the luminosity was measured in each area with a hygrometer. Were recorded 18 morphospecies of lichens and a significant relationship between richness and luminosity, as well as a significant difference in the functional divergence between the areas. The found pattern of functional divergence may indicate an ecological strategy, where the morphospecies begin to diverge, as a way of avoiding competitive exclusion. The lichen communities recorded in this study respond to changes in the structure of the forest, especially in luminosity.

Keywords: morphology; environmental filter; functional divergence; bioindicators.

INTRODUÇÃO

Compreender como as comunidades são organizadas e como estas respondem a mudanças ambientais pode ser complexo quando se trata de algumas comunidades de espécies específicas (LEWIS; ELLIS, 2010). A influência dos fatores físicos do ambiente, como luz, temperatura e umidade (MOSCOVICH, 2006) são importantes para essa compreensão, pois geram heterogeneidade ambiental e contribuem para o aumento da diversidade das espécies em determinado ambiente (MARTINS et al., 2017).

Os líquens são associações simbióticas entre algas e fungos (FLEIG e GRÜNINGER, 2008) e são usualmente utilizados como indicadores sensíveis de qualidade ambiental e das condições climáticas (KRANNER et al., 2008). Diferentes espécies de líquens possuem uma ampla gama de condições ótimas no que diz respeito à umidade, temperatura, qualidade e estabilidade do substrato, e, necessidades de nutrientes (MARINI et al., 2011). Algumas morfoespécies são mais adaptadas para suportar ambientes com maior intensidade de luz e estresse por falta de água, enquanto outras espécies sobrevivem em áreas fechadas e de maior umidade (KOCH et al., 2013; BENÍTEZ et al., 2018).

Os atributos funcionais dos líquens podem estar ligados a fatores bióticos e abióticos (De BELLO et al., 2010; WEBB et al., 2010) e podem responder diretamente a mudanças no ambiente (BENÍTEZ et al., 2018), como distúrbios e manejos florestais (ARAGÓN et al., 2010; NASCIMBENE et al., 2013; PINHO et al., 2016), bem como fragmentações e sucessões de florestas (KOCH et al., 2013). Sua abundância e distribuição são influenciadas principalmente pela umidade e intensidade de luz (GAUSLAA, 2014), bem como pela cobertura da copa e diâmetro da árvore (BENÍTEZ et al., 2018) que facilitam seu desenvolvimento.

Em florestas tropicais, o conhecimento ecológico sobre líquens é escasso (CÁCERES, 2008). A falta de estudos nestas florestas, pode se dar pelo fato de que a maioria das espécies de florestas tropicais serem de líquens crostosos, e, que muitas vezes são difíceis de se distinguir dos

troncos (SIPMAN e HARRIS, 1989). Pouco se sabe sobre o comportamento dos atributos em florestas tropicais (CÁCERES et al., 2008). Além disto, se faz necessárias novas pesquisas para elucidar melhor a aplicação dos atributos de líquens como bioindicadores (GIORDANI et al., 2012). Alguns estudos demonstram que determinados atributos funcionais de líquens podem ser bons indicativos das condições ambientais (MARINI et al., 2011). Surge, portanto, a necessidade de novos estudos sobre a relação funcional desses organismos com o ambiente (ELLIS e COPPINS, 2006).

Diante disso, este estudo tem como objetivos avaliar o efeito da luminosidade na diversidade funcional e taxonômica dos líquens em diferentes áreas vegetacionais. Nossa primeira hipótese é de que áreas com diferentes tipos vegetacionais serão diferentes quanto à diversidade taxonômica de líquens, isso devido a influência da luminosidade, esperamos que áreas mais fechadas contenham maior riqueza de morfoespécies. Nossa segunda hipótese é que a luminosidade esteja atuando como filtro ambiental, selecionando os atributos das morfoespécies de líquens nos diferentes tipos de vegetacionais. Sendo assim, espera-se que em áreas abertas os atributos ligados aos líquens foliosos e fruticosos respondam positivamente, pois se adaptam bem ao stress hídrico e à maior intensidade luminosa (KOCH et al., 2013; BENÍTEZ et al., 2018).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual das Araucárias (PAEAR) localizado nos municípios de São Domingos e Galvão, no Estado de Santa Catarina (26°27'08"S e 52°33'56"W) com um total de 612,5 hectares. O PAEAR é uma Unidade de Conservação criada em 30 de maio de 2003, pelo decreto nº 293, como medida compensatória à implantação da Usina Hidrelétrica Quebra Queixo. O parque e seu entorno inserem-se

biogeograficamente no bioma Mata Atlântica, a floresta ombrófila mista é predominante no parque (SANTA CATARINA, 2016).

Antigamente, a região do PAEAR era utilizada para exploração madeireira, principalmente da *Araucaria angustifolia*. Em 1998, iniciaram-se as restrições do corte de madeira a partir da legislação, inviabilizando as atividades madeireiras e permitindo a criação da unidade de conservação. Atualmente a vegetação do parque está dividida em áreas de floresta com presença de araucária, sem a presença da araucária e locais de regeneração mais recentes (SANTA CATARINA, 2016).

Amostragem

As coletas foram realizadas em duas áreas do PAEAR, sendo essas o Bosque Arbóreo Denso com Araucária e área de Vegetação Pioneira, em cada uma das áreas foram selecionados três transectos, totalizando seis comunidades amostradas (unidades amostrais). Uma zona de amortecimento foi estabelecida para evitar a influência da estrada do parque, considerada como área de borda (que abrange da orla/borda da área até 10 metros em direção ao seu interior). Os transectos foram traçados com 50 metros de comprimento e as amostragens dos líquens foram realizadas dentro desse transecto, de 5 em 5 metros, selecionando a árvore mais próxima que contivesse líquen (grupos denominados de macro líquens, que podem ser visualizados a olho nú).

As árvores amostradas obrigatoriamente apresentaram diâmetro maior de 15 cm a altura do peito (1,30m), haja vista que as comunidades líquênicas de árvores mais finas e jovens encontram-se geralmente em um estado de desenvolvimento pouco avançado. Foram descartadas árvores mortas durante as amostragens. Foi levada em consideração também a inclinação destas árvores, sendo coletados dados somente das que apresentassem inclinação inferior a 20° em relação à perpendicular vertical, pois esta influencia diretamente sobre a distribuição de luz e umidade que recebem os líquens.

As amostragens foram realizadas no período de um dia, no mês de novembro de 2018 com o uso de um gabarito de 0,5 m de altura por 0,1 m de largura, subdividido em 20 quadrados de 0,05 m × 0,05 m, posicionada perpendicularmente em relação ao solo e ao norte do forófito pois, a riqueza de espécies de líquens é influenciada pelos pontos cardeais, sendo maior em relação ao ponto cardinal norte (STRAUPE e DONIS, 2006). Todos os 20 quadrados do gabarito perfazem 100%, sendo assim, a cobertura de uma morfoespécie de líquen é estimada com base no número de quadrados ocupados por ela ao longo do gabarito, correspondendo a um percentual. Os líquens foram classificados em morfoespécies e sua riqueza e porcentagem de cobertura no forófito foram determinadas em campo analisando-se o gabarito.

Em cada forófito amostrado também foram medidas características ambientais, como temperatura, umidade e luminosidade. As medidas foram feitas a partir de um termohigrômetro e, posteriormente, foram calculadas as médias para cada variável. O diâmetro (DAP) de cada forófito foi medido com o auxílio de uma fita métrica de costura e também foi calculada a média para o mesmo.

Os atributos funcionais selecionados foram a porcentagem de cobertura de cada morfoespécie no forófito, para verificar relações de competição, a cor do talo (clara, escura), que pode ser relacionado a ambientes que sofreram distúrbios (BENITÉZ et al., 2018) e a morfologia do talo (crostoso, fruticoso, folioso), que é relacionado à absorção e perda de água, temperatura e disponibilidade de luz (GIORDANI et al., 2012, NASCIMBENE e MARINI, 2015). Os atributos foram visualizados e registrados em campo e posteriormente identificados com o auxílio de guia de campo (FLEIG e GRÜNINGER, 2008).

Análise de dados

Para avaliar se a riqueza de morfoespécies de líquens está relacionada com a luminosidade foi utilizada uma análise de regressão simples. Para caracterizar a estrutura da comunidade a partir de uma

perspectiva funcional utilizamos o CWM, que descreve as médias dos atributos funcionais de uma comunidade (De BELLO et al., 2007) e reflete os traços dominantes (GARNIER et al., 2004; VIOLLE et al., 2007; LAVOREL et al., 2008). O CWM representa a soma de cada valor de atributos da espécie pela sua abundância relativa na comunidade. O efeito da luminosidade sobre os CWMs dos diferentes atributos funcionais foram modeladas por regressões simples.

A diversidade funcional foi avaliada pelo índice de riqueza funcional (FRic; VILLÉGER et al. 2008), equidade funcional (FEve; LALIBERTÉ e LEGENDRE, 2010) e divergência funcional (FDiv; LALIBERTÉ e LEGENDRE, 2010). O índice FEve descreve a distribuição das espécies dentro do espaço de características e combina a distribuição de características e uniformidade de abundância relativa de espécies. O FDiv descreve a relação entre os valores de traços das espécies mais abundantes e o centroide da assembleia (LALIBERTÉ e LEGENDRE, 2010). Para detectar possíveis diferenças na diversidade funcional (FRic, FEve e FDiv) nas comunidades, foi utilizada uma análise de variância (ANOVA). Posteriormente, uma análise de coordenadas principais (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012) foi utilizada para acessar quais atributos descreveram as diferenças encontradas nas comunidades.

As análises estatísticas foram conduzidas no R (R CORE TEAM, 2017). Foram utilizados os pacotes SYNCSEA version 1.3.3, FD version 1.0-12, vegan version 2.5-2 e ade4 version 1.7-13. A PCoA foi realizada com o programa MULTIV.

RESULTADOS

Foram coletados dados sobre morfoespécies de líquens de 60 árvores, em seis transectos, três em áreas de vegetação pioneira sem a presença de araucária e três em áreas de vegetação nativa com a presença de araucária, com um total de 18 morfoespécies de líquens registradas (Figura 1).

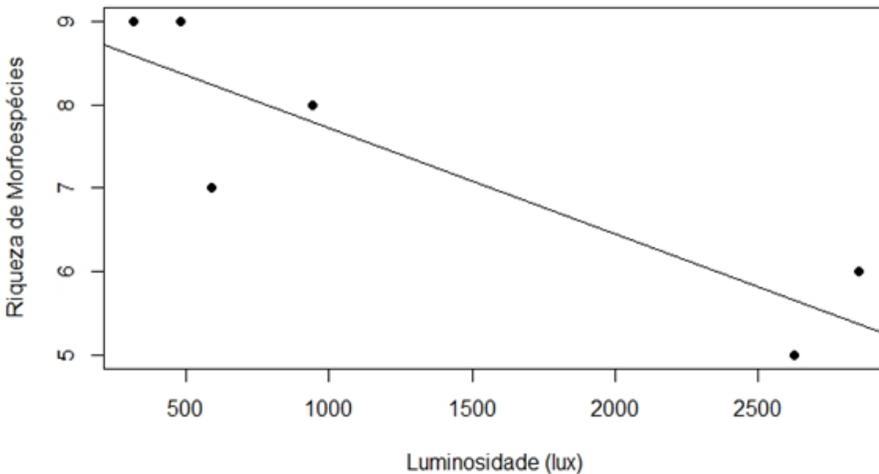
Figura 1. Imagens das morfoespécies encontradas nos forófitos amostrados no Parque Estadual das Araucárias, SC, Brasil.



Nos transectos da área de vegetação pioneira a luminosidade variou em média de 940,2 lux a 2851,3 lux, enquanto que na área de

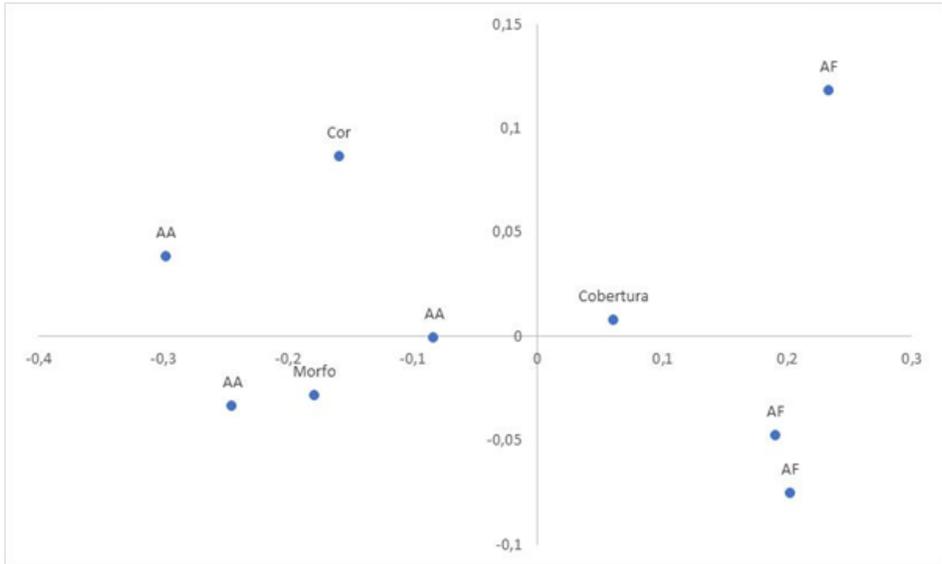
vegetação nativa variou de 315 lux a 587,7 lux. O DAP dos forófitos amostrados na área de vegetação pioneira foi em média de 15,9 cm a 24,2 cm, enquanto que na área de vegetação nativa foi em média de 28,9 cm a 63,2 cm. A riqueza observada nos três transectos de área de vegetação pioneira foram de 8, 5 e 6 respectivamente, e na área de vegetação nativa foi de 9, 7 e 9 respectivamente. Foi observada uma relação significativa entre a riqueza de morfoespécies e luminosidade ($R^2 = 0,7222$; $p = 0,02$) (Figura 2).

Figura 2. Relação entre luminosidade e riqueza de morfoespécies nos seis transectos amostrados no Parque Estadual das Araucárias.



Não foram encontradas diferenças significativa quanto aos CWMs dos atributos em relação a luminosidade, cobertura ($R^2 = -0,0242$; $p = 0,4009$), cor do talo ($R^2 = 0,0401$; $p = 0,3333$) e tipo do talo ($R^2 = 0,3622$; $p = 0,1216$). A riqueza funcional (FRic) não apresentou diferença significativa ($F_{(1,4)} = 0,08$; $p = 0,792$), assim como a equidade funcional (FEve) ($F_{(1,4)} = 0,89$; $p = 0,397$). A divergência funcional por sua vez, apresentou diferença significativa entre as áreas ($F_{(1,4)} = 40,48$; $p = 0,0031$). O primeiro eixo da análise de coordenadas principais (PCoA) explicou 91% da variação encontrada (Figura 3).

Figura 3. Primeiro e segundo eixo da análise de coordenadas principais (PCoA) dos seis transectos amostrados descritos pelos atributos funcionais dos líquens. AF = Área fechada, AA = Área aberta, Cor = Cor do talo, Morfo = tipo do talo, Cobertura = cobertura dos líquens nos forófitos.



Nas comunidades presentes na área aberta foram registradas 12 morfoespécies. As morfoespécies sp5 e sp2 contribuíram com 29% e 25%, respectivamente. Ambas as morfoespécies foram as mais representativas na amostragem de líquens na área aberta, seguidas das sp1 e sp9, conjuntamente, representaram 14% do total da amostragem. Em relação à categorização das morfoespécies, no que concerne em suas características de morfologia externa registradas, houve a presença de três claras foliosas, três claras crostosas, três escuras crostosas e três escuras foliosas. Ao se analisar a percentagem de cobertura das morfoespécies em cada forófito, houve predominância nas sp8, e, sp11 representando 40% de cobertura no forófito, respectivamente, seguidas de sp5 com 39,8% e da sp2 com 37,8%. Na área aberta ainda foi observada a exclusividade das morfoespécies sp1, sp3, sp4, sp7, sp18, e, sp19 (Tabela 1).

Tabela 1. Atributos funcionais e percentagem de cobertura das morfoespécies registradas em área aberta no Parque Estadual das Araucárias.

Morfoespécie	Cor do talo	Tipo de talo	Média de cobertura no forófito (%)
1	claro	folioso	30,36
2	claro	crostoso	37,83
3	escuro	crostoso	5
4	escuro	folioso	15
5	claro	folioso	39,82
6	claro	crostoso	12,5
7	escuro	folioso	10
8	claro	crostoso	40
9	escuro	crostoso	6,67
11	escuro	crostoso	40
17	claro	folioso	5
18	escuro	folioso	15

No que concerne às comunidades presentes na área fechada, também foram registradas 12 morfoespécies. As morfoespécies sp2, sp9 e sp11, foram as mais representativas do total da amostragem, contribuindo com 36% e 15%, respectivamente. No que se refere à categorização e contabilização das morfoespécies, no que diz respeito às suas características de morfologia externa, houve a presença de quatro morfoespécies claras e crostosas, duas claras e foliosas, cinco escuras e crostosas, e, uma escura e foliosa. No tocante a percentagem de cobertura das morfoespécies em cada forófito, houve domínio das sp2 representando 39,5% de cobertura, seguida de sp11 com 33,5% e sp9 com 32%. Houve restrição de ocorrência das morfoespécies sp10, sp12, sp14, sp15, sp16, e sp17 (Tabela 2).

Tabela 2. Atributos funcionais e porcentagem de cobertura das morfoespécies registradas em área fechada no Parque Estadual das Araucárias.

Morfoespécie	Cor do talo	Tipo de talo	Cobertura no forófito (%)
2	claro	crostoso	39,58
5	claro	folioso	20
6	claro	crostoso	20
8	claro	crostoso	5
9	claro	crostoso	32
10	escuro	crostoso	36,67
11	escuro	crostoso	33,5
12	escuro	folioso	36,43
13	claro	crostoso	10
14	escuro	crostoso	57,5
15	claro	folioso	7,5
16	escuro	crostoso	36,67

DISCUSSÃO

Dos grupos morfológicos encontrados, os foliosos tiveram uma presença maior na área aberta, sendo registradas três morfoespécies claras foliosas e três escuras foliosas, resultado também encontrado em outros trabalhos (MARTINS et al., 2011; LEMOS et al. 2007; KÄFFER, 2005). Líquens de talo do tipo folioso possuem maior absorção de luminosidade, desta forma, o fotobionte produz quantidade elevada de compostos orgânicos que é então, disponibilizado ao micobionte, o que, propicia a diferenciação dos outros tipos de talos pelo rápido desenvolvimento (MOTA, 2005). Fatores abióticos que afetam a diversidade líquênica, comprovaram que a luz afeta diretamente o crescimento dos líquens (DYER e LETOURNEAU, 2007). Porém, ainda em discussão na literatura, a luz pode não influenciar o crescimento vegetativo de fungos, entretanto, têm sido relatado que é necessária na indução de estruturas de reprodução, tanto sexuada quanto

assexuada (CHAVERRI e VÍLCHEZ, 2006). Este resultado corrobora a hipótese apresentada, onde a área aberta, com maior luminosidade, apresentaria uma maior riqueza de morfoespécies com a característica de talo do tipo folioso.

A riqueza de espécies de líquens pode aumentar com o tempo e idade da floresta (LUNDSTRÖM et al., 2013). A abundância e a riqueza de espécies de líquens dependem fortemente do estágio de desenvolvimento da floresta (DETTKI e ESSEN, 1998). Tais características podem estar refletindo o padrão encontrado em relação às morfoespécies de líquens encontradas em áreas fechadas, onde houve a predominância de espécies do grupo morfológico crostoso. O efeito significativo de continuidade da floresta na riqueza de líquens e presença de espécies raras podem estar relacionadas com a baixa capacidade de dispersão, bem como, às preferências específicas de micro-habitats de algumas espécies (MARMOR et al., 2011). A especificidade de ocorrência de algumas morfoespécies dentro da floresta contínua pode estar relacionada ao fato de que muitas espécies de líquens são restritas a florestas primárias, podendo ainda, serem usadas como indicadoras de bom estado ecológico e alto valor de conservação das florestas (MARMOR et al., 2011). Assim, muitas espécies associadas a florestas antigas, persistem, enquanto que novas espécies adaptadas podem colonizar ambientes abertos (LUNDSTRÖM et al., 2013). Esses resultados podem servir como indicativo de caracterização de área, principalmente se analisarmos a taxa de cobertura das espécies crostosas, uma vez que estas apresentaram a maior percentagem de cobertura nos forófitos.

As morfoespécies encontradas em áreas abertas, bem como suas taxas de cobertura no forófito, podem estar refletindo uma resposta às características de habitat. As comunidades foram separadas principalmente pela porcentagem de cobertura no forófito, este resultado pode estar refletindo os processos de competição e facilitação, onde em ambientes favoráveis, espécies que coexistem, tendem a divergir em relação aos seus atributos funcionais (PRIETO et al., 2017). Líquens possuem uma

complexa relação sucessional dentro da floresta, uma vez que respondem a fatores espaciais e temporais (KOCH, 2013), podendo influenciar ainda, sua distribuição, desde mudanças no substrato como rugosidade e pH da casca do forófito onde ocorrem, e o tempo de sucessão florestal (BUNNEL et al., 2008, CÁCERES et al., 2007). Pela habilidade de serem as primeiras espécies a se estabelecerem em novas áreas expostas, o pioneirismo destes organismos está diretamente relacionado a linha sucessional pelas formas crostosas, foliosas e frutuosas (BRODO et al., 2001), tal padrão pode ser comparado com a especificidade de ocorrência das morfoespécies que tiveram registro apenas para a área aberta.

O padrão encontrado de divergência funcional pode indicar uma estratégia ecológica, onde as morfoespécies passam a divergir, como forma de evitar a exclusão competitiva (KRAFT et al., 2008). Dessa forma, a coexistência das espécies pode ser restringida por sua semelhança, levando a uma divergência de atributos (PILLAR et al., 2009). Porém, pouco se sabe sobre atributos funcionais em comunidade líquênicas (GIORDANI et al., 2012) e mais estudos se fazem necessários para compreender a diversidade funcional de líquens.

Estes resultados podem estar associados ao andamento do processo de sucessão de uma área aberta para uma área mais fechada, e, mesmo com a presença da espécie *Ateleia glazioviana*, pode estar refletindo um comportamento de sucessão que não segue padrões de ambientes abertos, uma vez que as formas de crescimento mais rápido como foliosos e fruticosos são os primeiros a aparecerem e por último os crostosos (BRODO et al., 2001). Ainda sobre a riqueza de morfoespécies encontradas nas áreas abertas, bem como suas percentagens de cobertura, não se pode descartar que, estas, estejam respondendo de forma bem específica à presença de *Ateleia glazioviana* (timbó), em relação às características que descrevem este forófito, como rugosidade da casca e pH, uma vez que esta espécie botânica teve um grande número de forófitos amostrados.

CONCLUSÕES

Podendo servir como uma ferramenta para caracterização das duas áreas estudadas, pode-se dizer que as comunidades de líquens registradas neste estudo respondem às modificações resultantes da sucessão da floresta, no que diz respeito ao *turnover* de morfoespécies entre as diferentes áreas, bem como na predominância de características de morfologia externa como cor e tipo do talo. Os resultados apresentados nos permitem concluir que diferentes estágios de sucessão da floresta, conservam diferentes espécies de líquens, demonstrando uma troca de espécies entre os extremos do gradiente de sucessão.

Os resultados obtidos com este estudo contribuem para o conhecimento no que tange a organização das comunidades liquênicas, em áreas abertas sem a presença de araucária e áreas fechadas com a presença de araucária. Quanto às relações destas comunidades com fatores ambientais, bem como, fatores físicos que descrevem os forófitos, sugere-se que outro delineamento amostral deva ser utilizado, para demonstrar melhor as relações das comunidades de líquens com o ambiente e com gradientes ambientais mais pronunciados. Como algumas espécies de líquens são bioindicadoras da qualidade ambiental, estudos que abordam aspectos ecológicos deste grupo, podem ser usados para ajudar a caracterizar as áreas de sucessão no Parque Estadual das Araucárias, uma vez que os mesmos, não constam no plano de manejo. Portanto, é imprescindível que estudos com ecologia de líquens sejam realizados e, além disso, que se estendam a outros tipos de ambientes.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a FAPESC (Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina) e a CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelos recursos da bolsa de pesquisa aos autores. Agradecemos a todos os professores que se dispuseram a auxiliar em relação a análise de dados. Também agradecemos

ao Marciano Maciel Vieira e Juarez Camera do grupo Grimpeiros pelo suporte e auxílio tanto no reconhecimento das áreas como nas caronas e ajuda nas coletas.

REFERÊNCIAS

- ARAGON G, MARTINEZ I, IZQUIERDO P, BELINCHON R, ESCUDERO A. Effects of forest management on epiphytic lichen diversity in Mediterranean forests. **Applied Vegetation Science**, v. 13, p. 183–194, 2010.
- BENÍTEZ A, ARAGÓN G, GONZÁLEZ Y, PRIETO M. Functional traits of epiphytic lichens in response to forest disturbance and as predictors of total richness and diversity. **Ecological Indicators**, v. 86, p. 18–26, mar. 2018.
- BRODO IM, SHARNOFF SD, SHARNOFF S. **Lichens of North America**. Connecticut: Yale University Press, 2001. 828 p.
- BUNNELL F, SPRIBILLE T, HOUDE I, GOWARD T, BJÖRK C. Lichens on down wood in logged and unlogged forest stands. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 38, n. 5, p. 1033–1041, 2008.
- CÁCERES MES, LÜCKING R, RAMBOLD G. Phorophyte specificity and environmental parameters versus stochasticity as determinants for species composition of corticolous crustose lichen communities in the Atlantic rain forest of northeastern Brazil. **Mycological Progress**, v. 6, n. 3, p. 117–136, 2007.
- CHAVERRI P, VÍLCHEZ P. Hypocrealean (Hypocreales, Ascomycota) fungal diversity indifferent stages of tropical forest succession in Costa Rica. **Biotropica**, v. 38, n. 4, p. 531–543, 2006.
- DE BELLO F, LEPŠ J, LAVOREL S, MORETTI M. Importance of species abundance for assessment of trait composition: an example based on pollinator communities. **Community Ecology**, v. 8, n. 2, p. 163–170, 2007.
- DE BELLO F, LAVOREL S, DÍAZ S, HARRINGTON R, CORNELISSEN, J.C, BARDGETT RD0, BERG MP, CIPRIOTTI P, FELD CK, HERING D, SILVA PM, POTTS SG, SANDIN L, SOUSA JP, STORKEY J, WARDL, DA, HARRISON PA. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. **Biodiversity Conservation** v.19, p. 2873–2893, 2010.

DETTKI H, ESSEEN, PA. Epiphytic macrolichens in managed and natural forest landscapes: a comparison at two spatial scales. **Ecography**, v. 21, p. 613–624, 1998.

DYER LA, LETOURNEAU DK. Determinants of lichen diversity in a rain forest understorey. **Biotropica**, v. 39, n. 4, p. 525–529, 2007.

ELLIS CJ, COPPINS BJ. Contrasting functional traits maintain lichen epiphyte diversity in response to climate and autogenic succession. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 9, p. 1643–1656, 2006.

FLEIG M, GRÜNINGER W. **Líquens da Floresta com Araucária no Rio Grande do Sul. Guia de Campo**. Porto Alegre: PUCRS, 2008. 219 p.

GARNIER E, CORTEZ J, BILLÉS G, NAVAS MARIE-LAURE, ROUMET C, DEBUSSCHE M, LAURENT G, BLANCHARD A, AUBRY D, BELLMAN A, NEILL C, TOUSSAINT JEAN-PATRICK. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. **Ecology**, v. 85, n. 1, p. 2630–2637, 2004.

GAUSLAA Y. Rain, dew, and humid air as drivers of morphology, function and spatial distribution in epiphytic lichens. **The Lichenologist**, v. 46, n.1, p. 1–16, 2014.

GIORDANI P, BRUNIALTI G, BACARO G, NASCIMBENE J. Functional traits of epiphytic lichens as potential indicators of environmental conditions in forest ecosystems **Ecological Indicators**, v. 18, p. 413–420, 2012.

KÄFFER MI. **Estudo de líquens corticícolas foliosos em um mosaico de vegetação no sul do Brasil**. 2005. 25 p. Dissertação (Mestrado em Biologia) – UNISINOS. São Leopoldo, 2005.

KOCH NM, MARTINS SMA, LUCHETA F, MÜLLER SA. Functional diversity and traits assembly patterns of lichens as indicators of successional stages in a tropical rainforest. **Ecological Indicators**, v. 34, p. 22–30, 2013.

KRAFT NJB, VALENCIA R, ACKERLY DD. Functional traits and niche-based tree community assembly in an Amazonian forest. **Science**, v. 322, n. 5901, p. 580–582, 2008.

KRANNER I, BECKETT R, HOCHMAN A, NASH TH. Desiccation-tolerance in lichens: A Review. **Bryologist**, v. 111, n. 4, p. 576–593, 2008.

LALIBERTÉ E, LEGENDRE P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299–305, 2010.

LAVOREL S, GRIGULIS K, MCINTYRE S, WILLIAMS NSG, GARDEN D, DORROUGH J, BERMAN S, QUÉTIER F, THÉBAULT A, BONIS A. Assessing functional diversity in the field—methodology matters! **Functional Ecology**, v. 22, n. 1, p. 134–147, 2008.

LEGENDRE P, LEGENDRE L. **Numerical Ecology**. The Netherlands: Elsevier, 2012. 1000 p.

LEMOA A, KÄFFER MI, MARTINS SA. Composição e diversidade de líquens corticícolas em três diferentes ambientes: florestal, urbano e industrial. **Revista Brasileira de Biociências**, v.5, n. 2, p. 228–230, 2007.

LEWIS JEJ, ELLIS CJ. Taxon-compared with trait-based analysis of epiphytes and the role of tree species and tree age in community composition. **Plant Ecology Diversity** v.3, p. 203–210, 2010.

LUNDSTRÖM J, JONSSON F, PERHANS K, GUSTAFSSON L. Lichen species richness on retained aspens increases with time since clear-cutting. **Forest Ecology and Management**, v. 293, p. 49–56, 2013.

PRIETO M, MARTÍNEZ I, ARAGÓN G, VERDÚ M. Phylogenetic and functional structure of lichen communities under contrasting environmental conditions. **Journal of Vegetation Science**, v. 28, n. 4, p. 871–881, 2017.

MARMOR L, TÕRRA T, SAAG L, RANDLANE T. Effects of forest continuity and tree age on epiphytic lichen biota in coniferous forests in Estonia. **Ecological Indicators**, v. 11, n.5, p. 1270–1276, 2011.

MARINI L, NASCIMBENE J, NIMIS PL. Large-scale patterns of epiphytic lichen species richness: Photobiont-dependent response to climate and forest structure. **Science of the Royal Environment**, v. 409, n. 20, p. 4381–4386, 2011.

MARTINS PJ, MAZON JA, MARTINKOSKI L, BENIN CC, WATZLAWICK LF. Dinâmica da vegetação arbórea em Floresta Ombrófila Mista Montana antropizada. **Floresta e Ambiente**, v. 24, 2017.

MARTINS SM, KÄFFER MI, ALVES CR, PEREIRA VC. Fungos líquenizados da Mata Atlântica, no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.2, n.25, p. 286–292, 2011.

- MOSCOVICH FA. **Dinâmica de crescimento de uma Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS**. 2006. 130 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - UFSM. Santa Maria, 2006.
- MOTA I, FERNANDES GM, GALVANI FR. Fungos líquenizados em forófitos de mata ciliar, no Parque Estadual do Espinilho, Barra do Quaraí, RS. **Biodiversidade Pampeana**, PUCRS, v. 3, n. 1, p. 1–8, 2005.
- NASCIMBENE J, THOR G, NIMIS PL. Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe: A review. **Forest Ecology and Management** v. 298, p. 27–38, 2013.
- NASCIMBENE J, MARINI L. Epiphytic lichen diversity along elevational gradients: biological traits reveal a complex response to water and energy. **Journal of Biogeography**, v. 42, n. 7, p. 1222–1232, 2015.
- PILLAR VD, DUARTE LS, SOSINSKI EE, JONER F. Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. **Journal of Vegetation Science** v. 20, n. 2, p. 334–348, 2009.
- PINHO P, CORREIA O, LECOQ M, MUNZI S, VASCONCELOS S, GONÇALVES P, REBELO R, ANTUNES C, SILVA P, FREITAS C, LOPES N, SANTOS-REIS M, BRANQUINHO C. Evaluating green infrastructure in urban environments using a multi-taxa and functional diversity approach. **Environmental Research**, v. 147, p. 601–610, 2016.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2017.
- SANTA CATARINA. **Plano de manejo** - fase II: Parque Estadual das Araucárias. Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina - IMA. Florianópolis, 2016.
- STRAUPE I, DONIS J. The lichenoindicative evaluation of pine natural woodland habitats. **Forest Sciences**. p. 276–283, 2006.
- SIPMAN HJM, HARRIS RC. Lichens. In: LIETH H and WERGER MJA. Tropical rain forest ecosystems. 1. ed. Amesterdã: **Elsevier Science**, p. 303–309, 1989.
- VILLÉGER S, MASON NWH, MOUILLOT D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, p. 2290–2301, 2008.

VIOLE C, NAVAS ML, VILE D, KAZAKOU E, FORTUNEL C, HUMMEL I, GARNIER E. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, p. 882–892, 2007.

WEBB CT, HOETING JA, AMES GM, PYNE MI, POFF NL. A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. **Ecology Letters**, v. 13, n. 3, p. 267–283, 2010.

ARTRÓPODES ASSOCIADOS A SERAPILHEIRA DE *DICKSONIA SELLOWIANA* HOOK. RESPONDEM A UMA RELAÇÃO DE TÁXON/ ÁREA?

Marciana Brandalise^{1*}, Monik Compagnoni Martins¹, Thuany Regina Milesi¹

Resumo

O xaxim (*Dicksonia sellowiana* Hook.) é uma espécie característica do sub-bosque de Florestas com Araucária. É capaz de interceptar a serapilheira em sua coroa, fornecendo microhabitats para diferentes grupos de artrópodes. O objetivo desse trabalho foi avaliar riqueza e abundância de artrópodes associados a serapilheira de *D. sellowiana*. A hipótese (i) presumia que maior diâmetro da coroa estaria associado com maior abundância e riqueza de artrópodes, enquanto a hipótese (ii) previa uma associação entre o peso da serapilheira e a abundância de artrópodes. As hipóteses foram testadas por meio de análises de regressão linear entre as variáveis, utilizando dez xaxins como unidades amostrais. O diâmetro da coroa e o peso da serapilheira não influenciaram a abundância e a riqueza de artrópodes. A primeira hipótese foi refutada, possivelmente devido à baixa variabilidade do diâmetro da coroa entre os xaxins, ou ainda devido a capacidade de dispersão dos organismos ali presentes. Apesar de as unidades amostrais comportarem-se como ilhas, isolando as comunidades de artrópodes associados a cada uma, a homogeneidade dessa variável não favorece a associação. A segunda hipótese também foi refutada, em função da homogeneidade na composição da serapilheira entre as amostras. Todas as unidades amostrais estão inseridas na mesma matriz vegetal e a curta distância entre elas não foi o suficiente para abranger ambientes estruturalmente distintos.

Palavras-chave: xaxim; invertebrados; Hymenoptera; Araneae.

Abstract

The fern *Dicksonia sellowiana* Hook. is a characteristic species of Araucaria Forests understorey. It can intercept the litterfall on its crown, providing microhabitats for different groups of arthropods. The aim of this work was to evaluate richness and abundance of arthropods associated with *D. sellowiana* litterfall. The hypothesis (i) presumed that a bigger crown diameter would be associated with greater arthropod richness and abundance, while the hypothesis (ii) assumed an association between the litterfall weight and the arthropod abundance. The hypotheses were tested with linear regression analysis between variables, using ten ferns as sample units. The crown diameter and the litterfall weight did not influence the arthropod richness and abundance. The first hypothesis was refuted, possibly due to the low variability of the crown diameter between the ferns, or due to the dispersion capacity of the organisms present therein. Even though the sample units behave as islands, by isolating the arthropod communities associated with each one, the homogeneity of this variable does not favor the association. The second hypothesis was also refuted, due to the homogeneity in the litterfall composition between the samples. All unit samples are on the same plant matrix and the short distance between them is not enough to reach structurally distinct environments.

Keywords: fern; invertebrate; Hymenoptera; Araneae.

INTRODUÇÃO

O Bioma Mata Atlântica possui uma longa história de desmatamento, restando menos de 11,7% de sua cobertura original (RIBEIRO et al., 2009). Esta alta conversão de habitat aliada ao alto grau de endemismo, diversidade e ameaça, caracteriza este bioma como um *hotspot* mundial de biodiversidade (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER, 2004). Assim, a alta biodiversidade neste bioma está aliada à alta diversidade ambiental (SILVA e CASTELETI, 2005), o que contribui para uma ampla variação na composição de espécies, resultando em diferentes tipos de vegetação (LAUTERT et al., 2015).

O Bioma é composto por dois grandes grupos vegetacionais: as Florestas Ombrófilas, caracterizadas por temperaturas amenas e sem estação seca, e as Florestas Deciduais, que possuem um período do ano relativamente seco (SANTOS et al., 2016). As Florestas Ombrófilas possuem ainda duas classificações, sendo elas Floresta Ombrófila Mista (FOM), também chamada de Floresta com Araucárias, e Floresta Ombrófila Densa (BIONDI et al., 2009). A FOM está reduzida a menos de 3% da área original, sobrevivendo nos planaltos do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná, bem como em fragmentos nas partes mais elevadas em São Paulo, Rio de Janeiro e sul de Minas Gerais (SANTOS et al., 2016). Uma espécie característica desse tipo de floresta é o xaxim (*Dicksonia sellowiana* Hook.), pertencente à família Dicksoniaceae, com amplo histórico de exploração e uso intensos (BIONDI et al., 2009). A exploração econômica de *D. sellowiana*, principalmente para fins de ornamentação e paisagismo (WINDISCH, 2002), impulsionou a espécie a encontrar-se atualmente ameaçada de extinção e presente no livro vermelho da flora do Brasil (MALLMAN et al., 2018). O desaparecimento de exemplares de *D. sellowiana* compromete sua preservação, descaracteriza formações florestais e prejudica a disponibilidade de microhabitats para várias espécies (FERNANDES, 2000; SCHMITT et al., 2005).

O xaxim desempenha um papel importante como forófito de epífitos no sub-bosque das florestas (BIONDI et al., 2009), e em escala local, aumenta a heterogeneidade do habitat, promovendo a diversidade biológica (MALLMANN et al., 2018). Além disso, no topo do cáudice de *D. sellowiana*, encontra-se uma coroa de frondes (WINDISCH et al., 2008) que atua como um funil, podendo acumular a serapilheira oriunda de plantas do estrato superior (FOUNTAIN-JONES et al., 2012). A serapilheira consiste em detritos vegetais, ou seja, folhas, frutos, gravetos e galhos que caem no solo (BARBOSA et al., 2002). Porém, antes de chegar ao solo, a serapilheira pode ser interceptada pela vegetação do sub-bosque, que chega a reter 10% da serapilheira total (DEARDEN e WARDLE, 2008). A serapilheira acumulada nos xaxins pode servir como habitat e recurso basal para os artrópodes (WICKINGS e GRANDY, 2013).

Os artrópodes contribuem em processos ambientais, como os ciclos biogeoquímicos, sendo que a contribuição pode variar conforme a densidade de artrópodes e a composição da comunidade (BRADFORD et al., 2007; EISENHAUER et al., 2011). Possíveis modificações no ambiente, seja de maneira natural ou antrópica, podem ocasionar diferentes efeitos sobre a comunidade de artrópodes presentes no xaxim (WICKINGS e GRANDY, 2013). Artrópodes de corpo grande, incluindo besouros e aranhas, exibem respostas negativas quando submetidos à intensidade de manejo no habitat (SHRESTHA e PARAJULEE, 2010; WARD et al., 2011). Por outro lado, os artrópodes com corpo menor, quando submetidos às mesmas variações, são menos consistentes a esta característica (MIURA et al., 2008), provavelmente pelo seu pequeno tamanho corporal e alta taxa de dispersão (WICKINGS e GRANDY, 2013).

Normalmente, áreas maiores possibilitam a presença de maior número de espécies (VIDAL, 2011). Esta relação espécie-área é um dos padrões mais importantes e mais frequentemente estudados na biogeografia (BROWN e LOMOLINO, 2006). O aumento da riqueza pode ser esperado simplesmente como consequência de que grandes áreas suportam mais tipos de habitats (TOWNSEND et al., 2009) e

podem deter maior gama de recursos (BEGON et al., 2007). Dessa maneira, a heterogeneidade do habitat é capaz de promover um aumento na riqueza de espécies a partir do ambiente abiótico ou por meio dos componentes biológicos (TOWNSEND et al., 2009). Além disso, as áreas maiores sustentam populações maiores que podem persistir mais tempo (RICKLEFS, 2010). Isso se deve à sua maior diversidade genética, distribuições mais amplas sobre os habitats e tamanho grande o bastante para escapar de eventos de extinção estocásticos (RICKLEFS, 2010).

A relação espécie-área também está relacionada na Teoria de Biogeografia de Ilhas. A Teoria foi proposta pensando-se em um arquipélago e um continente. A partir disso, existem algumas diretrizes importantes para a avaliação da riqueza em cada ilha: o aumento do número de espécies acompanha o tamanho da ilha, ou seja, maior riqueza de espécies em ilhas maiores; o número de espécies em uma ilha depende das taxas de imigração e emigração; a distância das ilhas em relação a fonte é um importante fator a ser avaliado, considerando que as espécies consigam colonizar primeiro ilhas mais próximas (BROWN e LOMOLINO, 2006).

Se a coroa de cada xaxim corresponde a uma “ilha”, diferentes tamanhos dessa coroa podem agrupar diferentes grupos de espécies. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar a riqueza e a abundância de artrópodes presentes na serapilheira acumulada em indivíduos de *D. sellowiana*. Deste modo, testamos as seguintes hipóteses: (i) quanto maior for o diâmetro da coroa, maior será a riqueza e a abundância de artrópodes associados à serapilheira; (ii) quanto maior for a quantidade de serapilheira presente no xaxim, maior será a abundância de artrópodes.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

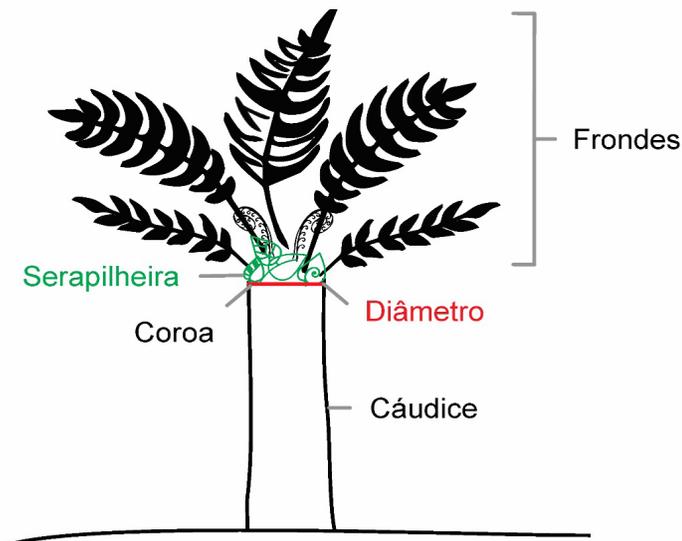
O estudo foi realizado no Parque Estadual das Araucárias (PEA), localizado nos municípios de São Domingos e Galvão, Santa Catarina, Brasil. O Parque, que possui uma área de 625,11 hectares, está inserido no

Bioma Mata Atlântica, caracterizado por Floresta Ombrófila Mista (Mata de Araucária) (FATMA, 2016). O clima predominante na região, segundo a classificação de Koppen, é do tipo CF - caracterizado por ser temperado chuvoso e de ambiente úmido, com precipitação média anual de 1.250 a 2.000 milímetros (FILHO, 2008).

Procedimentos Metodológicos

Foram escolhidos 10 xaxins com distância mínima de 2m entre si. Em cada xaxim foi mensurado o diâmetro da coroa, logo abaixo das frondes (Figura 1). Além disso, a serapilheira contida acima da coroa de cada xaxim foi coletada, armazenada em sacos plásticos bem fechados, pesada em balança analítica e acondicionada em geladeira. Posteriormente, a serapilheira foi triada e os artrópodes presentes nas amostras foram separados manualmente, acondicionados em álcool 70% e identificados até nível taxonômico de classe ou ordem com o auxílio de uma lupa estereoscópica e da chave de Rafael et al. (2012).

Figura 1. Representação esquemática de um xaxim (uma unidade amostral).



Análise dos dados

Foram considerados os xaxins como as unidades amostrais. A primeira hipótese foi testada através de regressões lineares simples, uma entre o diâmetro da coroa do xaxim e a riqueza de artrópodes e outra entre o diâmetro da coroa do xaxim e a abundância de artrópodes. A segunda hipótese também foi testada por meio de regressão entre o peso da serapilheira (variável preditora) e a abundância de artrópodes. O diâmetro da coroa do xaxim e o peso da serapilheira foram as variáveis preditoras enquanto a riqueza e a abundância de artrópodes foram as variáveis resposta. Todas as variáveis foram testadas quanto a sua normalidade de distribuição através de teste de Shapiro-Wilk. As análises foram conduzidas no ambiente estatístico R (R CORE TEAM, 2017).

RESULTADOS

Os xaxins amostrados apresentaram diâmetro médio de 20,78cm (variação de 14,64cm a 24,82cm) (Tabela 1). A serapilheira totalizou um valor médio de 73,5g (25g a 115g) (Tabela 1). Foi encontrada uma abundância total de 735 artrópodes pertencentes a 13 diferentes táxons (Tabela 2). As ordens mais representativas foram Hymenoptera (71,70%), Araneae (8,16%), Blattodea (3,13%) e Coleoptera (2,45%). Destaca-se ainda Pseudoscorpionida, devido a sua característica de bioindicador de qualidade de habitat.

Tabela 1. Dados de diâmetro da coroa e peso da serapilheira de todas as unidades amostrais estudadas.

Unidades amostrais	Diâmetro (cm)	Peso (g)
1	20,37	90
2	22,28	115
3	24,19	65
4	24,83	95
5	19,74	25

Unidades amostrais	Diâmetro (cm)	Peso (g)
6	22,28	95
7	18,78	55
8	19,74	65
9	14,64	35
10	21,01	95

Tabela 2. Abundâncias dos artrópodes encontrados e coletados em todas as unidades amostrais deste estudo.

Artrópodes	Unidades amostrais										Total	%
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
Arachnida												
Araneae	-	15	7	1	2	5	6	3	4	17	60	8,16
Opiliones	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	0,14
Pseudoscorpionida	-	1	-	1	-	-	-	1	2	-	5	0,68
Diplopoda	1	-	-	-	-	2	-	-	-	-	3	0,41
Entognatha												
Collembola	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,14
Gastropoda	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,14
Insecta												
Blattodea	-	-	2	7	-	-	1	-	4	9	23	3,13
Coleoptera	3	7	1	3	-	1	-	2	-	1	18	2,45
Diptera	2	3	-	-	-	-	6	1	1	1	14	1,90
Hemiptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	0,14
Hymenoptera	6	59	11	46	3	188	112	15	19	68	527	71,70
Plecoptera	-	-	-	1	3	-	-	-	-	-	4	0,54
Malacostraca												
Isopoda	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	2	0,27
Imaturos não identificados	7	26	10	4	2	11	3	2	3	7	75	10,20
Riqueza	6	7	5	8	4	5	5	7	6	8	14	
Abundância	20	112	31	64	10	207	128	25	33	105	735	

Todas as variáveis apresentam distribuição normal dos dados. Não houve influência do diâmetro do xaxim na riqueza ($F_{(1,8)} = 0,436$; $p = 0,527$) e abundância de artrópodes ($F_{(1,8)} = 0,395$; $p = 0,547$). O peso seco de serapilheira também não influenciou a abundância de artrópodes ($F_{(1,8)} = 2,780$; $p = 0,134$).

DISCUSSÃO

Para Vidal (2011), a relação táxon-área representada na primeira hipótese envolve processos ecológicos no nível de comunidades e pode ser facilmente estudada em microhabitats discretos, com limites bem definidos. Apesar de os xaxins representarem esse tipo de ambiente, a semelhança entre as comunidades pode ser explicada pela homogeneidade na morfologia das unidades amostrais. A variação no diâmetro é muito baixa, o que prejudica as comparações. Os indivíduos do gênero *Dicksonia* parecem ter pouca variabilidade morfológica, pelo menos quanto ao seu diâmetro (FOUNTAIN-JONES et al., 2012).

Bell et al. (2017), testando os efeitos da área insular e a distância da fonte na riqueza e abundância de espécies de besouros (Carabidae) discutem que, no geral, espécies com grande tamanho corporal e baixa capacidade de dispersão são mais sensíveis às reduções de área. Dos artrópodes presentes neste estudo, encontram-se os representantes das ordens Blattodea, Coleoptera, Diptera, Hemiptera e Plecoptera, que possuem asas e, portanto, capacidade de dispersão maior do que artrópodes desprovidos dessa estrutura. Esse fato pode explicar porque a relação táxon-área não foi encontrada. Cunha Neto et al. (2012) ressaltam a relevância de se considerar o movimento vertical e horizontal dos organismos entre os ecossistemas adjacentes. Além disso, as coletas instantâneas podem subestimar a riqueza de espécies numa escala temporal, não refletindo a diferenciação entre as espécies turistas/desabrigadas e permanentes (BARBOSA et al., 2002).

A segunda hipótese foi formulada, tendo em vista a serapilheira como um recurso e como uma condição para os artrópodes. Por recurso

entende-se propriedades consumíveis utilizadas pelo organismo impulsionando o crescimento da população, enquanto a condição está relacionada a fatores bióticos e abióticos do ambiente, como abrigo, por exemplo (RICKLEFS, 2010). Sendo assim, era esperado que maior quantidade de recursos e condições aumentassem a abundância dos artrópodes, como já foi observado em outros trabalhos (KARASAWA e HIJII, 2006; ARAÚJO et al., 2007; FAYLE et al., 2012). A matéria orgânica acumulada nas folhas oferece uma variedade de nichos para os organismos ali presentes (BATTIROLA et al., 2005).

No entanto, a proximidade das unidades amostrais ocasionou uma homogeneidade ambiental, o que pode explicar a semelhança entre as comunidades de cada xaxim. Ambientes heterogêneos influenciam a estrutura da comunidade animal (BARBOSA et al., 2002). Essa heterogeneidade, no caso da serapilheira, é reflexo da complexidade da estrutura vegetal no entorno (PEREIRA et al., 2007). É possível que a distância entre os xaxins não tenha sido o suficiente para abranger ambientes estruturalmente distintos, ou seja, para alterar a composição da serapilheira de cada xaxim e, dessa forma, caracterizar ambientes heterogêneos.

Os insetos da ordem Hymenoptera descritos para o presente estudo são representados unicamente pela família Formicidae. Há uma dominância deste grupo na amostragem realizada, com mais de 70% dos organismos coletados pertencentes a esta família. A dominância de Formicidae sobre outros grupos de artrópodes foi verificada em diversos estudos, representando sempre mais de 50% da amostra total (BATTIROLA et al., 2005). As formigas que forrageiam plantas, por possuírem comportamento predatório, influenciam na abundância de herbívoros, reduzindo a taxa de herbivoria da planta (VASCONCELOS, 1991). Por sua vez, as formigas conseguem abrigo e alimento em plantas do sub-bosque. Essa relação simbiótica justifica a forte associação do xaxim com as formigas (FAYLE et al., 2012).

A ordem Araneae também foi bastante representativa. As aranhas influenciam o controle populacional de insetos, atuando como agentes de controle biológico e assim diminuindo a densidade de insetos na planta (WISE, 1993; CARTER e RYPSTRA, 1995). Formigas e aranhas estão entre os predadores artrópodes terrestres mais abundantes (WISE, 1993), os quais podem afetar a estrutura da comunidade (IZZO e VASCONCELOS, 2005). Cunha Neto et al. (2012) apontam que maior abundância de aranhas representa bom padrão de estrutura da comunidade.

Muitos Coleoptera de serapilheira alimentam-se de plantas em decomposição, possuindo hábito saprofítico, e outros são predadores (BARBOSA et al., 2002). Esses dois hábitos alimentares também são observados em larvas de insetos, nas ordens Acari e Collembola, na subordem Isoptera e na família Formicidae (MOÇO et al., 2005; PEREIRA et al., 2012). As ordens Blattodea e Isopoda alimentam-se diretamente dos resíduos de plantas, fragmentando-as e também sendo, portanto, saprófagos (MOÇO et al., 2005). Quanto maior o número de saprófagos em uma comunidade, maior a velocidade de decomposição e menor o tempo de *turnover* da camada de serapilheira (PEREIRA et al., 2013).

A ocorrência de Pseudoscorpionida sugere boa estrutura trófica, uma vez que são saprófagos e predadores (PEREIRA et al., 2013). Cunha Neto et al. (2012) relatam que essa ordem é considerada indicadora de boa qualidade do solo. Em estudo realizado por Moço et al. (2005), representantes de Pseudoscorpionida só foram encontrados em floresta preservada.

Apesar das variáveis mensuradas não estarem correlacionadas com os organismos coletados, é evidente que a espécie *D. sellowiana* é utilizada como recurso ou abrigo por diversos grupos de artrópodes. Levantamentos de artrópodes associados a espécies vegetais são importantes para estimar a diversidade da fauna local (ERWIN, 1982). A coroa do xaxim constitui um microhabitat que atua como repositório de biodiversidade da floresta (FOUNTAIN-JONES et al., 2012). Dessa forma, é possível concluir que os xaxins representam estruturas chave para a comunidade onde se inserem.

Há uma vantagem metodológica em manter a identificação dos organismos em grandes grupos taxonômicos, pois é de fácil execução, ou seja, não é necessário conhecimento profundo de taxonomia e, além disso, é possível fazer inferências sobre a funcionalidade dos organismos (MOÇO et al., 2005). No entanto, trabalhos com taxonomia refinada (gênero ou espécie) podem revelar diferentes padrões de distribuição dos organismos e apontar, por exemplo, presença ou ausência de alguma espécie nas comunidades.

Existem poucos estudos sobre comunidades de invertebrados de samambaias (KARASAWA e HIJII, 2006; FOUNTAIN-JONES et al., 2012). Assim, torna-se necessário o desenvolvimento de mais estudos com essa temática e, sobretudo, estudos complementares sobre a relação táxon-área em xaxins, utilizando outras variáveis dendrométricas, distâncias maiores entre as unidades amostrais e amostragem periódica.

A exploração comercial de *D. sellowiana* pode trazer consequências maiores do que a extinção dessa espécie isoladamente. Os xaxins direcionam processos ecossistêmicos devido sua influência na decomposição da serapilheira da floresta (DEARDEN e WARDLE, 2008). Além disso, a matéria orgânica acumulada na coroa fornece uma grande variedade de nichos, sendo que alguns grupos dependem desse tipo de ambiente para completar seu ciclo de vida (SCHMITT et al, 2005). Unidades de Conservação são de grande importância para a conservação da espécie, pois essas populações apresentam maior diversidade genética (MALMANN et al., 2018). Sendo assim, o Parque Estadual das Araucárias tem um papel fundamental na manutenção de *D. sellowiana* e dos atributos advindos dessa espécie.

AGRADECIMENTOS

O presente estudo foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. As autoras agradecem ao senhor Joarez, guia do

Parque Estadual das Araucárias, cuja ajuda foi essencial para a realização deste trabalho.

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO VA, MELO SK, ARAÚJO APA, GOMES MLM, CARNEIRO MAA. Relationship between invertebrate fauna and bromeliad size. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 4, p. 611–617, 2007.
- BARBOSA MGV, FONSECA CRV, HAMMOND PM, STORK NE. Diversidade e similaridade entre habitats com base na fauna de Coleoptera de serapilheira de uma floresta de terra firme da Amazônia Central. **Projecto de Red Iberoamericana de Biogeografía y Entomología Sistemática**, v. 2, p. 69–83, 2002.
- BATTIROLA LD, MARQUES MI, ADIS J, DELABIE JHC. Composição da comunidade de Formicidae (Insecta, Hymenoptera) em copas de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, n. 1, p. 107–117, 2005.
- BEGON M, TOWNSEND CR, HARPER JL. **Ecologia de Indivíduos a Ecosistemas**. Porto Alegre: Artmed, 2007. 752 p.
- BELL AJ, PHILLIPS ID, NIELSEN SE, SPENCE JR. Species traits modify the species-area relationship in ground-beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages on islands in a boreal Lake. **PLoS ONE**, v. 12, n. 12, p. 1–16, 2017.
- BIONDI D, LEAL L, MARTINI A, NATAL CM. Caracterização dendrométrica de *Dicksonia sellowiana* Hook. Em: povoamento de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze. **Cerne**, v. 15, n. 4, p. 453–459, 2009.
- BRADFORD MA, TORDOFF GM, BLACK HIJ, COOK R, EGGERS T, GARNETT MH, GRAYSTON SJ, HUTCHESON KA, INESON P, NEWINGTON JE, OSTLE N, SLEEP D, STOTT A, JONES TH. Carbon dynamics in a model grassland with functionally different soil communities. **Functional Ecology**, v. 21, p. 690–697, 2007.
- BROWN JH, LOMOLINO MV. **Biogeografia**. Ribeirão Preto: Funpec, 2006. 2ª ed. 692 p.
- CARTER PE, RYPSTRA AL. Top-down effects in soybean agroecosystems: Spider density affects herbivore damage. **Oikos**, v. 72, p. 433–439, 1995.

CUNHA NETO FV, CORREIA MEF, PEREIRA GHA, PEREIRA MG, LELES PSS. Soil fauna as an indicator of soil quality in forest stands, pasture and secondary forest. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 5, p. 1407–1417, 2012.

DEARDEN FM, WARDLE DA. The potencial for forest canopy litterfall interception by a dense fern understorey, and the consequences for litter decomposition. **Oikos**, v. 117, p. 83–92, 2008.

EISENHAUER N, SABAIS ACW, SCHEU S. Collembola species composition and diversity effects on ecosystem functioning vary with plant functional group identity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, p. 1697–1704, 2011.

ERWIN TL. Tropical forests: Their richness in Coleoptera and other arthropod species. **The Coleopterists Bulletin**, v. 36, p. 74–75, 1982.

FAYLE TM, EDWARDS DP, TURNER EC, DUMBRELL AJ, EGGLETON P, FOSTER WA. Public goods, public services and by-product mutualism in an ant-fern symbiosis. **Oikos**, v. 121, p. 1279–1286, 2012.

FERNANDES I. Taxonomia dos representantes de Dicksoniaceae no Brasil. **Pesquisas Botânica**, v. 50, p. 5–26, 2000.

FILHO EP. **Diagnóstico do Meio Físico – Volume II – Clima, Geologia e Geomorfologia**. Florianópolis, (CD- ROM), 2008.

FOUNTAIN-JONES NM, MCQUILLAN PB, GROVE S. Beetle communities associated with the tree fern *Dicksonia antarctica* Labill. in Tasmania. **Australian Journal of Entomology**, v. 51, p. 154–165, 2012.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE (FATMA), 2016. **Plano de manejo do Parque Estadual das Araucárias**. Florianópolis. Disponível em: http://www.fatma.sc.gov.br/upload/ucs/araucarias/1-4_Diagn%C3%B3sticoPEA%20-%20Parte%201.pdf. Acesso em: 30 out 2018.

IZZO TJ, VASCONCELOS HL. Ants and plant size shape the structure of the arthropod community of *Hirtella myrmecophila*, an Amazonian ant-plant. **Ecological Entomology**, v. 30, p. 650–656, 2005.

KARASAWA S, HIJII N. Determinants os litter acumulation and the abundance of litter-associated microarthropods in bird's nest fern (*Asplenium nidus* complex) in the forest of Yambaru on Okinawa Island, southern Japan. **Journal of Forest Reasearch**, v. 11, n. 5, p. 313–318, 2006.

LAUTERT M, TEMPONI LG, VIVEIROS RS, SALINO A. Lycophytes and ferns composition of Atlantic Forest conservation units in western Paraná with comparisons with other areas in southern Brazil. **Acta Botânica Brasileira**, v. 29, p. 499–508, 2015.

LOPES MC. **Artrópodes em plantas de sub-bosque: descrição de um novo método de coleta e as relações entre predadores e guildas funcionais em dois gêneros de plantas**. 2017. 53 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - INPA. Amazônia, 2017.

MALLMANN IT, SILVA VL, PORT RK, OLVEIRA FB, SCHMITT JL. Spatial distribution analysis of *Dicksonia sellowiana* Hook. in Araucaria forest fragments with different sizes. **Brazilian Journal of Biology**, in press, 2018.

MITTERMEIER RA, ROBLES GIL P, HOFFMAN M, PILGRIM J, BROOKS T, MITTERMEIER CG, LAMOREX J, DA FONSECA GAB. **Hotspots Revisited**, CEMEX, Cidade do México, 2004.

MIURA F, NAKAMOTO T, KANEDA S, OKANO S, NAKAJIMA M, MURAKAMI T. Dynamics of soil biota at different depths under two contrasting tillage practices. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, p. 406–414, 2008.

MOÇO MKS, GAMA-RODRIGUES EF, GAMA-RODRIGUES AC, CORREIA MEF. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na Região Norte Fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 4, p. 555–564, 2005.

MYERS N, MITTERMEIER RA, MITTERMEIER CG, FONSECA GAB, KENT J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.

PEREIRA MPS, QUEIROZ JM, SOUZA GO, MAYHÉ-NUNES AJ. Influência da heterogeneidade da serapilheira sobre as formigas que nidificam em galhos mortos em floresta nativa e plantio de eucalipto. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 2, n. 3, p. 161–164, 2007.

PEREIRA GHA, PEREIRA MG, ANJOS LHC, AMORIM TA, MENEZES CEG. Decomposição da serapilheira, diversidade e funcionalidade de invertebrados do solo em um fragmento de Floresta Atlântica. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 5, p. 1317–1327, 2013.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2017.

RAFAEL JA, MELO GAR, CARVALHO CJB, CASARI SA, CONSTANTINO R. *Insetos dos Brasil: Diversidade e Taxonomia*. Ribeirão Preto: Holos, Editora, 1ª ed. 2012. 810 p.

RIBEIRO MC, METZGER JP, MARTENSEN AC, PONZONI FJ, HIROCA MM. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141–1153, 2009.

RICKLEFS RE. **Economia da Natureza**. Guanabara Koogan, 2010. 6ª ed. 503 p.

SANTOS R, ZANETTE VC, ELIAS GA, PADILHA PT. **Biodiversidade em Santa Catarina: Parque Estadual da Serra Furada**. Criciúma: UNESC, 2016. 188 p.

SCHMITT JL, BUDKE JC, WINDISCH PG. Aspectos florísticos e ecológicos de pteridófitas epifíticas em cáudices de *Dicksonia sellowiana* Hook. (Pteridophyta, Dicksoniaceae), São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Pesquisas, Bot.** v. 56, p. 161–172, 2005.

SILVA JMC, CASTELETI ACHM. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. Galindo-Leal C, Câmara I.G. (Eds.), *Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas*, **Fundação SOS Mata Atlântica Conservação Internacional**, 2005.

SHRESTHA RB, PARAJULEE MN. Effect of tillage and planting date on seasonal abundance and diversity of predacious ground beetles in cotton. **Journal of Insect Science**, v. 10, p. 174, 2010.

TOWNSEND CR, BEGON M, HARPER JL. **Fundamentos em Ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2009. 576 p.

VASCONCELOS HL. Mutualism between *Maieta guianensis* Aubl., a myrmecophytic meslatome, and one of its ant inhabitants: ant protection against insect herbivores. **Oecologia**, v. 87, p. 295–298, 1991.

VIDAL MM. A presença de predadores influencia a relação espécie-área em comunidades de tanques da bromélia *Aechmea nudicaulis*? In: **PRÁTICA DA PESQUISA EM ECOLOGIA DA MATA ATLÂNTICA**, Juréia-Itatins. p. 5. 2011.

WARD MJ, RYAN MR, CURRAN WS, BARBERCHECK ME, MORTENSEN, DA. Cover crops and disturbance influence activity-density of weed seed predators *Amara aenea* and *Harpalus pensylvanicus* (Coleoptera: Carabidae). **Weed Science**, v. 59, p. 76–81, 2011.

WICKINGS K, GRANDY AS. Management intensity interacts with litter chemistry and climate to drive temporal patterns in arthropod communities during decomposition. **Pedobiologia**, v. 56, n. 2, p. 105–112, 2013.

WINDISCH PG. Fern conservation in Brazil. **Fern Gaz.** v.16, n. 6–8, p.295–300, 2002.

WINDISCH PG, NERVO MH, SEIBERT S. Crescimento perene em *Dicksonia sellowiana* Hook. (Monilophyta, Dicksoniaceae). **Pesquisas, Botânica**, v. 59, p. 287-298, 2008.

WISE DH. **Spiders in Ecological Webs**. Cambridge University Press, Cambridge, 328p. 1993.

EFEITO DOS AMBIENTES COM PRESENÇA E AUSÊNCIA DE *MEROSTACHYS MULTIRAMEA* HACK SOBRE O ACÚMULO E ESPESSURA DE SERAPILHEIRA E NA DESCONTINUIDADE DE DOSSEL

Angélica Salini¹, Rafaela Martinelli da Costa¹, Nádia Kroth^{2*}, Vanderlei Secreti Decian¹

Resumo

A diversidade de espécies vegetais é determinante para avaliação de ecossistemas florestais, bem como, a composição da serapilheira e sua espessura que são resultados diretos da estrutura vegetacional. A pesquisa teve por objetivo quantificar a serapilheira acumulada, sua espessura e a relação da descontinuidade de dossel em dois ambientes, com e sem *Merostachys multiramea* Hack. Nossos resultados demonstram que existe diferença entre peso da serapilheira ($F = 5,416$; g.l. = 1; $p = 0,0484$) e a descontinuidade do dossel ($F = 51,91$; g.l. = 14,96, $p = 0.0001$) entre os dois ambientes, mas não há diferença na espessura da serapilheira entre os mesmos. Os resultados obtidos estão diretamente relacionados ao tipo de cobertura florestal e a presença ou ausência de *M. multiramea* nos ambientes analisados.

Palavras-chave: Bambuseae; Espécie Ruderal; Estrato arbóreo.

1 Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, URI Erechim. Programa de Pós-Graduação em Ecologia.

2 Universidade Comunitária da Região de Chapecó-Unochapecó. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

* nadia.kroth@unochapeco.edu.br

Abstract

The diversity of plant species is determinant for the evaluation of forest ecosystems, as well as the composition of the litter and its thickness that are direct results of the vegetative structure. The aim of the research was to quantify the accumulated litter, its thickness and the relation of the canopy discontinuity in two environments with and without *Merostachys multiramea* Hack. Our results show that there is a difference between litter weight ($F = 5.416$, $df = 1$; $p = 0.0484$) and canopy discontinuity ($F = 51.91$, $df = 14.96$, $p = 0.0001$) between the two environments, but not the difference in the thickness of the litter between them. The results obtained are directly related to the type of forest cover and the presence or absence of *M. multiramea* in the environments analyzed.

keywords: Bambuseae; Species Ruderal; Tree stratum.

INTRODUÇÃO

A forma de organização das florestas está diretamente ligada com as variáveis ambientais, e a dinâmica gerada ao longo do tempo e do espaço é refletida em padrões estruturais únicos (MICHALET et al., 2006). Variáveis ambientais como a incidência de luz (DENSLOW et al., 1990), abertura de dossel (DIAS et al., 2006) e quantidade de matéria orgânica presente no solo, atuam como fatores determinantes no estabelecimento e desenvolvimento de espécies regenerantes, e na dinâmica estrutural da vegetação (ALVARENGA et al., 2003; LIMA JR. et al., 2006). Além disso, à interação entre as espécies vegetais pode facilitar ou dificultar a coexistência entre indivíduos (MICHALET et al., 2006).

A luminosidade facilitada pela abertura de dossel é muito importante nos processos ecológicos e fisiológicos das espécies vegetais (DENSLOW et al., 1990; TURTON e FREIBURGER, 1997), pois, a incidência de luz no sub-bosque interfere na temperatura e umidade relativa do ar e do solo (CAMPBELL e NORMAN, 1989; RINCON e HUANTE, 1993). Esses fatores podem explicar as diferentes formações em um sub-bosque de uma floresta, podendo também determinar a dinâmica na regeneração e recrutamento de plântulas (LAMB et al., 1997). Ambientes que apresentam maior recrutamento de plântulas tendem a estabelecer maior riqueza de espécies (ARAÚJO et al., 2005) e conseqüentemente apresentam maior quantidade de serapilheira depositada sobre o solo (WERNECK et al., 2001).

Os bambus quando presentes também exercem um papel fundamental na dinâmica de florestas, devido à forma de reprodução vegetativa, o rápido crescimento e a elevada densidade por área (MARCHESINI et al., 2009). *Merostachys multiramea* Hack é uma espécie de bambu de floração cíclica (de 31 a 33 anos) e numerosa (SCHMITT e LONGHI-WAGNER, 2009). Ocorre comumente em locais de Floresta Ombrófila Mista, em abundância em áreas de diversos estágios de regeneração (SANTOS et al., 2012). *M. multiramea* é uma espécie nativa

considerada ruderal, pois é resistente aos impactos antrópicos sendo capaz de ser encontrada também em áreas degradadas (MORO et al., 2012).

O último evento reprodutivo dos bambus no Sul do Brasil ocorreu entre os anos de 2006 a 2008, estando agora em um processo de regeneração (SANTOS et al., 2012). Estudos demonstraram que os bambus interferem intensamente na regeneração natural, pois sua colonização acaba suprimindo ou retardando o estabelecimento de espécies arbóreas, bem como, podem afetar a sobrevivência e o crescimento de indivíduos adultos (GONZALES et al., 2002; SANTOS, et al., 2012). Neste sentido, fenômenos que dificultem a germinação de sementes nos bambuzais são de fundamental importância para o estabelecimento de novos indivíduos que possibilitem uma maior diversidade de espécies arbóreas (GRISCOM e ASHTON, 2006).

A diversidade de espécies arbóreas influencia diretamente nas particularidades do ecossistema, pois, a presença de nutrientes no solo e a produção de biomassa vegetal estão positivamente correlacionadas com esse fator (NAEEM et al., 1995; TILMAN et al., 1996). Como resultado, o material depositado, ou seja, a serapilheira mantém a fertilidade e os níveis de nutrientes no solo (CALVI, PEREIRA e ESPÍNDULA JR, 2009).

A serapilheira é uma mistura bastante diversificada, formada por compostos vegetal, animal e outros resíduos orgânicos que não são identificáveis denominados de miscelânea (SCORIZA et al. 2012). Normalmente a serapilheira detém altas concentrações de nitrogênio encontrado principalmente nas folhas, que auxilia na reciclagem desse mineral no ecossistema florestal, e pequenas concentrações de fósforo, de considerável importância também para o processo de reciclagem (FREIRE et al., 2010).

Contudo, o trabalho tem por objetivo mensurar a espessura e o peso da serapilheira acumulada nos fragmentos com e sem a presença da *Merostachys multiramea* Hack, avaliando a descontinuidade de dossel entre os dois ambientes. A hipótese a ser testada é que existe diferença na espessura,

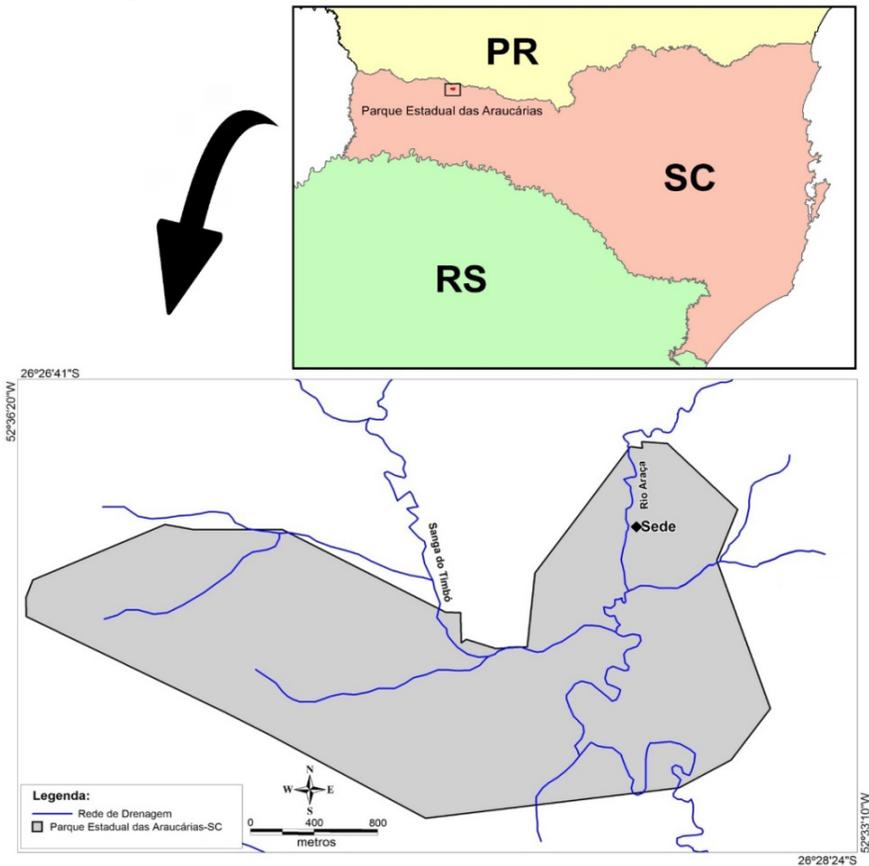
no peso da serapilheira e na descontinuidade do Dossel em relação aos ambientes com e sem a presença de *Merostachys multiramea* Hack.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Parque Estadual das Araucárias (PAEAR), que contém cerca de 612,5 hectares e está localizado entre municípios de São Domingos e Galvão no Oeste de Santa Catarina entre as coordenadas de 26°26'41" e 26°28'24" latitude S e 52°36'20" e 52°33'10' longitude W (Figura 1). O PAEAR está situado no Bioma Mata Atlântica e possui composição florestal caracterizada como Floresta Ombrófila Mista.

Figura 1. Parque Estadual das Araucárias (PAEAR).



Coleta de dados

Para coleta de serapilheira foram utilizados dois transectos de 100 m com 10 pontos cada, tendo 10 m de distância entre os pontos. O primeiro transecto foi instalado de forma com que abrangesse a vegetação com a presença de *Merostachys multiramea*. O segundo transecto foi instalado no ambiente sem a presença de *M. multiramea*. As coletas de serapilheira foram realizadas com o auxílio de um gabarito de madeira de 25 × 25 cm, e a espessura foi mensurada com uma régua de aço. A serapilheira acumulada foi condicionada e seca em estufa digital de ar a 70°C, até

apresentar um peso constante. Para avaliar a descontinuidade de dossel, foram registradas 3 fotografias com uma câmera digital Sonny DSLR A230 com o subsídio de uma lente olho de peixe para gerar uma média da descontinuidade do dossel na área fotografada, e os valores referentes para a média foram obtidos através do programa Gap Light Analyzer.

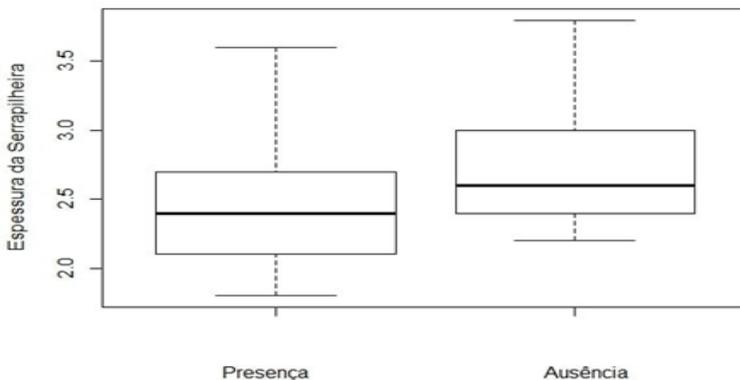
Análise de dados

Para avaliar as diferenças entre a espessura, peso de massa seca de serapilheira e descontinuidade de dossel, foi realizada uma ANOVA *one-way* com uso do software estatístico R.

RESULTADOS

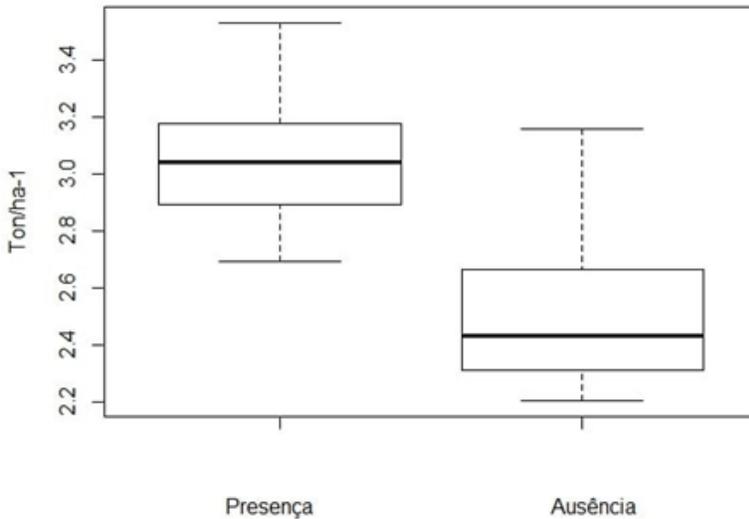
A espessura da serapilheira quando comparada entre os ambientes com e sem *M. multiramea* não apresentou diferença significativa ($F = 1,041$; g.l. = 1; $p = 0,337$). Os valores de médias dos dois ambientes se apresentaram semelhantes (2,5 cm e 3,0 cm) com variação de 1,8 cm a 3,6 cm e 2,2 cm a 5,4 cm para ambiente com a presença e ausência de *M. multiramea* respectivamente (figura 2).

Figura 2. Boxplot representando a espessura da serrapilheira em centímetros em áreas com a presença e ausência de *Merostachys multiramea*.



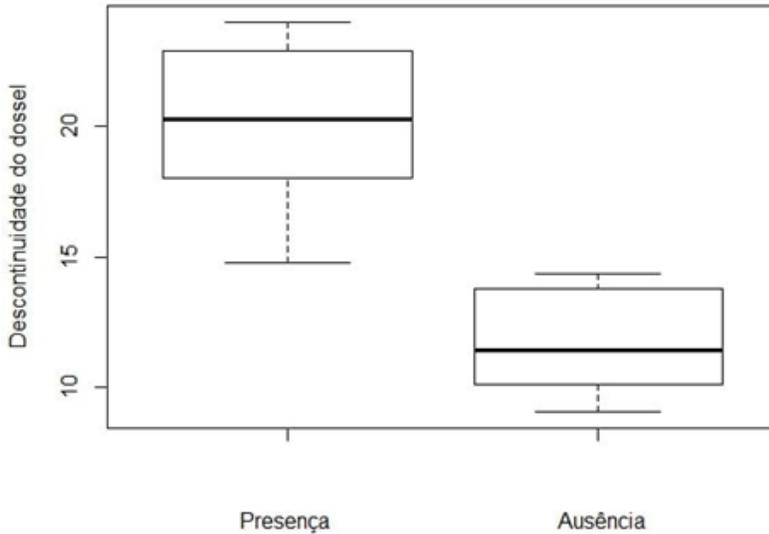
Já a diferença na quantidade de serapilheira entre os dois ambientes amostrados foi significativa ($F = 5,416$; g.l. = 1; $p = 0,0484$). No ambiente com a presença de *M. multiramea* o peso da serapilheira teve em média 11,17 Ton/ha⁻¹ com variações de 5,8 a 19,14 Ton/ha⁻¹, enquanto que no ambiente em que *M. multiramea* estava ausente a serapilheira teve em média 13,07 Ton/ha⁻¹ com variações de 6,12 a 21,54 Ton/ha⁻¹ (figura 3).

Figura 3. Boxplot representando quantidade de serrapilheira em toneladas/hectare (Ton/ha-1) em áreas com a presença e ausência de *Merostachys multiramea*.



Existe diferença na descontinuidade de dossel entre os ambientes com e sem *Merostachys multiramea* ($F = 51,91$; g.l. = 14,96; $p = 0,0001$). No ambiente com a presença de *M. multiramea* observou-se em média maior descontinuidade de dossel (20%) com uma variação de 14,7% a 24%, em relação ao ambiente em que *M. multiramea* estava ausente (11,6%) com uma variação oscilando entre 9% e 14,3% (figura 4).

Figura 4. Boxplot representando a descontinuidade de dossel em áreas com a presença e ausência de *Merostachys multiramea*.



DISCUSSÃO

A quantidade de serapilheira depositada no solo pode variar dentro de uma área florestal dependendo do grau de perturbação. Áreas com presença de pioneiras tendem a possuir maior quantidade de serapilheira, pois estas espécies de crescimento rápido investem mais em produção de biomassa, em comparação a áreas que apresentam espécies secundárias tardias (ARAÚJO *et al.*, 2005). Vários autores ressaltam que a quantidade de serapilheira no solo é condicionada por inúmeros fatores, que podem ser além de aspectos edáficos também fatores biológicos, destacando dentro destes a composição e estrutura florística da vegetação (BRAY e GORHAM, 1964; LONDSDALE, 1988; MEENTEMEYER *et al.*, 1982; VITOUSEK, 1984; SCHLITTLER *et al.*, 1993; WERNECK *et al.*, 2001; LEITÃO FILHO *et al.*, 1993; SUNDARAPANDIAN e SWAMY, 1999).

Quando comparadas as áreas com e sem a presença *Merostachys multiramea*, a presença da espécie relacionou-se com menor peso de

serapilheira e não apresentou diferença significativa na espessura. Isso pode ter relação com o último evento reprodutivo dos bambus no Sul do Brasil, que ocorreu entre os anos de 2006 a 2008. Estando agora em um processo de regeneração, e por consequência apresentando menor cobertura de folhas e maior descontinuidade de dossel, além de menor deposição de folhas sobre o solo (SANTOS et al., 2012).

O dossel florestal é uma estrutura resultante de anos de interações ecológicas da vegetação com o ambiente, é complexa, dinâmica e varia em escala espacial e temporal em ecossistemas florestais (LOWMAN; WITTMAN, 1996; MCCARTHY; ROBISON, 2003; SUGANUMA et al., 2008). Os valores relacionados à descontinuidade de dossel apresentaram diferenças entre os ambientes estudados, sendo maior no local com a presença de *M. multiramea*. Que contraria o esperado, pois, o bambu possui como característica apresentar pouca descontinuidade de dossel, devido sua alta capacidade de propagação e elevada densidade por área (MARCHESINI et al., 2009). Resultado este que também pode ser explicado pelo estágio regenerativo em que o bambu se encontra, pois, ambientes cujo estágio sucessional é considerado tardio, a uma maior uniformidade na continuidade do dossel.

O estabelecimento de *M. multiramea* em um ecossistema florestal deve-se a aberturas parciais no dossel. O seu rápido crescimento vegetativo acaba inibindo a regeneração de outras espécies (MAROD et al., 1999), devido a competição interespecífica, acúmulo de serapilheira sobre o solo e redução da luminosidade (LARPKERN et al., 2011). O que pode explicar a diferença de peso na serapilheira entre os dois locais estudados, pois com a presença da espécie *M. multiramea*, o estabelecimento de outras espécies regenerantes pode ter sido inibido (ARAÚJO et al., 2002), o que consequentemente reduz a quantidade de matéria orgânica depositada sobre o solo, fazendo parte da composição da serapilheira (LARPKERN et al., 2011). Ambientes sem a presença do bambu podem ter apresentado maior peso de serapilheira por apresentar naturalmente maior diversidade de espécies regenerantes.

Diante disso, a diferença entre os ambientes com e sem a presença da espécie *M. multiramea* está diretamente relacionada ao tipo de cobertura florestal, e estágio de regeneração do bambú nos ambientes analisados. Mais estudos se tornam necessários para compreender como a presença do bambú interfere na dinâmica vegetacional dos ambientes, e compreender se esta estrutura influencia os processos ecológicos, é importante para o conhecimento da dinâmica dos ecossistemas.

REFERÊNCIAS

- ALVARENGA AA, CASTRO EM, JUNIOR ECL, MAGALHAES MM. Effects of different light levels on the initial growth and photosynthesis of *Croton urucurana* Baill. In southeastern Brazil. **Revista Árvore**, v.27, n.1, p.53–57, 2003.
- ARAUJO, R.S; et al. Deposição de serapilheira em três modelos de revegetação de áreas degradadas na Reserva Biológica de Poços das Antas. **Lavras, UFLA**, 2002.
- BRAY, J. R; GORHAM, E. Litter production in the forests of the world. *Advances in ecological research*, New York, v. 2, p. 101–157, 1964.
- CALVI, G. P et al. Produção de Serapilheira e Aporte de Nutrientes em Áreas de Floresta Atlântica em Santa Maria de Jetibá, ES. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 19, n. 2, p. 131–138, abr.-jun. 2009.
- CAMPBELL, C. S; NORMAN, J. M The description and measurement of plant canopy structure. In: RUSSELL, G.; MARSHALL, B.; JARVIS, P. G. **Plant canopies: Their growth, form and function**. Cambridge: Cambridge University, p.178, 1989.
- DENSLOW JS, SCHULTZ JC, VITOYSEK PM, STRAIN BR. Growth responses of tropical shrubs to treefall gap environments. **Ecology**, v.71, n.1, p.525–532, 1990.
- DIAS AS, MARTINELLI CM, VEIGA LG, MATTOS RG, ARANHA TP. Abertura de Dossel e riqueza de espécies em um fragmento de cerrado de Itirapina, SP. In: SANTOS, F. A. M. et al. (orgs). *Relatórios da disciplina NE 211 – PPG Ecologia*, IB, UNICAMP, p. 60–76, 2006.

FREIRE JL, DUBEUX JUNIOR JCB, LIRA MA, FERREIRA RLC, SANTOS MVE, FREITAS EV. Deposição e composição química de serrapilheira em um bosque de sabiá. **Revista Brasileira de Zootecnia**. v.39, n.8, p.1650–1658, 2010.

GONZALEZ, M; VEBLER, T; DONOSO, C; VALERIA, L. Tree regeneration responses in a lowland *Nothofagus*-dominated forest after bamboo dieback in South-Central Chile. **Plant Ecology**. v.161, p. 59–73, 2002.

GRISCOM BW, ASHTON MS. A self-perpetuating bamboo disturbance cycle in a neotropical forest. **Journal of Tropical Ecology**. v.22, p.587–597, 2006.

LACERDA, A. E. B; KELLERMANN, B. Bambus nativos como espécies invasoras no sul do Brasil. p. 179-196. 2017. In: DRUMOND, P. M.; WIEDMAN, G. (Org.). **Bambus no Brasil: da biologia à tecnologia**. Rio de Janeiro: Instituto Ciência Hoje, 2017.

LAMB D, PARTTOTTA JA, KEENAN R, TUCKER N. Rejoining habitat remnants: Restoring degraded rainforest lands. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. **Tropical forest remnants**. Chicago: The University of Chicago, p.366–385, 1997.

LARPKERN P, MOE SR, TOTLAND O. Bamboo dominance reduces tree regeneration in a disturbed tropical forest. **Oecologia**, Berlin, v. 165, n. 1, p. 165–168. 2011.

LEITÃO FILHO HF, PAGANO SN, CÉSAR O, TIMONI JL, RUEDA JJ. Aspectos da ciclagem de nutrientes. Pp. 129-163. In: H.F. Leitão Filho (org.). *Ecologia da mata Atlântica em Cubatão*. São Paulo, Editora da Universidade Estadual Paulista/ Editora da Universidade de Campinas, 1993.

LIMA JR EC, ALVARENGA AA, CASTRO EM, VIEIRA CV, BARBOSA JPRAD. Aspectos fisiológicos de plantas jovens de *Cupania vernalis* Camb. submetidas a diferentes níveis de sombreamento. **Revista Árvore**, v.30, n.1, p.33–41, 2006.

LONSDALE WM. Predicting the amount of litterfall in forests of the world. **Annals of Botany** v. 61, p. 319–324, 1988.

LOWMAN MD, WITTMAN PK. Forest Canopies: Methods, Hypotheses and Future directions. **Annu. Rev. Ecological. System**. v. 27, p. 55–81, 1996.

MARCHESINI VA, SALA OE, AUSTIN AT. Ecological consequences of a massive flowering event of bamboo (*Chusquea culeou*) in a temperate forest of Patagonia, Argentina. **Journal of Vegetation Science**. v.40, p. 424–432, 2009.

MAROD D, KUTINTARA U, YARWUDHI C, TANAKA H, NAKASHISUKA T. Structural dynamics of a natural mixed deciduous forest in western Thailand. **Journal of Vegetation Science**, v. 10, n. 6, p. 777–786, 1999.

McCARTHY BC, ROBISON SA. Canopy Openness, Undrestory Light Environments, and Oak Regeneration. In: SUTHERLAND, E. K.; HUTCHINSON, T. F. ; EDS (Ed.). **Characteristics of Mixedoak Forest Ecosystems in Southern Ohio Prior to Reintroduction of fire**. Newtown Square, PA: U.S.: Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station, cap. 6, p. 159, 2003.

MEENTEMEYER V, BOX EO, THOMPSON R. World patterns and amounts of terrestrial plant litter production. **BioScience** v. 32, p. 125–128, 1982.

MICHALET R, BROOKER RW, CAVIERES LA, KIKVIDZE Z, LORTIR CJ, PUGNAIRE FI, VALIENTE-BANUET A, CALLAWAY RM. Do biotic interactions shape both sides of the humped-back model of species richness in plant communities? **Ecology Letters** v.9, p. 767–773, 2006.

MORO MF, SIUZA VC, OLIVEIRA-FILHO AT, QUEIROZ LP, FRAGA CN, RODAL MJN, ARAUJO FS, MATINS FR. Alienígenas na Sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta Botanica Brasilica**, 2012.

NAEEM S, THOMPSON LJ, LAWLER SP, LAWTON JH, WOODFIN RM. Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**. v.347, p. 249–262, 1995.

RINCON E, HUANTE P. Growth responses of tropical deciduous tree seedlings to contrasting light conditions. **Trees: Structure and Function**, v.7, p. 202–207, 1993.

SANTOS SC, BUDKE J. MULLER, A. Regeneração de Espécies Arbóreas sob a Influência de *Merostachys multiramea* Hack. (Poaceae) em uma Floresta Tropical. **Acta Botanica Brasilica**, 2012.

SCHLITTLER FHM, DE MARINIS G, CÉSAR O. Produção de serapilheira na Floresta do Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema - SP. **Naturalia** v.18, p. 135–147, 1993.

SCHMIDT R, LONGHI-WAGNER HM. A tribo bambuseae (Poaceae: Bambusoideae) no Rio Grande do Sul. Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**. v.7, p. 71–128, 2009.

SCORIZA RN, PEREIRA MG, MACHADO DL, SILVA EMR. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Floresta e Ambiente**. v.2, n.2, p. 01–18, 2012.

SUGANUMA MS, TOREZAN JMD, CAVLHEIRO AL, VANZELA ALL, BENATO T. Comparando Metodologias para Avaliar a Cobertura do Dossel e a Luminosidade no Sub-bosque de um Reflorestamento e uma Floresta Madura. **Revista Árvore**. Viçosa-MG. v.32, p. 377–385, 2008.

SUNDARAPADIAN SM, SWAMY PS. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. **Forest Ecology and Management**. v.123, p. 231–244, 1999.

TILMAN D, WEDIN D, KNOPS J. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. **Nature**. v.379, p.718–720, 1996.

TURTON SM, FREIBURGER HJ. Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland, northeastern Australia. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. **Tropical forest remnants**. Chicago: The University of Chicago, p. 45–54, 1997.

VITOUSEK PM. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. **The American Naturalist** v.119 n. 4, p. 53–72, 1982

WERNECK MS, PEDRALLI G, GIESEKE LF. Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**. v.24 n. 2, p. 195–198, 2001.

A VARIEDADE E QUANTIDADE DE RECURSOS FOLIARES INFLUENCIAM OS FRAGMENTADORES EM RIACHO FLORESTADO?

Marciana Brandalise¹; David Liposki Biassi²; Patrícia Nunes¹; Cristiane Biasi¹

Resumo

O objetivo deste estudo consiste em avaliar se a diversidade e quantidade de recursos vegetais presentes nos bancos de folhas influenciam a densidade e biomassa de fragmentadores em riacho florestado. A área de estudo compreende o Rio Araçá, trecho pertencente ao Parque Estadual das Araucárias, SC. Foram coletados 10 bancos de folhas, separados os macroinvertebrados fragmentadores e identificados até menor nível taxonômico possível. O material coletado foi secado, separado em estruturas vegetais e pesado para obtenção do peso seco. Foi observado que a variedade das famílias vegetais não influencia a riqueza e densidade de fragmentadores. Porém, o peso seco das estruturas vegetais, possuem relação positiva com a densidade de *Hyaletta* e biomassa de *Phylloicus* e *Hyaletta*, enquanto que o peso seco de folhas e galhos influenciou negativamente a densidade de *Hyaletta* e *Aegla*. Concluímos que a variedade de famílias vegetais não influenciou os fragmentadores, entretanto a quantidade de recursos vegetais demonstrou ser importante para os fragmentadores. Nossos resultados indicam que a manutenção da vegetação ripária é de suma importância, uma vez que, em riachos de pequena ordem, este é o único meio de entrada de nutrientes, necessário para a sobrevivência dos fragmentadores e para a integridade ecológica do ecossistema.

Palavras chave: Macroinvertebrados bentônicos; recurso vegetal; zona ripária; heterogeneidade ambiental.

1 Programa de Pós Graduação em Ecologia. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões URI Erechim.

2 Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais. Universidade Comunitária da Região de Chapecó UNOCHAPECÓ Chapecó.

* marcianabrandalise@hotmail.com

Abstract

The aim of this study is to investigate if the diversity and amount of vegetal resources in leaf banks is linked to the density and biomass of shredders in forested stream. The study was performed in the Araçá River, part of the Araucárias State Park, SC. Ten leaf banks were collected, separated from the shredders and identified to the lowest possible taxonomic level. The collected material was dried, separated into plant structures and weighed to obtain dry weight. It was observed that the variety of plant families does not influence the richness and density of shredders. However, the dry weight of the plant structures has a positive relation with the density of *Hyaella* and biomass of *Phylloicus* and *Hyaella*, while the dry weight of leaves/branches negatively influences the density of *Hyaella* and *Aegla*, respectively. We concluded that the variety of plant families did not influence the shredders, however the amount of vegetal resources was shown to be important for shredders. Our results indicate the maintenance of riparian vegetation is of paramount importance, since in small streams this is the only means of entry of nutrients necessary for survival of the shredders and for the ecological integrity of the ecosystem.

Keywords: Macroinvertebrates benthic; plant resource; riparian zone; environmental heterogeneity.

INTRODUÇÃO

A zona ripária é caracterizada como uma área de ecótono entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, constituindo-se na principal via de entrada na coluna d'água de material orgânico, o qual é processado pela guilda dos fragmentadores presente nos riachos (CUMMINS et al., 1973; MARIDET et al., 1995; WALLACE et al., 1997). Os córregos de baixa ordem são intimamente ligados com as zonas ripárias, uma vez que são altamente dependentes dos recursos alóctones para o fluxo de matéria orgânica e energia (VANOTTE et al., 1980; RICHARDSON e SATO, 2015). Estes ecossistemas aquáticos são considerados heterotróficos, pois o sombreamento do leito do riacho, provocado pela vegetação ripária circundante, limita a produção autóctone (YOCOYAMA, 2012). Dessa forma, os processos ecossistêmicos que acontecem nos riachos refletem as condições das zonas ripárias, ressaltando sua alta complexidade e importância ecológica (YOCOYAMA, 2012).

O substrato vegetal em ambientes aquáticos é oriundo do material alóctone que cai da vegetação ripária, e consiste, basicamente, de depósitos de folhas, galhos, sementes, frutos, variando no estado de fragmentação (VALOTTE et al., 1980). Áreas florestadas são essenciais para a fauna aquática, favorecendo acúmulo de substratos foliares na coluna d'água, influenciando positivamente a ocorrência de fragmentadores, uma vez que, aumenta sua área de colonização, fonte de recurso para abrigo e alimento (VANOTTE et al., 1990). Grande parte do detrito é fragmentada ao longo do riacho, por meio da abrasão física, e pela contribuição dos fragmentadores associada com a transformação da matéria orgânica grossa (MOPG) em matéria orgânica particulada fina (MOPF), (CUMMINS et al., 1989; RINCÓN e MARTINNEZ, 2006). Esse processo resulta na diminuição do tamanho da partícula e a torna disponível para as demais comunidades biológicas (SUBERKROPP, 1998; GRAÇA, 2001).

É reconhecido que a diversidade de espécies é diretamente influenciada pela heterogeneidade ambiental dos habitats (RICLEFS,

2013). Um grande número e variedade de habitats em um certo espaço, por exemplo, o riacho, indica a diminuição na sobreposição de nichos, podendo assim, abrigar diferentes espécies e reduzir a competição interespecífica (RICLEFS, 2013). Acredita-se que tal aumento de diversidade leve à estabilidade da comunidade, diminuindo as variações do fluxo de energia na mesma.

As condições físicas do substrato em um riacho é um dos principais fatores que afetam a comunidade aquática (SHELDON, 1968) além de provocar impacto direto sobre os macroinvertebrados bentônicos (MAZÃO e CONCEIÇÃO, 2016). Os macroinvertebrados bentônicos desempenham papel no fluxo de energia e na circulação da matéria, influenciam diretamente a sobrevivência e reprodução de outros táxons (COVICH et al., 2004), são sensíveis às mudanças ambientais (perturbação, deterioração e melhoria) (SHARLEY et al., 2008; TOWNSEND et al., 2009). Em complemento os macroinvertebrados podem refletir as mudanças temporais e espaciais comparativamente de longo prazo dos ecossistemas de riachos e podem prever problemas futuros (HERMAN e NEADHASHEMI, 2015; KOPERSKI, 2011).

A associação de insetos aquáticos com substrato vegetal tem sido abordada em estudos ecológicos que ressaltam a importância da presença da vegetação ribeirinha no entorno dos ambientes aquáticos (MENEZES et al., 2010; SCHMERA et al., 2017). Sendo assim, o objetivo deste estudo consiste em investigar se a variedade e quantidade de recursos vegetais que compõem os bancos de folha influenciam os fragmentadores em riacho florestado. Para isso, nós testamos as seguintes hipóteses: (i) a diversidade de recursos vegetais influencia positivamente os fragmentadores, promovendo aumento da riqueza e densidade de fragmentadores; (ii) a quantidade de recursos vegetais (peso seco) estará relacionada positivamente com a densidade e biomassa dos fragmentadores.

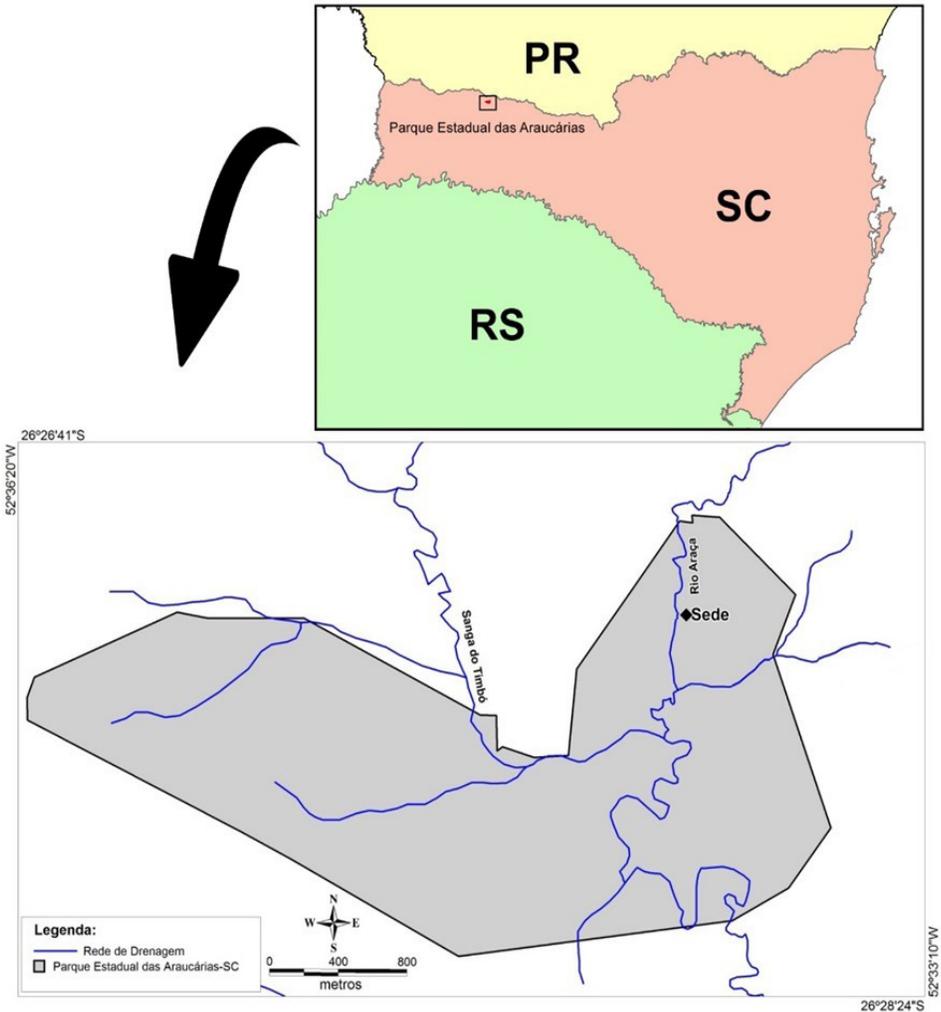
MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo compreende um riacho denominado Araçá no trecho que pertence ao Parque Estadual das Araucárias, que está localizado no Oeste de Santa Catarina, nos municípios de São Domingos e Galvão (Figura 1). Ele está inserido na Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó - Sub-bacia do Rio Chapecó Alto - Microbacia do Rio Jacutinga. O clima caracteriza-se como Clima Subtropical úmido (classificação climática Köppen-Geiger: Cfa). A região está inserida no bioma Mata Atlântica, compreendendo a fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista (FOM), a qual apresenta quatro feições fitofisionômicas distintas. Estas feições estão condicionadas às características de relevo e aos diversos níveis de exploração da araucária, sendo definidas pela presença ou ausência da araucária e pela densidade do bosque arbóreo, conforme a seguinte categorização: Pioneira; Banhados; FOM com agrupamento de *Araucaria angustifolia*; FOM sem agrupamento de *Araucaria angustifolia* (FATMA, 2016).

O riacho apresenta vegetação ripária conservada e margens estáveis. Possui alta diversidade de habitats, com substrato pedregoso, arenoso e com deposição de folhiço, além de apresentar trechos com remanso e rápidos. Possui uma largura média de 1,41 metros ($\pm 0,42$ cm) e profundidade de 8,7 centímetros ($\pm 4,66$ cm).

Figura 1. Localização da área de coleta junto ao Rio Araçá, no trecho pertencente ao Parque Estadual das Araucárias (PAEAR) localizado no Oeste de Santa Catarina, SC.



Amostragem do material biológico

Para a coleta de dados foi percorrida uma distância de 150 metros ao longo do riacho, onde foram amostrados 10 bancos de folhas, com distância média de 5 metros entre os mesmos. As coletas foram feitas de forma manual, sendo escolhidos visualmente, os bancos de folhas ao

longo do percurso do riacho com tamanhos similares. O material vegetal foi acondicionado em bandejas para lavagem, triagem e remoção dos macroinvertebrados fragmentadores.

Para estimar a quantidade de recursos vegetais, os mesmos foram classificados nas seguintes estruturas vegetais: folhas, galhos, estruturas reprodutivas (sementes e frutos), e, material não identificado. Para estimar a variedade de recursos vegetais, as folhas foram identificadas até nível de família, usando a chave de identificação de Sobral et al. (2006). Posteriormente, o material vegetal foi seco em estufa (60°C por 24 horas) e pesado em balança analítica.

Os fragmentadores foram identificados até o menor nível taxonômico possível utilizando chave de identificação de Mugnai (2010) em visualização em lupa estereomicroscópica. Foi estimada a densidade de fragmentadores em cada banco de folha e expressa como: indivíduo por gr de peso seco (ind/gPS). Para obtenção da biomassa dos fragmentadores, os exemplares (com exceção de Aeglidae) foram secos em estufa (60°C por 24 horas), posteriormente pesados em balança analítica e expressos em grama (g).

Análise dos dados

Para testar se a variedade vegetal influencia os fragmentadores foram aplicadas análises de regressão linear simples, utilizando como variável preditora a riqueza de famílias e como variáveis resposta a riqueza e densidade dos fragmentadores.

Para testar se a quantidade de material vegetal influencia os fragmentadores, foram utilizadas análises de regressão múltipla, utilizando como variável preditora o peso seco das estruturas vegetais (folhas, galhos e material reprodutivo) e como variáveis resposta a densidade e biomassa dos fragmentadores. Os dados foram checados em relação a normalidade (Shapiro-Wilk) e transformados (log+1) quando necessário. Para as análises foi considerado o valor

de significância em $p \leq 0,05$ e todas as análises foram realizadas no ambiente estatístico R (R CORE TEAM, 2016).

RESULTADOS

Em todos os bancos de folha encontramos 127 fragmentadores, distribuídos em 4 diferentes famílias. Para a família Calamoceratidae foi identificado o gênero *Phylloicus* (n=21), que contribuiu com 16,5% do total de indivíduos amostrados. Por sua vez, a família Leptoceridae (n=73), representou 57,4% do total da amostragem. Os gêneros *Aegla* (Aeglidae) (n=19) e *Hyaella* (Hyaellidae) (n=14), contribuíram respectivamente com 15% e 11,1%, do total dos fragmentadores.

Em relação ao material vegetal, foram encontradas 6 famílias: Araucariaceae, Aquifoliaceae, Lauraceae, Myrtaceae, Poaceae e Sapindaceae. As famílias vegetais mais representativas foram Lauraceae com ocorrência em todos os bancos de folha, representando 22,2% do total da amostragem, seguida da família Aquifoliaceae com ocorrência em 9 bancos de folhas, perfazendo 20% do total da amostragem (Tabela 1). Em relação às estruturas vegetais (folha, galho e material reprodutivo) nos bancos de folhas, a maior contribuição foi obtida para o item galhos (51%), seguido de folhas (38%) e material reprodutivo (11%) (Tabela 2).

Tabela 1. Presença e ausência das famílias de espécies vegetais em cada banco de folha.

	Araucariaceae	Aquifoliaceae	Poaceae	Lauraceae	Sapindaceae	Mirtaceae
Banco 1		X	X	X	X	X
Banco 2	X	X	X	X	X	X
Banco 3		X	X	X	X	
Banco 4	X	X	X	X		X
Banco 5		X	X	X	X	X
Banco 6		X	X	X	X	X
Banco 7	X	X	X	X	X	X
Banco 8	X	X		X		
Banco 9				X		
Banco 10		X	X	X	X	X

Tabela 2. Quantidade de peso seco (g) das estruturas vegetais presentes nos bancos de folhas.

	Folha	Galho	Reprodutivo
Banco 1	17,69	3,48	23,60
Banco 2	16,5	3,00	0,50
Banco 3	5,61	7,27	0,00
Banco 4	5,66	3,28	16,60
Banco 5	33,63	2,86	0,30
Banco 6	36,35	22,54	5,01
Banco 7	13,38	62,23	4,60
Banco 8	5,12	74,26	3,50
Banco 9	5,58	83,02	0,00
Banco 10	57,18	2,07	4,30
Total	196,70	264,01	58,50

Para a biomassa de fragmentadores, a família Leptoceridae teve maior contribuição, representando 73,6% da amostra (com média de 0,05 gramas por banco de folha), seguido de *Phylloicus* com 25,2% (com média de 0,03 gramas por banco de folha) e *Hyaella*, com 1,2% (média de 0,0008 gramas por banco de folha) conforme tabela 3. Por sua vez, a densidade de fragmentadores para o gênero *Aegla* variou de 0,00 a 0,24 ind/grPS. Leptoceridae foi o *taxa* que mais apresentou variação para a densidade (0,02 a 0,58 ind/gPS). O gênero *Hyaella*, apresentou variação de 0,00 a 0,19 ind/gPS. E gênero *Phylloicus* apresentou variação de 0,00 a 0,08 ind/gPS (Tabela 3). Verificou-se que a variedade de famílias vegetais não influenciou a densidade e riqueza de fragmentadores ($F_{(1;8)} = 1,52$; $p = 0,25$; $F_{(1;8)} = 0,01$; $p = 0,90$, respectivamente).

Tabela 3. Densidade (ind/g de peso seco) e biomassa (g) de fragmentadores em cada banco de folhas. Valores entre parênteses indicam a biomassa de cada fragmentador em cada banco de folha.

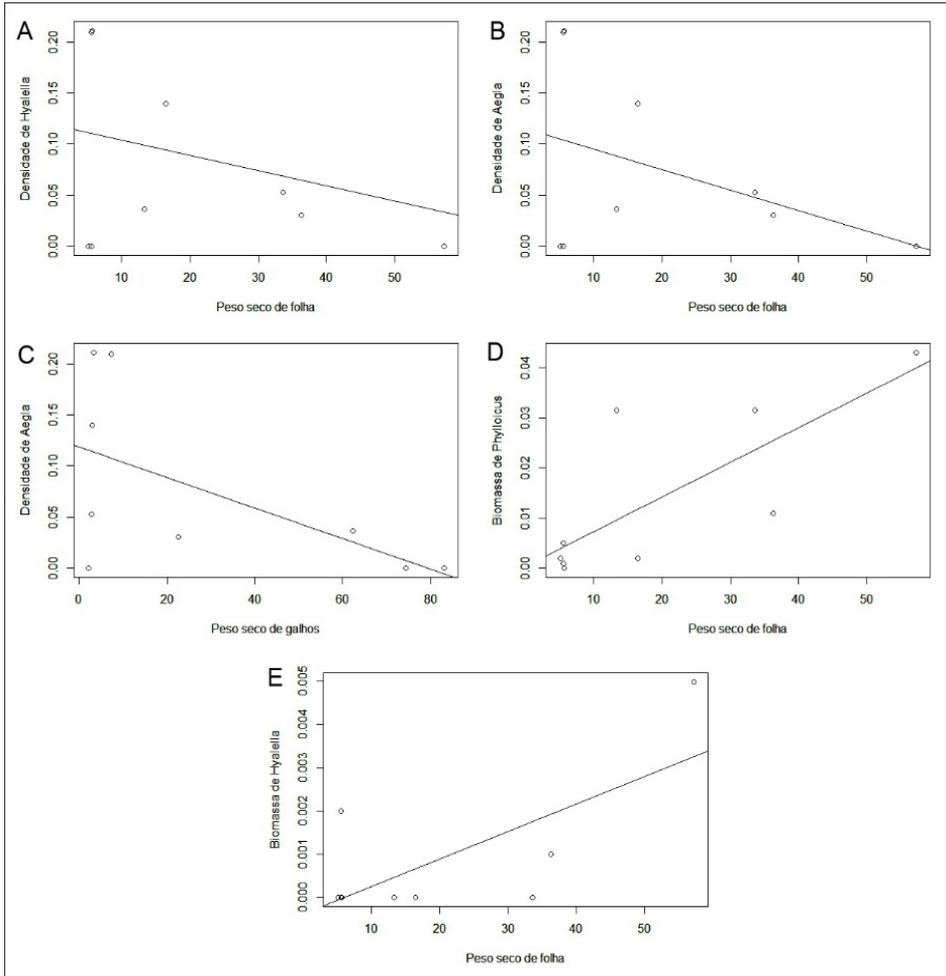
	<i>Aegla</i>	<i>Hyaella</i>	Leptoceridae	<i>Phylloicus</i>
Banco 1	-	-	0,09 (0,01)	0,04 (0,04)
Banco 2	0,15 (0,00)	-	0,30 (0,00)	0,05 (0,00)
Banco 3	0,23 (0,00)	-	0,23 (0,01)	0,08 (0,00)
Banco 4	0,24 (0,00)	-	0,16 (0,01)	-
Banco 5	0,05 (0,00)	-	0,03 (0,03)	0,00 (0,03)
Banco 6	0,03 (0,00)	0,02 (0,00)	0,58 (0,20)	0,05 (0,01)
Banco 7	0,04 (0,00)	-	0,12 (0,08)	0,05 (0,03)
Banco 8	-	-	0,04 (0,08)	0,05 (0,00)
Banco 9	-	0,01 (0,00)	0,02 (0,08)	0,02 (0,01)
Banco 10	-	0,19 (0,01)	0,05 (0,00)	0,06 (0,04)

Em relação à quantidade de categorias vegetais (folha, galho e material reprodutivo), verificou-se que a densidade de *Hyaella* é influenciada negativamente pela quantidade de folhas presente nos bancos (Tabela 4; Figura 2 A). O mesmo resultado foi obtido para a densidade de *Aegla* em relação a quantidade de folhas e de galhos (Tabela 4; Figura 2 B e Figura 2 C, respectivamente). Entretanto, a densidade dos demais fragmentadores não sofreu influência do peso seco em relação às categorias vegetais (Tabela 4). Para a biomassa dos fragmentadores, verificou-se que, a quantidade de folhas influenciou positivamente os exemplares de *Phylloicus* e *Hyaella* (Tabela 4, Figura 2 D e Figura 2 E). Por sua vez, a biomassa de Leptoceridae não foi influenciada pelas categorias vegetais.

Tabela 4. Resultados estatísticos das análises de regressões múltiplas.

	Densidade				
	F	R²	Folha	Galho	Material Reprodutivo
			<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>
<i>Aegla</i>	35,65	0,9285	0,0005	0,0003	0,3318
<i>Hyalella</i>	2,871	0,4123	0,0400	0,6350	0,6630
Leptoceridae	0,1826		0,9690	0,5550	0,9530
<i>Phylloicus</i>	0,3569		0,8960	0,9400	0,3750
	Biomassa				
	F	R²	Folha	Galho	Material Reprodutivo
			<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>
<i>Hyalella</i>	2,262	0,3212	0,0495	0,3498	0,7899
Leptoceridae	0,7149		0,4170	0,2070	0,7650
<i>Phylloicus</i>	3,068	0,4368	0,0334	0,4417	0,9821

Figura 2. Gráficos da regressão linear simples, onde A: Peso seco de folhas × Densidade de *Hyaella*; B: Peso seco de folhas × Densidade de *Aegla*; C: Peso seco de galhos × Densidade de *Aegla*; D: Peso seco de folhas × Biomassa de *Phylloicus*; E: Peso seco de folhas × Biomassa de *Hyaella*.



DISCUSSÃO

Neste estudo, os resultados encontrados não corroboram a hipótese de que a maior variedade do banco de folhas influencia a riqueza de fragmentadores. Este fato, pode estar relacionado a pequena amostragem

proposta por este estudo, além da influência das características físicas e químicas das espécies vegetais sobre os fragmentadores, que não foram mensuradas (BARLOCHER e GRAÇA, 2005; RINCÓN e MARTINEZ, 2006). Outro fator que pode ter influenciado nos resultados obtidos, é em relação a identificação da flora (banco de folhas) ao nível taxonômico de família, restringindo a influência da riqueza de fragmentadores. Em estudo proposto por Sanpera-Calbet et al. (2009), foi encontrada relação positiva entre a variedade de espécies vegetais e a comunidade de fragmentadores e como consequência no funcionamento de riachos, indicando uma forte relação da vegetação ripária com as comunidades aquáticas.

Outro aspecto relevante pode estar associado a preferência por folhas de espécies vegetais de baixa qualidade como uma estratégia de proteção contra outros invertebrados (SALUSSO, 2000; BASTIAN et al., 2007). Ainda sobre a qualidade nutricional das folhas, diversos estudos demonstram a importância deste quesito no processo de fragmentação, o que pode acabar culminando em um melhor desenvolvimento, e, refletir uma preferência por folhas que contenham mais nutrientes (GRAÇA et al., 2001; GRAÇA e CRESSA, 2010; MAS-MARTI et al., 2015; KIFFER JR et al., 2018). Também não descartamos outras variáveis que podem estar repercutindo estes resultados, uma vez que tanto a qualidade quanto a quantidade de folhas podem estar influenciando nas comunidades de fragmentadores (ARIAS-REAL et al., 2018).

A estrutura e composição da vegetação ripária influenciam na dinâmica da matéria orgânica destes ambientes ripários (GONÇALVES et al., 2014). Cummins et al. (1989), Lecerf et al. (2005; 2007) e Ferreira et al. (2006), afirmam que as diferenças na estrutura e composição da vegetação ripária ocasiona diferença no ecossistema aquático, pela quantidade de serapilheira que fica disponível nestes ambientes. Em adição, algumas espécies vegetais contribuem com a entrada da matéria orgânica em diferentes períodos, e, devido à elevada diversidade de espécies ripárias, pode ocorrer uma entrada de energia constante nestes ecossistemas durante o ano (GONÇALVES et al., 2014; LISBOA et al.,

2015). Essa constante entrada de matéria orgânica é fundamental para a manutenção das comunidades aquáticas as quais são influenciadas pela disponibilidade (MENÉNDEZ et al., 2013), qualidade nutricional (KÖNIG et al. 2014), e, pela diversidade de detritos vegetais (SAMPERA-CALBET et al., 2009).

A baixa riqueza de famílias encontradas neste estudo é limitada ao fato do mesmo ser realizado em riacho de cabeceira, sendo que o mesmo com características próprias, servindo de abrigo somente para famílias que possuem como habitat estes locais (SYLVESTRE e BAILEY, 2005). Conforme o conceito de rio contínuo, cabeceiras são pequenos riachos sombreados onde partículas alóctones de matéria orgânica particulada grossa (MOPG) são um recurso necessário para os consumidores (VANNOTE et al., 1980). Nos riachos de cabeceira, principalmente trituradores e coletores ocorrem em grande abundância devido a presença da MOPG (VANNOTE et al., 1980). Em adição, a zona ripária, é considerada uma área de ecótono entre os ambientes terrestres e aquáticos (TUNDISI e TUNDISI, 2010), onde existe uma constante e intensa troca energética entre estes ecossistemas. A mesma, desempenha uma série de funções físicas e ecológicas (formação de corredores ecológicos, aporte de matéria orgânica alóctone, filtragem de nutrientes (NAIMAN e DÉCAMP, 1997). É bem conhecido que a queda de folhas fornece um recurso essencial para córregos florestais e lagoas processadas por fragmentadores (VANNOTE et al., 1980). Em riachos de baixa ordem, as barragens de detritos formadas a partir das quedas de galhos e de troncos (BROWN, 1997), são importantes para a retenção deste material, de que outra forma seria perdido a jusante (HARPER et al., 1997).

Os resultados referentes as estruturas vegetais corroboram parcialmente a segunda hipótese deste estudo, em relação a densidade e biomassa de alguns táxons amostrados. Observamos que a quantidade de estruturas vegetais disponíveis, como folhas influencia negativamente a densidade de *Hyaella*. Em adição, observamos também que o peso seco de folhas e galhos influencia negativamente a densidade de *Aegla*. Eglídeos utilizam substrato pedregoso para se refugiar e são encontrados

associados ao folhicho quando forrageiam (TREVISAN, 2009), e como estes macroconsumidores são mais ativos a noite acreditamos que sua densidade associada ao folhicho ocorra em maior intensidade no período noturno, turno oposto ao utilizado neste estudo. Por sua vez, a quantidade de folhas influenciou positivamente a biomassa de *Phylloicus* e *Hyaella*. As análises realizadas indicam uma maior associação dos fragmentadores com as estruturas vegetais de folhas. Este padrão está relacionado à importância deste recurso como refúgio e alimentação, onde podem encontrar condições e recursos garantindo condições para sua sobrevivência (HEINO et al. 2003; KORSU, 2004).

Mesmo não encontrando relação positiva com a riqueza de espécies vegetais e a riqueza de fragmentadores, nossos resultados devem ser interpretados com cautela, uma vez que não podemos generalizar que a heterogeneidade da vegetação ripária não seja importante para a estruturação das comunidades dos fragmentadores. Salientamos que para que seja possível a inferência da heterogeneidade da vegetação ripária associada a riqueza de espécies de fragmentadores, sejam necessários novos estudos abrangendo um maior esforço amostral com padronização das distâncias entre os bancos de folhas e entre riachos.

Vale ressaltar também, que os fragmentadores são influenciados por traços funcionais das plantas, como a composição química e física do material vegetal em decomposição, sendo que detritos com menor razão Carbono:Nitrogênio, dureza e lignina são considerados mais palatáveis para os fragmentadores (KÖNIG et al., 2014). Entretanto, neste estudo não foi possível avaliar os bancos de folha em relação a sua qualidade nutricional, o que poderia explicar a ausência de relação entre a variedade vegetal e a riqueza e densidade de fragmentadores.

Demonstramos que, mesmo não havendo relação positiva entre riqueza de espécies vegetais com riqueza de espécies de fragmentadores, a quantidade de estruturas vegetais principalmente folhas e galhos, são importantes para os fragmentadores *Phylloicus* e *Hyaella* uma vez que utilizam destes recursos como fonte de alimento e abrigo. Por

fim, concluímos também que a ocorrência dos fragmentadores indica a qualidade ambiental e, salientamos a necessidade de conservação destes ecossistemas para assegurar processos ecológicos importantes como a decomposição foliar. Faz-se necessário destacar ainda, que uma vez o Parque Estadual das Araucárias apresentando, dentro de seus limites, áreas de influência direta da UHE Quebra Queixo, o estudo de macroinvertebrados aquáticos torna-se uma ferramenta importante no que diz respeito às espécies bioindicadoras da qualidade ambiental.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos pela concessão das bolsas CAPES e aos Programas de Mestrado PPG Ecologia da Universidade Regional Integrada e das Missões URI Erechim RS e ao Programa de Ciências Ambientais da Universidade Comunitária da Região de Chapecó SC. Agradecemos também aos grimpeiros, grupo de apoio a Gestão do Parque Estadual das Araucárias por todo o apoio ao longo do desenvolvimento deste estudo.

REFERÊNCIAS

- ARIAS-REAL R, MENÉNDEZ M, MERITXELL A, OLIVA F. Quality and quantity of leaf litter: Both are important for feeding preferences and growth of an aquatic shredder. **Plos One**, v. 13, n. 12, p. 1–17, 2018.
- BÄRLOCHER F, GRAÇA MAS. Total phenolics. In GRAÇA, M.A.S., BÄRLOCHER, F., GESSNER, M.O. (eds), **Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide**. Springer, Dordrecht, p. 45–48, 2005.
- BASTIAN M, BOYERO L, JACKES BR, PEARSON RG. Leaf litter diversity and shredder preferences in an Australian tropical rain-forest stream. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 23, p. 219–229, 2007.
- BONADA N, PRAT N, RESH VH, STATZNER B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology** Estados Unidos, v. 51 p. 495–523, 2006.
- BROWN AG. Biogeomorphology and stability in multiple-channel river systems. **Global Ecology Biogeography Letters**, v. 6, n.3, p. 179–185, 1997.

COVICH AP, AUSTEN MC, BÄRLOCHER F, CHAUVET E, CARDINALE BJ, BILES CL, INCHAUSTI P, DANGLES O, SOLAN M, GESSNER MO, STATZNER B, MOSS B. The role of biodiversity in the functioning of freshwater and marine benthic ecosystems. **Bioscience**, v. 54, p. 767–775, 2004.

CUMMINS KW, WILZBACH MA, GATES DM, PERRY JB, TALAIFERRO WB. Shredders and riparian vegetation. **BioScience**, Uberlandia, v. 39, p. 24–30, 1989.

FERREIRA V, ELOSEGI A, GULIS V, POZO J, GRAÇA MAS. Eucalyptus plantations affect fungal communities associated with leaf-litter decomposition in Iberian streams. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 166, p. 467–490, 2006.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE (FATMA). **Plano de manejo do Parque Estadual das Araucárias**. Florianópolis. 2016.

GRAÇA MAS, CRESSA C. Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders. **International Review of Hydrobiology**, v. 95, n.1, p. 27–41, 2010.

GRAÇA MAS, CRESSA C, GESSNER MO, FEIO MJ, CALLIES KA, BARRIOS C. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. **Freshwater Biology**, v. 46, n. 7, p. 947–957, 2001.

GONÇALVES JF, REZENDE RS, GREGÓRIO RS, VALENTIN GC. Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. **Limnologica**, v. 44, p. 40–48, 2014.

HARPER DM, WITKOUSK F, KEMP MCCARTHY D, e CRABB J. The distribution and abundance of riparian trees in English lowland floodplains. **Global Ecology Biogeography Letters**, v. 6, n.3, p. 297–306, 1997.

HERMAN MR, NEJADHASHEMI AP. A review of macroinvertebrate- and fish-based stream health indices. **Ecohydrology Hydrobiology**, v.15, p. 53–67, 2015.

KÖNIG R, HEPP LU, SANTOS S. Colonisation of low - and high- quality detritus by benthic macroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream. **Limnologica**, v. 45, p. 61– 68, 2014.

KOPERSKI P. Diversity of freshwater macrobenthos and its use in biological assessment: a critical review of current applications. **Environmental Reviews**, v.19, p. 16–31, 2011.

LECERF A, DOBSON M, DANG CK, CHAUVET E. Riparian plant species loss alters trophic dynamics in detritus-based stream ecosystems. **Oecologia**, v. 146, p. 432–442, 2005.

LECERF A, PATFIELD D, BOICHÉ A, RIIPINEN MP, CHAUVET E, DOBSON M. Stream ecosystems respond to riparian invasion by Japanese knotweed (*Fallopia japonica*). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Canadá, v. 64, p. 1273–1283, 2007.

LISBOA LK, SILVA ALL, SIEGLOCH AE, GONCALVES JF, PETRUCIO MM. Temporal dynamics of allochthonous coarse particulate organic matter in a subtropical Atlantic Rainforest Brazilian stream. **Marine and Freshwater Research**. v. 66, p. 674–680, 2015.

MAS-MARTI E, ROMANÍ AM, MUÑOZ I. Consequences of warming and resource quality on the stoichiometry and nutrient cycling of a stream shredder. *Plos One*, v. 10, p. 1–21, 2015.

MAZÃO GR, CONCEIÇÃO BP. The influence of physical instream spatial variability on Chironomidae (Diptera) assemblages in Neotropical streams. **Limnologica**. v.60, p.1–5, 2016.

MENEZES S, BAIRD DJ, SOARES AMVM. Beyond taxonomy: a review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring **Journal of Applied Ecology**, v.47, p. 711–719, 2010.

MENÉNDEZ M, DESCALS E, RIERA T, MOYA O. Do non-native *Platanus hybrida* riparian plantations affect leaf litter decomposition in streams? **Hydrobiologia**, v. 716, n. 1, p. 5–20, 2013.

NAIMAN RJ, DÉCAMPS H. The ecology of interfaces: Riparian zones. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 28, p. 621–658, 1997.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.2018.

RICHARDSON JS, SATO T. Resource subsidy flows across freshwater-terrestrial boundaries and influence on processes linking adjacent ecosystems. **Ecohydrology**, v. 8 p. 406–415, 2015.

RINCÓN J, MARTÍNEZ I. Food quality and feeding preferences of *Phylloicus* sp. (Trichoptera: Calamoceratidae). **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, p. 209–215, 2006.

SALA OE, CHAPIN III FS, ARMESTO JJ, BERLOW E, BLOOMFIELD J, DIRZO R, HUBER-SANWALD E, HUENNEKE LF, JACKSON RB, KINZIG A, LEEMANS R, LODGE DM, MOONEY HA, OESTERHELD M, POFF NL, SYKES MT, WALKER BH, WALKER M, WALL DH. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, v. 287, p. 1770–1774, 2000.

SALUSSO MM. Biodegradation of subtropical forest woods from north-west Argentina by *Pleurotus laciniatocrenatus*. **New Zealand Journal of Botany**, v. 38, p. 721–724, 2000.

SANPERA-CALBET I, LECERF A, CHAUVET E. Leaf diversity influences in-stream litter decomposition through effects on shredders. **Freshwater Biology**. v. 54, p. 1671–1682, 2009.

SHARLEY DJ, HOFFMANN AA, PETTIGROVE V. Effects of sediment quality on macroinvertebrates in the Sunraysia region of the Murray-Darling rivers, Australia **Environmental Pollution**, v.156, p. 689–698, 2008.

SCHMERA D, HEINO J, PODANI J, ERŐS T, DOLÉDEC S. Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. **Hydrobiologia**, v. 787, p. 27–44, 2017.

SHELDON AL. **Species diversity and longitudinal succession in stream fishes**. **Ecology**, v. 49, p. 193–198, 1968.

SUBERKROPP KF. Microorganisms and organic matter decomposition. In: NAIMAN RJ, BILBY RE. River ecology and management: lessons from the Pacific Coast al Ecoregion. **Springer-Verlag**, New York, p. 120–143, 1998.

SOBRAL M, JARENKOW JA, BRACK P, IRGANG B, LAROCCA J, RODRIGUES RS. **Flora arbórea e arborescente do Rio Grande do Sul**. São Carlos: Rima/Novo Ambiente, 2006. 350 p.

SYLVESTRE S, BAILEY RC. Ecology of leaf pack macroinvertebrate communities in streams of the Fraser River Basin, British Columbia. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 1094–1104, 2005.

TOWNSEND K, PETTIGROVE V, CAREW M, HOFFMANN A. The effects of sediment quality on benthic macroinvertebrates in the River Murray, Australia. **Marine Freshwater Research**, v. 60, p. 70–82, 2009.

TREVISAN A, HEPP LU, SANTOS S. Abundância e distribuição de Aeglidae (Crustacea: Anomura) em função do uso da terra na bacia hidrográfica do Rio Jacutinga, Rio Grande do Sul, Brasil. **Zoologia**, v. 26, n. 3, p. 419–426, 2009.

TUNDISI JG, TUNDISI TM. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, Campinas SP, v. 10, n. 4, p. 67–75, 2010.

VANNOTE RL, MINSHALL GW, CUMMINS KW, SEDELL JR. e CUSHING CE. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Canadá, v. 37, n. 1, p. 130–137, 1980.

WALLACE JB, WEBSTER JR. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. **Annual Review of Entomology**, v. 41, p. 115–139, 1996.

WITH KA, KING AW. Limiares de extinção para espécies em paisagens fractais. **Conservation Biology**, v. 13, p. 314–326, 1999.

DECAIMENTO DE SIMILARIDADE NA COMPOSIÇÃO DE ARANHAS ASSOCIADO À DISTÂNCIA AMBIENTAL

Monik Compagnoni Martins^{1*}, Raíssa Spagnol¹, Regina Orso¹, Ronei Baldissera²

Resumo

A variação na composição das comunidades pode estar relacionada com a variação ambiental e/ou espacial. Nosso objetivo foi correlacionar a dissimilaridade da composição das comunidades de aranhas arbustivas com a dissimilaridade ambiental, descrita pela abertura de dossel, e com a dissimilaridade espacial, descrita pela distância geográfica no Parque Estadual das Araucárias – São Domingos, SC. Selecionamos 10 pontos em uma trilha do Parque em distâncias crescentes entre eles, em 3 ambientes: uma floresta secundária, uma floresta secundária dominada por timbó e uma floresta antiga. As aranhas encontradas na vegetação em um raio de 2 m em cada ponto foram morfotipadas e a abertura de dossel foi calculada com um aplicativo em cada ponto. Para verificar se houve decaimento da similaridade da composição das comunidades em relação às distâncias ambientais e geográficas, aplicamos o teste de Mantel Parcial. A dissimilaridade na composição de aranhas foi correlacionada somente com a dissimilaridade ambiental.

Palavras-chave: dissimilaridade; abertura de dossel; distância espacial

1 Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

2 Universidade Comunitária da Região de Chapecó

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

* monikcmartins@hotmail.com

Abstract

The variation in the composition of communities may be related to environmental and/or spatial variation. Our objective was to correlate the dissimilarity of the composition of the shrub spider communities with the environmental dissimilarity, described by the canopy openness, and with the spatial dissimilarity, described by the geographic distance at the Parque Estadual das Araucárias - São Domingos, SC. We selected 10 spots at the park trail with increasing distance among them, in 3 environments: a secondary forest, a secondary forest dominated by timbó and an ancient forest. The spiders found in the vegetation within a radius of 2 m at each spot were morphotyped and the canopy openness was calculated with an app at each point. In order to verify if there was decay of the similarity of the composition of communities in relation to the environmental and geographical distances, we applied the Partial Mantel test. Dissimilarity in spider composition was correlated only with environmental dissimilarity.

Keywords: dissimilarity; canopy openness; spatial distance

INTRODUÇÃO

Uma das relações mais amplamente utilizadas nos estudos de biodiversidade espacial é o decaimento da composição com a distância (MORLON et al., 2008), explicada pela variação da similaridade na composição de duas ou mais comunidades (NEKOLA e WHITE, 1999). Ou seja, conforme há um aumento na distância entre as comunidades, há uma redução da similaridade entre elas.

O decaimento da similaridade pode ser resultado da redução da similaridade ambiental com o aumento da distância, bem como da própria configuração espacial (tamanho e isolamento dos habitats) em um contexto de paisagem (NEKOLA e WHITE, 1999). Os padrões de abundância em algumas espécies são afetados pelas condições ambientais de seu habitat, como a complexidade estrutural das plantas ou a altura da vegetação (GONZÁLEZ-REYES et al., 2017). A complexidade do habitat aumenta a disponibilidade de nichos e a diversidade de espécies (ZANOLI e MORATO, 2015). Garcillán e Ezcurra (2003) apontam que a similaridade das comunidades diminui mais abruptamente em ambientes estruturalmente mais complexos do que em ambientes homogêneos.

A configuração espacial dos habitats está relacionada com o decaimento da similaridade por meio da dispersão, migração e fluxo gênico das espécies (NEKOLA e WHITE, 1999). A dispersão está relacionada ao distanciamento dos indivíduos entre si (BEGON et al., 2007). Locais que apresentam acentuadas barreiras de dispersão reduzem a similaridade entre as comunidades já que limitam a capacidade de movimento das espécies (GARCILLÁN e EZCURRA, 2003). A migração também é movimento, no entanto, é direcional e em massa dos indivíduos de um local para o outro (TOWNSEND et al., 2009). Dessa forma, dispersão e migração contribuem na formação de padrões de distribuição das espécies. Além disso, são mecanismos que desempenham efeito evolutivo, uma vez que são capazes de promover alterações nas frequências gênicas das populações, ou seja, possibilitando o fluxo gênico (BEIGUELMAN, 2008).

Nesse sentido, examinamos se a variação na composição entre comunidades de aranhas arbustivas está correlacionada com a distância ambiental ou espacial no Parque Estadual das Araucárias – São Domingos, SC. Baseando-nos nas premissas de que (1) as aranhas arbustivas selecionam os habitats respondendo principalmente às variáveis ambientais (PERES et al., 2007; BALDISSERRA, 2012) e que (2) não são limitadas pela dispersão em escala regional (SATTLER et al., 2010), esperamos que a dissimilaridade na composição das comunidades de aranhas esteja mais correlacionada com a distância ambiental do que com a distância espacial.

MATERIAL E MÉTODOS

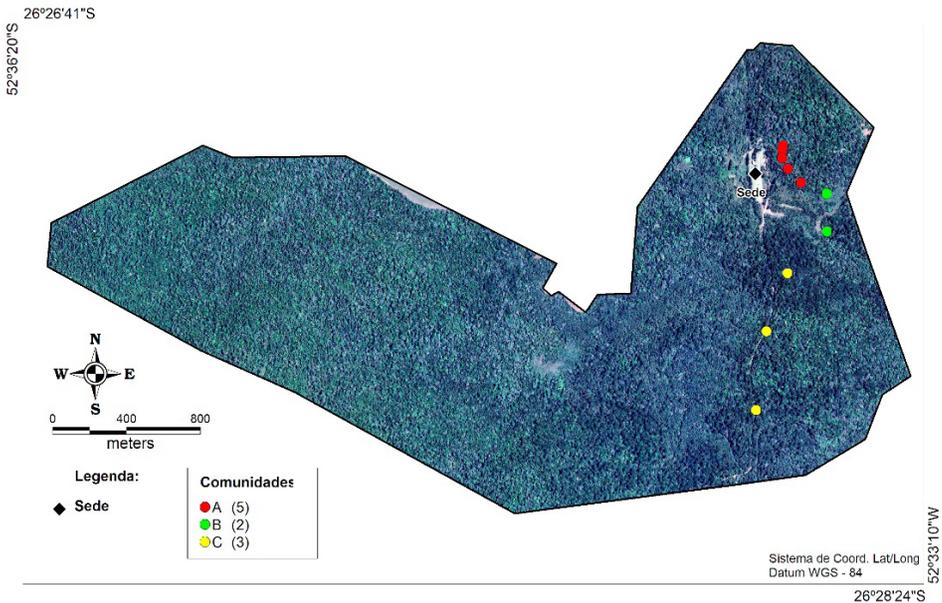
Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Parque Estadual das Araucárias (26°27'08"S e 52°33'56"W) situado no Município de São Domingos, na bacia do rio Chapecó-SC. O Parque possui uma área de 12.841ha e está localizado no bioma Mata Atlântica, compreendendo a formação da Floresta Ombrófila Mista (FATMA, 2016). O clima predominante, segundo a classificação de Koeppen, é do tipo CF – temperado chuvoso e de ambiente úmido (FILHO, 2008). As chuvas são bem distribuídas ao longo do ano e não existe uma estação seca claramente definida (FATMA, 2016).

Coleta de dados

Foram selecionados 10 pontos ao longo de uma trilha do Parque com as seguintes distâncias (metros) entre eles: 0 – 10 – 30 – 60 – 100 – 150 – 200 – 300 – 330 – 420 (Figura 1). As comunidades amostradas nesses pontos estavam distribuídas em três áreas com características vegetacionais diferentes. Uma área é caracterizada por vegetação pioneira, com presença de pteridófitas de bracatinga (*Mimosa scabrella*); outra área em sucessão secundária com presença de *Ateleia glazioviana* (Timbó); e uma área composta por floresta ombrófila mista bem preservada.

Figura 1 – Parque Estadual das Araucárias, São Domingos, SC. Os pontos representam as comunidades amostradas e, as letras, demonstram as áreas com diferentes características vegetacionais.



Em cada ponto, as aranhas foram capturadas em um raio de 2 m, totalizando uma área de ~ 12,5 m², com esforço amostral de 15 minutos. Para realçar as teias de aranhas e facilitar a captura arremessou-se farinha de trigo na vegetação. As aranhas capturadas foram fotografadas e classificadas em morfotipos. Além disso, em cada ponto, mensurou-se a porcentagem de abertura de dossel com o auxílio do aplicativo GLAMA – Gap Light Analysis. Também se registrou as coordenadas geográficas de cada ponto com GPS.

Análise de Dados

A partir do registro de cada morfotipo em cada ponto (comunidade local), montou-se uma matriz de presença/ausência dos morfotipos em cada ponto. A partir disso, uma matriz de similaridade de Jaccard entre as comunidades locais foi calculada. As coordenadas geográficas de cada ponto foram utilizadas para construir uma matriz de distância espacial

(euclidiana). A partir dos valores de porcentagem de abertura do dossel em cada ponto, uma matriz de distância de Bray-Curtis foi calculada.

Para correlacionar a matriz de similaridade de Jaccard das comunidades de aranhas com as matrizes de dissimilaridade ambiental e espacial, aplicamos o teste de Mantel Parcial com 999 permutações. O teste permite correlacionar a matriz biológica com uma das duas outras matrizes, enquanto controla a correlação com a terceira. A estatística foi realizada com auxílio do software estatístico R (pacote Vegan).

RESULTADOS

Foram registrados 23 morfotipos de aranhas arbustivas nas 10 comunidades. A dissimilaridade de composição entre as comunidades de aranhas foi correlacionada com a distância ambiental ($r = 0,5159$; $p = 0,0010$ e não pela espacial ($r = -0,1577$; $p = 0,785$) (Figuras 2 e 3). Ou seja, conforme aumenta a distância espacial entre as comunidades, suas composições não se alteram significativamente.

Figura 2 – Dissimilaridade de composição das comunidades de aranhas em relação à distância espacial

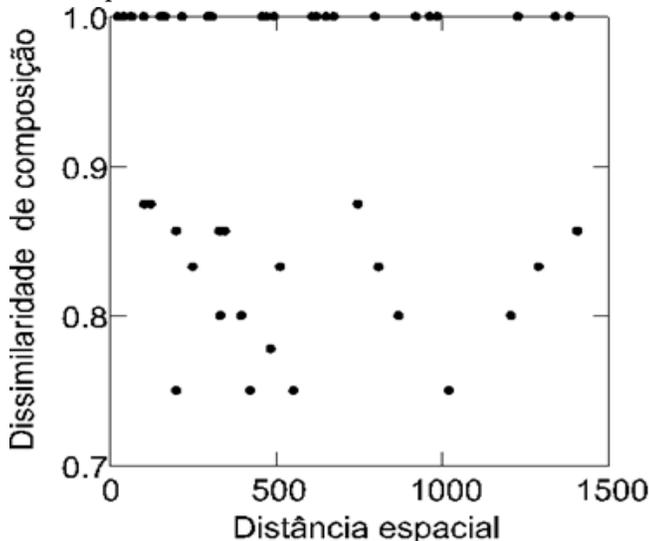
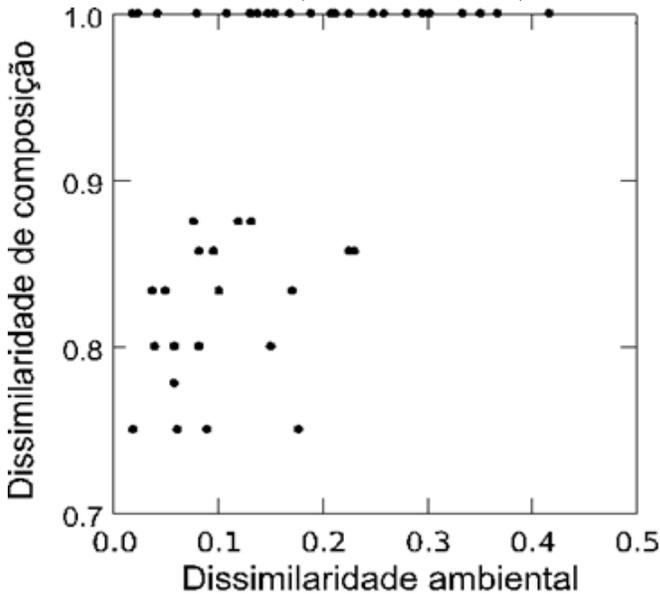


Figura 3 – Dissimilaridade de composição das comunidades de aranhas em relação à dissimilaridade ambiental (abertura de dossel).



DISCUSSÃO

A ausência de influência da distância espacial sobre a composição das comunidades de aranhas é um indicativo de que essas comunidades não são limitadas pela dispersão. Ou seja, quanto maior a distância espacial, não há efeito sobre a dissimilaridade das comunidades, contrariando predições da teoria neutra (HUBBELL, 2001). No entanto, esse resultado corrobora nossa hipótese, uma vez que as comunidades de aranhas não são restringidas pela dispersão, mas sim pela estrutura do habitat e suas variáveis ambientais (BALDISSERA, 2012). Este fato pode estar relacionado com o modo de dispersão passivo (balonismo) das aranhas e com a escala do estudo. Em pequena escala, há uma menor rotatividade de espécies, dessa forma diminuem-se os limites de dispersão e, portanto, não há influência do espaço em relação a composição das comunidades (PERES-NETO e LEGENDRE, 2010).

Nossos resultados destacam a relevância da complexidade do habitat para a dissimilaridade de comunidades de aranhas dentro de diferentes níveis de abertura do dossel que, segundo Vodka e Cizek (2013), é um fator que determina a composição das comunidades pois regula a quantidade de luz disponível. De acordo com Balch et al. (2013), a abertura de dossel causa impactos diretos no microclima, como aumento da incidência solar, aumento dos ventos e diminuição da umidade relativa do ar. No presente trabalho, as comunidades de aranhas foram amostradas em locais com distintas características vegetacionais, resultando em diferentes níveis de abertura do dossel e complexidade estrutural dos habitats. Locais estruturados e diversificados proporcionam maior disponibilidade de recursos e nichos, o que promove a diversidade e altera localmente a composição das assembleias (FINKE e SNYDER, 2008).

As aranhas representam um grupo de animais diversificado e abundante (PODGAISKI, 2007), e assim como os demais artrópodes, ocupam grande diversidade de micro-habitats e nichos, uma vez que desenvolvem uma série de funções ecológicas no ecossistema (DAMEDA et al., 2015). Além disso, apresentam uma forte ligação com os atributos da vegetação, especialmente para fixação de suas teias, construção de abrigos, depósito de ovos, acasalamento e ecdise (FOELIX, 2011). Desta forma, quanto maior for a diversidade estrutural do habitat maior poderá ser a disponibilidade de esconderijos, presas e espaço de vida (DENNO et al., 2005).

Mesmo em pequena escala espacial percebemos que a distância ambiental representada pela abertura do dossel é um determinante da variação na composição das comunidades de aranhas arbustivas do Parque Estadual das Araucárias. Trabalhos complementares, com maior número de comunidades, aumento da escala de estudo e avaliação de diferentes características do ambiente são necessários para verificar o quanto a distância ambiental pode influenciar na dissimilaridade entre as comunidades.

AGRADECIMENTOS

Ao Parque Estadual das Araucárias, pelo espaço para o desenvolvimento do estudo, e à CAPES, pelas bolsas de mestrado.

REFERÊNCIAS

- BALCH JK, BRADLEY BA, D'ANTONIO CM, GÓMEZ-DANS J. Introduced annual grass increases regional fire activity across the arid western USA (1980–2009). **Global Change Biology**, v. 19, n. 1, p. 173–183, 2013.
- BALDISSERA R. **Estrutura e Composição de Assembleias de Aranhas em Manchas de Vegetação na Porção Austral da Mata Atlântica**. 103 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - UFRGS. Porto Alegre, 2012.
- BEGON M, TOWNSEND CR, HARPER JL. **Ecologia de Indivíduos e Ecossistemas**. Porto Alegre: Artmed, 2007. 752 p.
- BEIGUELMAN B. **Genética de Populações Humanas**. Ribeirão Preto: SBG, 2008. 235 p.
- DAMEDA C, MARDER F, FALCÃO GK, BERWANGER L, STAUDT M, FERLA NJ, REMPEL C. Metodologia de campo para análise da diversidade de artrópodes em fragmentos de mata nativa em mata de *Pinus elliottii* (engelm. Var elliottii) no parque do IBAMA, em Ilópolis-RS. **Destaques Acadêmicos**, v. 7, n. 3, p. 151–159, 2015.
- DENNO RF, FINKE DL, LANGELLOTTO GA. Direct and Indirect Effects of Vegetation Structure and Habitat Complexity on Predator-Prey and Predator-Predator Interactions. In: BARBOSA, P.; CASTELLANOS, I. **Ecology of Predator-Prey Interactions**. Oxford: Oxford University Press, 2005.
- FATMA. **Plano de manejo Parque Estadual das Araucárias**. Florianópolis: FATMA, 2016. 397 p.
- FILHO EP. **Diagnóstico do Meio Físico – Volume II – Clima, Geologia e Geomorfologia**. Florianópolis, (CD- ROM). 2008.
- FINKE DL, SNYDER WE. Niche partitioning increases resource exploitation by diverse communities. **Science**, v. 321, p. 1488–1490, 2008.

FOELIX RF. **Biology of Spiders**. Oxford: Oxford University Press, 2011. 432 p.

GARCILLÁN PP, EZCURRA E. Biogeographic regions and β -diversity of woody dryland legumes in the Baja California peninsula. **Journal of Vegetation Science**, v. 14, n. 6, p. 859–868, 2003.

GONZÁLEZ-REYES AX, CORRONCA JA, RODRIGUEZ-ARTIGAS SM. Changes of arthropod diversity across an altitudinal ecoregional zonation in Northwestern Argentina. **PeerJ – Life & Environment**, v. 5, p. 1–29, 2017.

HUBBELL SP. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography (monographs in population biology)**. Princeton: Princeton University Press, 2001. 392 p.

MORLON H, CHUYONG G, CONDIT R, HEBBELL S, KENFACK D, THOMAS D, VALENCIA R, GREEN JL. A general framework for the distance–decay of similarity in ecological communities. **Ecology Letters**, v. 11, n. 9, p. 904–917, 2008.

NEKOLA JC, WHITE PS. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. **Journal of Biogeography**, v. 26, p. 867–878, 1999.

PERES MCL, SILVA JMC, BRESOVIT AD. The influence of treefall gaps on the distribution of web building and ground hunter spiders in an Atlantic Forest remnant, Northeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 42, p. 49–60, 2007.

PERES-NETO PR, LEGENDRE P. Estimating and controlling for spatial structure in the study of ecological communities. **Global Ecology Biogeography**, v.19, p. 174–184, 2010.

PODGAISKI LR, OTT R, RODRIGUES ENL, BUCKUP EH, MARQUES MAL. Araneofauna (Arachnida; Araneae) from Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 1–15, 2007.

SATTLER T, BORCAR D, ARLETTAZ R, BONTADINA F, LEGENDRE P, OBRIST MK, MORRETTI M. Spider, bee, and bird communities in cities are shaped by environmental control and high stochasticity. **Ecology**, v. 91, n. 11, 2010.

TOWNSEND CR, BEGON M, HARPER JL. **Fundamentos em Ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2009. 576 p.

VODKA Š, CIZEK L. The effects of edge-interior and understory-canopy gradients on the distribution of saproxylic beetles in a temperate lowland forest. **Forest Ecology and Management**, v. 304, p. 33–41, 2013.

ZANOLI PR, MORATO EF. Influência da estrutura da vegetação sobre a abundância, riqueza e composição de aranhas em uma Floresta Ombrófila Aberta com bambu (*Guadua weberbaueri*) no leste do Acre, Brasil. **UNOPAR Científica - Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 17, n. 2, p. 125–138, 2015.

A MORFOLOGIA DA ASA DE *EUEIDES ISABELA DIANASA* HÜBNER, 1806 VARIA AO LONGO DE CURTAS DISTÂNCIAS E PEQUENAS VARIAÇÕES AMBIENTAIS?

Gabriela Galetti¹; Samir Savacinski²; Thuany Regina Milesi²; Rodrigo Fornel^{2*}

Resumo

Populações que ocupam ambientes distintos podem sofrer diferentes pressões ambientais, resultando em diferenciação fenotípica. O presente estudo buscou por padrões de variabilidade morfológica na asa de uma subespécie de lepidóptera (*Eueides isabella dianasa*). O objetivo foi verificar se os organismos respondem as diferentes áreas amostradas por meio de alteração no tamanho e da forma das asas. A hipótese é que organismos presentes em áreas mais distintas e mais distantes apresentem maior dissimilaridade morfológica. Foram digitalizados 10 marcos anatômicos na vista ventral da asa anterior direita de 16 indivíduos. Os marcos foram sobrepostos com a GPA e os resíduos de forma foram gerados. Foi utilizada ANOVA para verificar a diferença do tamanho entre três áreas que foram amostradas. PCA, MANOVA e CVA foram utilizadas para avaliar a diferença na forma entre as áreas. Não foi encontrada diferença significativa de tamanho nem de forma das asas entre as três áreas. A hipótese não foi corroborada e assim assumindo a hipótese nula de que os indivíduos coletados nas diferentes áreas conseguem dispersar entre esses locais. Assim, é mantida uma homogeneidade morfológica na subespécie *E. isabella dianasa* para a localidade amostrada.

Palavras chave: morfometria geométrica; tamanho; forma; plasticidade fenotípica.

¹ Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – Universidade Comunitária da Região de Chapecó – UNOCHAPECÓ

² Programa de Pós-Graduação em Ecologia – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI

* rodrigofornel@hotmail.com

Abstract

Populations occupying different environments may be under different environmental pressures, resulting in phenotypic differentiation. The present study searched for patterns of morphological variability on the wing of a lepidopteran subspecies (*Eueides isabella dianasa*). The aim was to verify if the organisms respond to the different environments by means of alteration in the size and the shape of the wings. The hypothesis is that organisms present in more distinct and more distant environments present greater morphological dissimilarity. Ten anatomical landmarks were digitalized in the ventral view of the right anterior wing of 16 individuals. The landmarks were superimposed with a GPA and the shape residuals were generated. ANOVA was used to verify the difference in size between three sampled areas. PCA, MANOVA and CVA were used to evaluate the difference in shape between areas. No significant difference in size or shape of the wings was found between the three areas. The null hypothesis was corroborated, showing that individuals collected in different areas can disperse between these places. Therefore, it is retained a morphological homogeneity in the subspecies *E. isabella dianasa* for the sampled locality.

Key words: geometric morphometrics; size; shape; phenotypic plasticity.

INTRODUÇÃO

A variabilidade fenotípica pode ser a primeira etapa de um processo de diferenciação de espécies (FORNEL et al., 2010). Estudos morfológicos servem de auxílio para determinar os diferentes parâmetros fenotípicos entre indivíduos de determinadas populações (MELO et al., 2004), buscando compreender a variação morfológica e de aspectos comportamentais, auxiliando na resolução de problemas taxonômicos (MORAES e DUARTE, 2009). De acordo com Breauker et al. (2010), populações de borboletas que habitam diferentes habitats, tendem a desenvolver modificações morfológicas na forma e tamanho de asas.

A plasticidade fenotípica apresenta papel fundamental na geração e manutenção da variabilidade morfológica. Ela se refere a variações no fenótipo induzidas pelo ambiente (VIA et al., 1995). Essas mudanças fenotípicas podem ser comportamentais, fisiológicas e morfológicas (PIGLIUCCI, 2001). Quando populações ocupam diferentes ambientes, estas podem estar sofrendo diferentes pressões que podem resultar em diferenciação fenotípica de características que conferem uma vantagem no *fitness* dos indivíduos (KAWECKI e EBERT; 2004). Estudos têm demonstrado que a plasticidade fenotípica afeta as interações entre os organismos e seu ambiente de diversas maneiras, por exemplo, a presença de um predador pode conduzir uma evolução em características antipredatórias em populações de insetos (WHITMAN e AGRAWAL, 2009). A plasticidade fenotípica parece ser tão importante para o processo de evolução que se discute a possibilidade de conceituá-la como uma força evolutiva (LALAND et al., 2014).

Outro fator que pode gerar variabilidade, sem estar diretamente relacionado com as pressões de seleção natural, é o isolamento pela distância. Populações mais distantes geograficamente podem também estar mais distantes geneticamente, devido as limitações do fluxo gênico (WRIGHT, 1943). Ao fazer um *proxy* entre distância genética e

distância morfológica, pode-se testar a hipótese de que maior distância entre populações resulta em maior dissimilaridade na morfologia (FORNEL et al., 2010).

Os lepidópteros são um usual organismo-alvo em estudos de variação morfológica, pois respondem de forma rápida as mudanças ambientais, são especialistas em recursos específicos e possuem fidelidade ao seu micro-habitat (NEW et al., 1995). Devido a essas características, eles podem ser utilizados como bioindicadores de qualidade ambiental (DESSUY e MORAES, 2007). É notável sua participação em inúmeras interações ecológicas nas comunidades à que pertencem, como herbivoria e polinização (DESSUY, 2006). Estudos comparando populações podem auxiliar a responder questões acerca das pressões seletivas que atuam sobre esses insetos (JORGE et al., 2011; ROSSATO et al., 2017).

Dessa forma, o presente trabalho buscou por padrões de variabilidade morfológica na asa de uma morfoespécie de lepidóptera. O objetivo foi verificar se os organismos respondem aos diferentes ambientes amostrados por meio de alteração no tamanho e na forma das asas. A hipótese alternativa é de que organismos presentes em ambientes mais distintos e mais distantes apresentem maior dissimilaridade morfológica. A hipótese nula é de que não há diferença morfológica, pois, a capacidade de dispersão anula qualquer efeito local do ambiente.

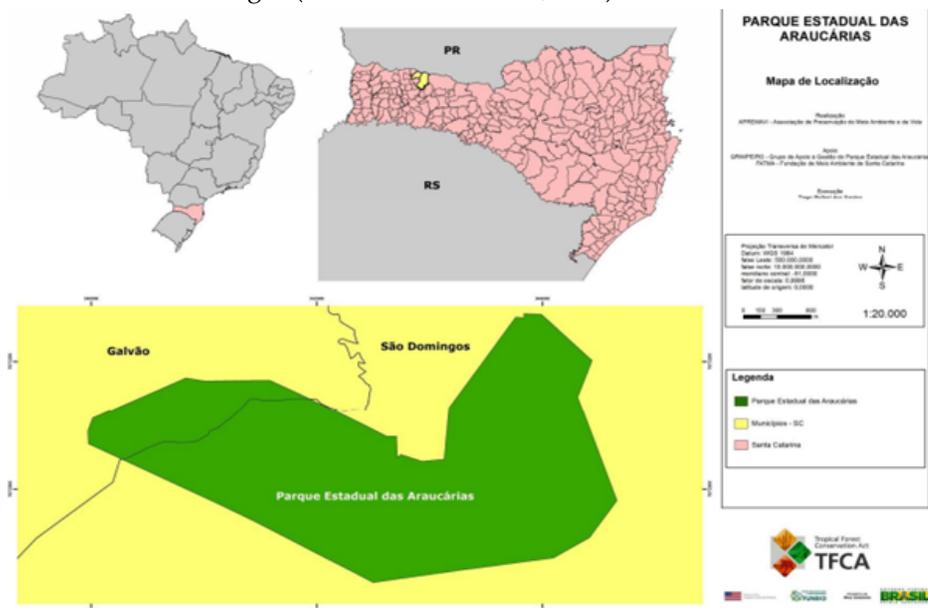
MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual das Araucárias (PAEAR), que é uma Unidade de Conservação (UC) estadual de proteção integral e fica localizado no oeste do estado de Santa Catarina, região sul do Brasil, nos municípios de São Domingos e Galvão (26°27'08"S e 52°33'56"W), com um total de 612,5 hectares (Figura 1). O PAEAR e seu entorno inserem-se biogeograficamente no bioma Mata Atlântica, a floresta ombrófila mista é predominante no parque, porém, áreas de

floresta estacional decidual também ocorrem em áreas de mata ciliar (SANTA CATARINA, 2016). A vegetação do parque está dividida em áreas de floresta com presença de araucária, sem a presença da araucária e locais de regeneração mais recentes.

Figura 1. Localização do Parque Estadual das Araucárias, nos municípios de Galvão e São Domingos (SANTA CATARINA, 2016).



Amostragem

As coletas foram realizadas em três áreas do PAEAR. Essas áreas estão situadas ao longo da estrada que corta o parque e de trilhas que podem ser percorridas no PAEAR e distantes entre si em 500m. A Área 1 compreende a maior parte da estrada de acesso sul, a Área 2 localiza-se em uma parte da estrada sul até o alojamento e a Área 3 são as trilhas do Araçá e da Lagoa.

A amostragem foi realizada durante o período da manhã das 8h00 até as 12h00 e no período da tarde das 14h00 até as 17h00. Durante

o percurso das trilhas, as borboletas foram amostradas com o auxílio de quatro redes entomológicas. Os indivíduos eram avistados a olho nu, capturados, eutanasiados através da compressão do tórax e acondicionados em envelopes entomológicos.

Morfometria geométrica

A morfoespécie mais abundante foi selecionada para as análises de morfometria geométrica. Foram tomadas fotografias da asa anterior direita na vista ventral de cada indivíduo coletado. As fotografias foram realizadas com uma câmera e um suporte ajustado a 13cm de distância das asas. As fotos foram compiladas em listas com o programa TPSUtil versão 1.64 (ROHLF, 2013). Posteriormente, com o programa TPSDig2 versão 2.22 (ROHLF, 2015), foram digitalizados 10 marcos anatômicos sobre cada indivíduo (Figura 2).

Figura 2. Localização dos marcos anatômicos na asa anterior direita de um indivíduo de *Eueides isabella dianasa* em vista ventral.



Análise de Dados

Os marcos anatômicos homólogos foram sobrepostos através da Análise Generalizada de Procrustes (GPA) (DRYDEN e MARDIA, 1998). A

GPA remove os efeitos não relacionados a forma, como posição, orientação e escala. Para as análises de tamanho, foi utilizado o tamanho do centroide, que é a raiz quadrada da soma dos quadrados das distâncias de cada marco anatômico até o ponto médio da configuração dos marcos (BOOKSTEIN, 1991). O tamanho do centroide foi transformado em logaritmo a fim de normalizar a distribuição dos dados. Foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA) para verificar a diferença de tamanho das asas entre as áreas. A forma foi analisada através de Análise de Componentes Principais (PCA) e Análise de Variáveis Canônicas (CVA). Para verificar se existe diferença de forma das asas entre as áreas, foi utilizada uma Análise Multivariada da Variância (MANOVA).

Todas as análises estatísticas foram conduzidas no ambiente estatístico R (R CORE TEAM, 2017). Foram utilizados os pacotes geomorph versão 3.0.3 (ADAMS et al., 2017), Morpho versão 2.6 (SCHLAGER, 2017) e stats versão 3.3.3 (R CORE TEAM, 2017).

RESULTADOS

Foram coletados 170 indivíduos no total, distribuídos em 45 morfoespécies. A morfoespécie mais abundante utilizada no presente estudo foi identificada até o nível de subespécie, sendo esta *Eueides isabella dianasa* Hübner, 1806. O tamanho amostral foi de 16 indivíduos (Área 1 N = 5, Área 2 N = 7, e Área 3 N = 4).

Não foi encontrada diferença significativa quanto ao tamanho do centroide das asas entre as três áreas (ANOVA: $F_{(2,13)} = 1,55$; $p = 0,24$) (Figura 3). Quanto à forma, não foi observada distinção entre as áreas na PCA (Figura 4). Não foi observada diferença significativa na forma da asa entre as áreas (MANOVA: λ de Wilks = 0,24; $F_{(2,13)} = 1,03$; $p = 0,47$). Na CVA, há uma sobreposição maior entre as Áreas 1 e 2, enquanto a Área 3 ficou um pouco mais separada dentro do espaço de forma (Figura 5).

Figura 3. Boxplot da variação de tamanho das asas entre as três áreas.

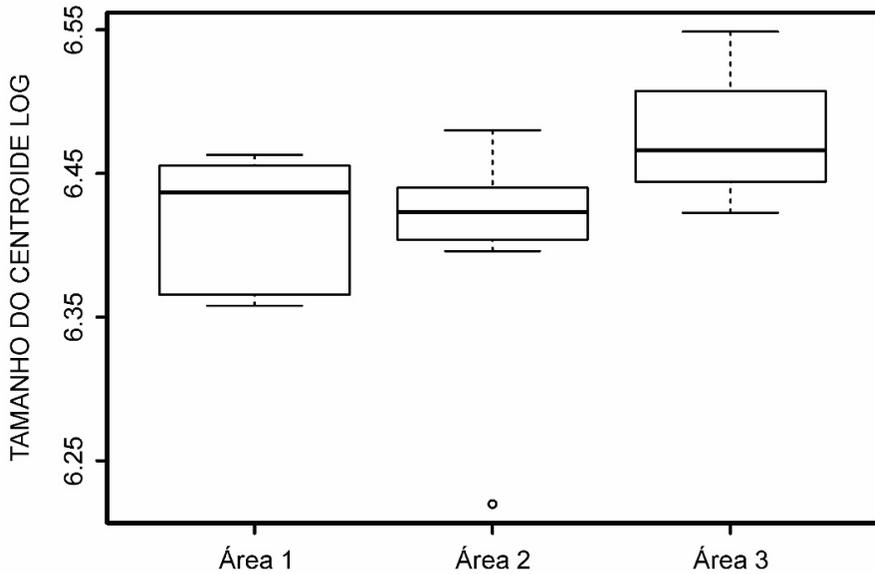


Figura 4. Análise de Componentes Principais (PCA) entre as três áreas de estudo. Os gráficos PC1 e PC2 mostram os extremos de deformação ao longo de cada eixo. A linha contínua representa os escores máximo e a linha tracejada, os escores mínimos.

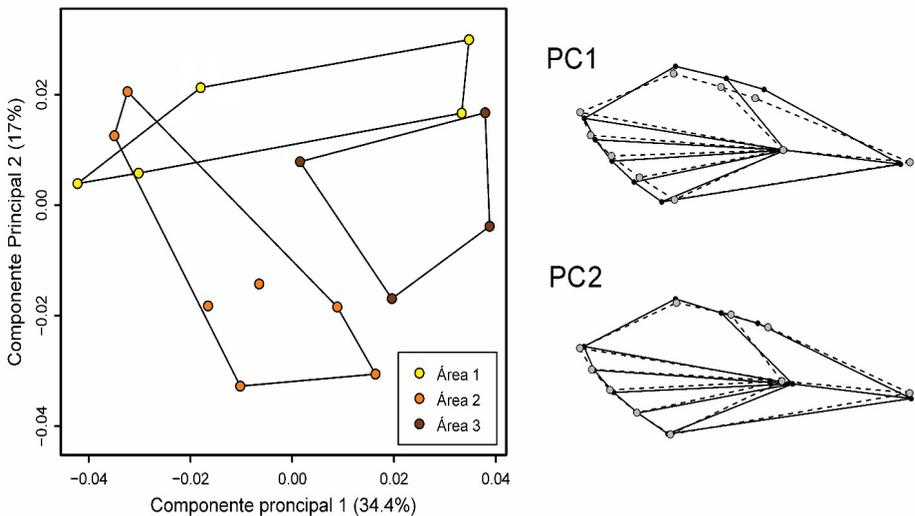
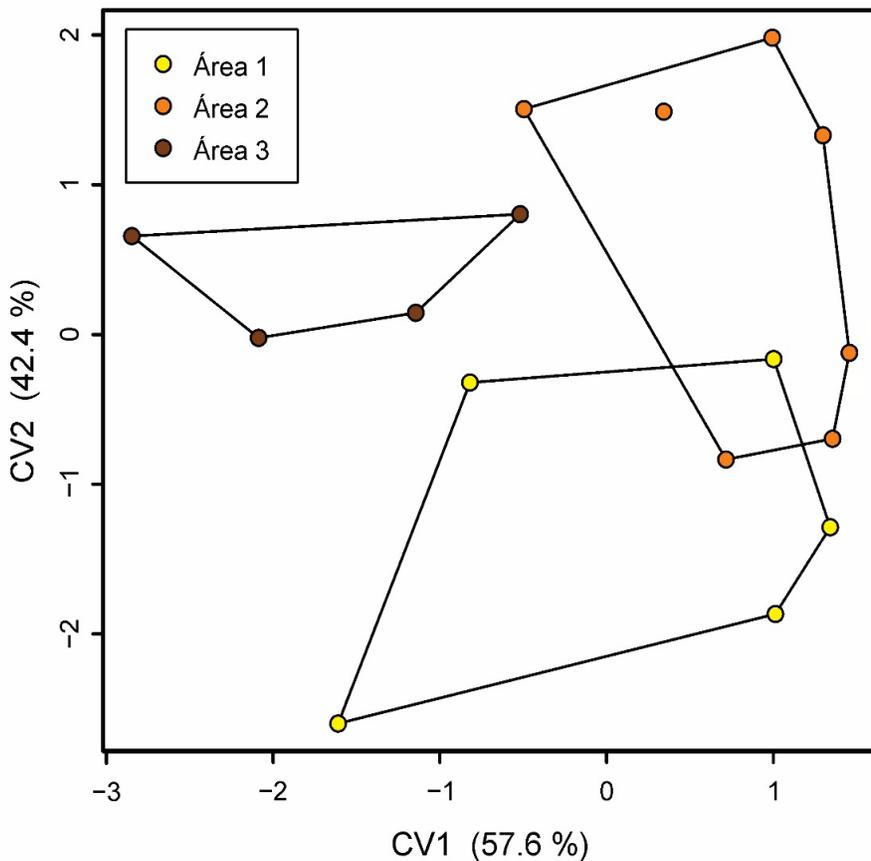


Figura 5. Análise de Variáveis Canônicas (CVA) para a morfologia das asas entre as três áreas de estudo.



DISCUSSÃO

O presente estudo buscou por diferenças no tamanho e na forma da asa de uma subespécie de lepidóptera entre diferentes áreas. De acordo com os resultados deste trabalho, não foi constatada variabilidade morfológica significativa impulsionada por plasticidade fenotípica ou isolamento pela distância. Os organismos parecem sobrepor as barreiras de habitat e de distância, de forma a manter o fluxo gênico entre as

populações. Dessa forma, o táxon se mantém homogêneo quanto a sua morfologia.

Pode-se considerar que há uma tendência na variação morfológica entre as áreas. Enquanto as Áreas 1 e 2 apresentam sobreposição no espaço de forma, a Área 3 aparece isolada. Quanto a caracterização do habitat, é evidente que as Áreas 1 e 2 são mais similares entre si do que com a Área 3. Essas áreas ao longo da estrada estão sujeitas aos efeitos de borda (RODRIGUES, 1998). A passagem de veículos, a incidência de luz solar e a ação dos ventos modificam o habitat nesses locais, alterando características da vegetação e a dinâmica do ambiente (HADDAD et al., 2015). Já a área das trilhas representa um ambiente menos impactado, com vegetação mais densa, dossel mais fechado e menor variação de temperatura.

Variação morfológica em função de características ambientais é um tema recorrente em estudos morfológicos com lepidópteros (CESPEDES et al., 2014; ROSSATO, et al., 2017) e pode estar relacionada com as questões de plasticidade fenotípica (DEBAT e DAVID, 2001). As alterações morfológicas presentes na fase adulta podem ser resultado de influência do ambiente no estágio larval, pois o crescimento das larvas é diretamente afetado pela temperatura e, em maior grau, pela umidade. Insetos podem desenvolver asas maiores em ambientes com umidade aumentada (JORGE et al., 2011, VARGAS et al., 2010). Alguns estudos já relataram a existência de plasticidade da asa e de outras estruturas morfológicas em geral (VAN DYCK e WIKLUND, 2002; MERCKX e VAN DYCK, 2006). Porém, os mecanismos reais por trás desses processos que alteram as características morfológicas ainda são pouco compreendidos.

A tendência aqui observada pode corresponder a um processo de plasticidade fenotípica, relacionado a performance de voo, por exemplo (CESPEDES et al., 2014). Espécies com altos níveis de plasticidade têm maior capacidade de lidar com paisagens altamente variáveis do que outras espécies (MERCKX e VAN DYCK, 2006). Portanto, as estratégias

adaptativas do indivíduo dependem diretamente do seu fenótipo e a interação do mesmo com o ambiente (MARE e CORSEUIL, 2004).

Porém, essa tendência pode não se confirmar com o aumento do tamanho amostral. Com os dados obtidos neste estudo, nossa hipótese nula foi corroborada, pois os indivíduos das diferentes áreas apresentam asas morfologicamente semelhantes. Insetos frequentemente encontram barreiras em áreas montanhosas, com geografia e relevo complexos (HAY-ROE, 2008; BAI et al., 2015). Essas barreiras estavam ausentes entre nossas áreas de estudo, facilitando a dispersão, o que ocasionou a ausência de diferenças morfológicas entre os grupos.

No estudo de Bai et al. (2015) foi encontrada uma correlação entre forma da asa e distância geográfica: quanto menor a distância geográfica entre as populações, menores as diferenças de forma. As áreas utilizadas neste estudo são muito próximas geograficamente (aproximadamente 2km de distância entre o portão norte e sul), o que também favorece a dispersão dos indivíduos entre esses locais. A subfamília Heliconiinae apresenta grande capacidade de dispersão, de modo a formar um *continuum* de híbridos ao longo de sua distribuição (MALLET et al., 2007). Essas constatações, juntamente com os aspectos observados neste estudo, demonstram a necessidade de explorar quais os limites geográficos são capazes de gerar diferenciações locais.

AGRADECIMENTOS

O presente estudo foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) e também com o apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (FAPESC). Os autores agradecem ao senhor Juarez Camera do grupo Grimpeiros, guia do Parque Estadual das Araucárias, cuja ajuda foi de grande importância para a realização desse trabalho.

REFERÊNCIAS

- ADAMS DC, COLLYER ML, KALIONTZOPOULOU A, SHERRAT E. **geomorph: Software for geometric morphometrics analyses**, 2017.
- BAI Y, MA LB, XU SQ, WANG G. A geometric morphometric study of the wing shapes of *Pieris rapae* (Lepidoptera: Pieridae) from the Qinling Mountains and adjacent regions. **Florida Entomologist**, [s.l.], v. 98, n. 1, p. 162–169, 2015.
- BOOKSTEIN FL. Morphometric tools for landmark data. **Geometry and Biology**. New York: Cambridge University Press, 1991.
- BREUKER CJ, GIBBS M, VAN DONGEN S, MERCKX T, VAN DYCK H. The use of geometric morphometrics in studying butterfly wings in a evolutionary-ecological context. In: ASHRAF MTE. **Morphometrics for Nonmorphometricians**, Springer: Heidelberg, 378 p., 2010.
- CESPEDES A, PENZ CM, DEVRIES PJ. Cruising the rain forest floor: butterfly wing shape evolution and gliding in ground effect. **Journal of Animal Ecology**, v. 84, n. 3, 2014.
- DEBAT V, DAVID P. Mapping phenotypes: canalization, plasticity and developmental stability. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 10, p. 555–561, 2001.
- DESSUY MB. **Diversidade de Borboletas (Lepidoptera: Rhopalocera) em Fragmentos de Floresta Estacional Decidual em Santa Maria, Rio Grande Do Sul, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Animal) UFSM. Santa Maria, 2006, 78 pag.
- DESSUY MB, MORAIS ABB. Diversidade de borboletas (Lepidoptera, Papilionoidea e Hesperioidea) em fragmentos de Floresta Estacional Decidual em Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 1, 2007.
- DRYDEN IL, MARDIA KV. **Statistical shape analysis**. New York: John Wiley & Sons, 1998. 302 p.
- FORNEL R, CORDEIRO-ESTRELA P, DE FREITAS TR. Skull shape and size variation in *Ctenomys minutus* (Rodentia: Ctenomyidae) in geographical, chromosomal polymorphism, and environmental contexts. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 101, p. 705–720, 2010.

HADDAD NM, BRUDVIG LA, CLOBERT J, DAVIES KF, GONZALEZ A, HOLT RD, LOVEJOY TE, SEXTON JO, AUSTIN MP, COLLINS CD, COOK WM, DAMASCHEN EI, EWERS RM, FOSTER BL, JENKINS CN, KING AJ, LAURANCE WF, LEVEY DJ, MARGULES CR, MELBOURNE BA, NICHOLLS AO, ORROCK JL, SONG D, TOWNSHEND JR. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, p. 1–9, 2015.

HAY-ROE MM. Races of *Heliconius erato* (Nymphalidae: Heliconiinae) found on different sides of the Andes show wing size differences. **Florida Entomologist**, v. 91, n. 4, p. 711–712, 2008.

JORGE LR, CORDEIRO-ESTRELA P, KLACZKO LB, MOREIRA GRP, FREITAS AVL. Host-plant dependent wing phenotypic variation in the neotropical butterfly *Heliconius erato*. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 102, p. 765–744, 2011.

KAWECKI TJ, EBERT D. Conceptual issues in local adaptation. **Ecology Letters**, v. 7, p. 1225–1241, 2004.

LALAND K, ULLER T, FELDMAN M, STERELNY K, MÜLLER GB, MOCZEK A, JABLONKA E, ODLING-SMEE J vs WRAY GA, HOEKSTRA HE, FUTUYMA DJ, LENSKI RE, MACKAY TFC, SCHLUTER D, STRASSMAN JE. Does evolutionary theory need a rethink? **Nature News**, v. 514, p. 161–164, 2014.

MALLET J, BELTRÁN M, NEUKIRCHEN W, LINARES M. Natural hybridization in heliconiine butterflies: the species boundary as a continuum. **BMC Evolutionary Ecology**, v. 7, n. 29, p. 1–16, 2007.

MARE RA, CORSEUIL E. Morfometria de Papilioninae (Lepidoptera, Papilionidae) ocorrentes em quatro localidades do Rio Grande do Sul, Brasil. Análise da forma das asas através de marcos anatômicos. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 4, p. 847–855, 2004.

MELO MGG, MENDONÇA MS, MENDES AMS. Análise morfológica de sementes, germinação e plântulas de jatobá (*Hymenaea intermedia* Ducke var. *adenotricha* (Ducke) Lee & Lang.) (Leguminosae-caesalpinioideae). **Acta Amazônica**, v. 34, n. 1, p. 9–14, 2004.

MERCKX T, VAN DYCK H. Landscape structure and phenotypic plasticity in flight morphology in the butterfly *Pararge aegeria*. **Oikos**, v. 113, p. 226–232, 2006.

MORAES SS, DUARTE MD. Morfologia externa comparada das três espécies do complexo *Telchin licus* (Drury) (Lepidoptera, Castniidae) com uma sinonímia. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 53, n. 2, p. 245–264, 2009.

NEW R, PYLE RM, THOMAS JA, THOMAS CD, HAMMOND, PC. Butterfly Conservation Management. **Annual Review of Entomology**, v. 40, p. 57–83, 1995.

PIGLIUCCI, M. **Phenotypic Plasticity: Beyond Nature and Nurture**. The Johns Hopkins University Press, Baltimore. 2001.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2017.

RODRIGUES E. Efeito de bordas em fragmentos de floresta. **Cadernos da Biodiversidade**, v. 1, n. 2, p. 1–6, 1998.

ROHLF J F. **TPS Utility program**. Department of Ecology and Evolution. SUNY: Stony Brook, New York. 2013.

ROHLF, J. F. **TPS Dig 2.22**. Department of Ecology and Evolution. SUNY: Stony Brook, New York. 2015.

ROSSATO DO, BOLIGON D, FORNEL R, KRONFORST MR, GONÇALVES GL, MOREIRA GRP. Subtle variation in size and shape of the whole forewing and the red band among co-mimics revealed by geometric morphometric analysis in *Heliconius* butterflies. **Ecology and Evolution**, v. 8, p. 3280–3295, 2017.

SANTA CATARINA. **Plano de manejo - fase II**: Parque Estadual das Araucárias. Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina - IMA. Florianópolis, 2016.

SCHLAGER S. Morpho and RVGC – Shape Analysis in R. **Statistical Shape and Deformation Analysis**, p. 217–256, 2017.

VAN DYCK H, WIKLUND C. Seasonal butterfly design: morphological plasticity among three developmental pathways relative to sex, flight and thermoregulation. **Journal of Evolutionary Biology**, v. 15, p. 216–225, 2002.

VARGAS REM, YA-UMPHAN P, PHUMALA-MORALES N, KOMALAMISRA N. Climate associated size and shape changes in *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) populations from Thailand. **Infection, Genetics and Evolution**, v. 10, n. 4, p. 580–585, 2010.

VIA S, GOMULKIEWICKCZ R, DEJONG G, SCHEINER SM, SCHLICHTING CD, TIENDEREN PHV. Adaptive phenotypic plasticity: Consensus and Controversy. **Tree**, v. 10, p. 212–217, 1995.

WHITMAN DW, AGRAWAL AA. What is phenotypic plasticity and why is it important? In: WHITMAN DW, ANANTHAKRISHNA TN, eds. **Phenotypic plasticity of insects: mechanisms and consequences**. Science Publishers, Inc., Enfield, NH, p. 1–63, 2009.

WRIGHT S. Isolation by distance. **Genetics**, v. 28, p. 114–138, 1943.