



ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

Relatos das atividades de Ecologia de Campo

Volume I

Organizadores

Vanderlei Secretti Decian

Marcelo Malysz

Rodrigo Fornel

Luiz Ubiratan Hepp

Renan de Souza Rezende

Daniel Albeny Simões

Ebook

**VANDERLEI SECRETTI DECIAN
MARCELO MALYSZ
RODRIGO FORNEL
LUIZ UBIRATAN HEPP
RENAN DE SOUZA REZENDE
DANIEL ALBENY SIMÕES
(Organizadores)**

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

EdiFAPES

**ERECHIM, RS
2018**

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

Cláudia Petry (UPF / Passo Fundo/RS)
Elcemina Lucia Balvedi Pagliosa (URI / Erechim/RS)
Elisabete Maria Zanin (URI / Erechim/RS) – Presidente
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 Vanderlei Secretti Decian ... [et al.]. – Erechim, RS: EdiFAPES, 2018.
1 recurso online
ISBN 978-85-7892-152-1
Acesso em: < http://www.uricer.edu.br/site/informacao.php?id_sec=34&area=3>

1. Ecologia 2. Meio ambiente 3. Diversidade 4. Unidade de conservação
I. Decian, Vanderlei Secretti II. Fornel, Rodrigo III. Malysz IV. Hepp, Luiz Ubiratan
V. Rezende, Renan de Souza VI. Simões, Daniel Albeny

C.D.U.: 574

Catlogação na fonte: bibliotecária Sandra Milbrath CRB 1012/78



edifapes

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

SUMÁRIO

- Aspectos da diversidade taxonômica, morfológica e filogenética em lepidópteros no Parque Estadual das Araucárias (São Domingos e Galvão, SC)**
7 Wanessa Deliberalli, Lariessa Olkoski, Rodrigo Fornel
- Riqueza e abundância de macroinvertebrados bentônicos em três riachos do Parque Estadual das Araucárias-SC, Brasil**
21 Carine Gallon, Priscila Mezzomo, Renan de Souza Rezende
- O dinâmica de recrutamento de indivíduos arbóreos e arbus-tivos em diferentes estágios de sucessão florestal**
35 Fernanda Weinmann Oliveira, Alexandre Copatti Loregian, Marcelo Malysz
- Quantificação da serapilheira em dois ambientes em estágios inicial e avançado, de sucessão em uma unidade de conser-vação no sul do Brasil**
47 Cleusa Vicente Vargas, Isabel Dahmer, Vanderlei Secretti Decian
- Diversidade de fungos macroscópicos em trilhas no Parque Estadual das Araucárias, São Domingos e Galvão - Santa Catarina**
61 Carine Gallon, Fernanda Weinmann Oliveira
- Quantificação da serapilheira em dois ambientes em estágios inicial e avançado, de sucessão em uma unidade de conservação no sul do Brasil**
71 Priscila Mezzomo, Wanessa Deliberalli
- Utilização de um protocolo de avaliação rápida: diagnóstico da qualidade de habitats de rios localizados no parque estadual das araucárias- São Domingos e Galvão/SC**
81 Isabel Dahmer, Cleusa Vicente Vargas
- Padrões espaciais de manutenção e alteração da diversidade em ambientes florestais**
97 Alexandre Copatti Loregian, Lariessa Olkoski

ASPECTOS DA DIVERSIDADE TAXONÔMICA, MORFOLÓGICA E FILOGENÉTICA EM LEPIDÓPTERAS NO PARQUE ESTADUAL DAS ARAUCÁRIAS (SÃO DOMINGOS E GALVÃO, SC)

Wanessa Deliberalli*; Lariessa Olkoski*; Rodrigo Fornel*

Resumo

No presente estudo, buscou-se avaliar a diversidade de espécies de borboletas em diferentes condições de hábitat, área de clareira e área de borda, dentro do contexto, morfológico e filogenético. Para isso, foram coletados 67 lepidópteros, durante um período de 5 horas, com duas redes entomológicas. Esses indivíduos foram identificados em sua maioria até gênero. Oito espécies pertencentes a quatro subfamílias foram selecionadas. Estes tiveram a asa anterior esquerda fotografada, a uma distância-padrão, e foram digitalizados cinco marcos anatômicos. Esses marcos anatômicos foram submetidos à GPA, e foi testado se a forma e tamanho das asas possuíam sinal filogenético. Os resultados mostraram que há uma maior diversidade de lepidópteros na área de interior do que nas demais. Para o sinal filogenético, não foram encontrados valores significativos, já que algumas espécies se mostraram distantes filogeneticamente, porém semelhantes morfológicamente em determinados aspectos.

Palavras-chave: Morfometria geométrica. Sinal filogenético. Diversidade de espécies.

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

Autor correspondente: wanessa.deliberalli@hotmail.com

INTRODUÇÃO

A Floresta Ombrófila Mista (FOM), comumente denominada de “Mata com Araucária”, constitui uma das mais importantes formações florestais do Sul do Brasil. No entanto, ao longo dos anos e devido ao desenvolvimento agrário, as áreas de FOM foram severamente fragmentadas, sendo substituídas por diferentes tipos de culturas cíclicas, reflorestamento de espécies exóticas e pecuária (Bond-Buckup 2008). Sabendo-se que a principal ameaça à biodiversidade é a fragmentação de habitat, uma vez que esta provoca o isolamento de populações (animais e vegetais), e consequente interrupção dos processos naturais que atuam na sobrevivência das espécies (Ricketts e Imhoff 2003), as Unidades de Conservação (UCs) surgem com uma função importante: a de assegurar, em determinados espaços territoriais, a representatividade de amostras significativas das diferentes populações (MMA 2011).

Dentre os grupos de insetos, os lepidópteros (borboletas e mariposas) formam uma das ordens mais abundantes, com cerca de 146000 espécies descritas (Heppner 1991). Esses organismos possuem hábitos diurnos e são representadas por cinco famílias: Hesperiiidae, Papillionidae, Pieridae, Lycaenidae e Nymphalidae (Dessuy et al., 2007). Inventários de borboletas são úteis para estudos de diversidade e conservação, podendo funcionar em alguns casos como rápido indicador de parâmetros ambientais e continuidade de ecossistemas e paisagens (Brown e Freitas, 1999).

A comparação das características anatômicas dos organismos e a compreensão de como tal variação nessas características se associam à variação em outros traços, têm sido muito utilizadas por ecologistas e biólogos evolutivos. Nos últimos anos, o estudo quantitativo da forma anatômica amadureceu no campo da morfometria (Adams e Castillo, 2013), isso porque ambientes diferentes podem muitas vezes exercer diferentes formas de pressão no que diz respeito aos sistemas de regulação

morfológica (Soto 2008). Em outros casos, essa diversificação morfológica, intra e interespecífica pode ser moldada, entre outros fatores, pela ecologia e pela história evolutiva das diferentes linhagens (Álvarez et al., 2011). A partir disso, o sinal filogenético pode servir como uma referência às semelhanças fenotípicas e genotípicas entre espécies filogeneticamente próximas (Wiens et al. 2010).

Diante disso, o objetivo do presente trabalho é avaliar a diversidade de espécies de borboletas em diferentes condições de hábitat (área de clareira e área de borda) no Parque Estadual das Araucárias, localizado no estado de Santa Catarina. Além disso, outro objetivo é quantificar a forma e tamanho das asas de lepidópteras e avaliar o contexto, morfológico e filogenético. Assim, o esperado com este estudo seria que, em áreas do interior do Parque, apresentassem maior diversidade do que a borda do Parque que apresenta intensa atividade agrícola, e assim disponibilizando escassos recursos para o desenvolvimento e reprodução desses insetos. Quanto ao sinal filogenético, espera-se que este não seja significativo para a forma e tamanho da asa, pois esta apresenta papéis funcionais de grande relevância para a aptidão desses animais. Ou seja, irradiação adaptativa como hipótese para explicar a diversificação na morfologia da asa.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido ao longo da principal estrada do interior do Parque Estadual das Araucárias (PEA) que se localiza entre os municípios de São Domingos e de Galvão (no oeste catarinense) e abrange uma área de ~625,11 hectares (Figura 1). A área de coleta englobou um trecho de ~4000m de extensão (distância de uma entrada até à outra) (Figura 1).

A área do Parque é caracterizada como pertencente ao Bioma Mata Atlântica, sendo que suas florestas são classificadas fisionomicamente como Floresta Ombrófila Mista (FOM) (Fatma 2016). O clima predominante na região segundo classificação de Koeppen, é do tipo Cf-Temperado/chuvoso, de ambiente úmido, com temperatura média anual de 18°C e chuvas bem distribuídas (média anual 1250mm a 2000mm) (Filho, 2007).



Figura 1: Área de delimitação do Parque Estadual das Araucárias. Carta Imagem do PEA; Áreas Estratégicas Internas (AEI) aonde, linha vermelha e roxa, indicam a área de estudo (vermelha: acesso sul; roxa: acesso norte).

Amostragem dos dados e identificação de espécies

Para a coleta de lepidópteros, foi utilizada a metodologia de coleta ativa que consiste em percorrer a área de estudo, coletando os organismos com o auxílio de uma rede entomológica. As amostragens foram realizadas por dois coletores pelo período da manhã (8h30 às 12h) e tarde (14h às 15h30), totalizando cinco horas em ambos os lados da trilha. A área estudada foi subdividida em dois grupos i) área de borda (áreas laterais da trilha principal); ii) área de clareira (campo aberto). Os insetos

capturados foram eutanasiados com pressão torácica e acondicionados em envelopes entomológicos. Esses exemplares foram identificados conforme Dos Santos et al. (2010).

Análise dos dados

Para a análise da diversidade e riqueza da assembleia de Lepidópteras, em cada área de estudo, foram usados os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e Equitabilidade de Pielou (J), além da riqueza de espécies. As análises foram conduzidas com a utilização do PAST (Hammer et al., 2001).

Para a análise da morfologia da asa, em relação à presença de sinal filogenético, após a identificação, foram selecionadas oito espécies pertencentes à família Nymphalidae distribuídas em quatro subfamílias: Danainae, Nymphalinae, Heliconini e Morphinae. Para quantificar a forma da asa entre as diferentes subfamílias, utilizaram-se imagens da asa anterior esquerda, em vista ventral. As imagens foram obtidas, utilizando-se uma câmera fotográfica digital Sony DSC-P100, acoplada a um suporte com distância focal de 17cm, sem flash. As imagens digitais foram organizadas no programa tpsUtil32, versão 1.65 (Rohlf, 2015). Posteriormente, foi realizada a digitalização de marcos anatômicos a partir do programa tpsDig2, versão 2.16 (Rohlf, 2010). Os marcos anatômicos foram posicionados nas seguintes regiões da asa i) ápice; ii) margem externa (2 marcos); ii) área interna da asa (primeira envenação), e iii) base (Figura 2) (Paluch et al., 2008).

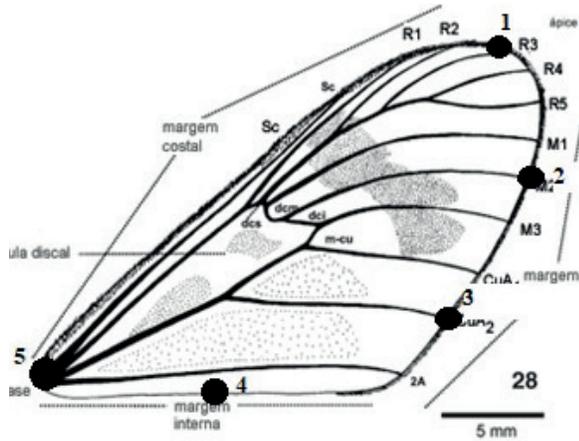


Figura 2: Desenho da asa anterior esquerda na vista ventral. Base, ápice, margem externa e interior da asa foram os locais escolhidos para sinalização dos marcos anatômicos. Modificado de Paluch et al. (2008).

Para a sobreposição das coordenadas dos marcos anatômicos, foi utilizada a GPA (Generalized Procrustes Analysis) que remove efeitos não relacionados à forma, como escala, posição e orientação (Dryden e Mardia, 1998). O tamanho da asa foi estimado com o uso do tamanho do centroide, que é a raiz quadrada da soma das distâncias ao quadrado entre cada marco anatômico e o ponto médio da forma (Bookstein, 1991). A forma das asas foi explorada com os resíduos de forma (resíduos de Procrustes).

Para verificar a existência de sinal filogenético no tamanho e na forma da asa dos indivíduos analisados, foi assumida a hipótese filogenética baseada no trabalho de Freitas e Brown Jr. (2004). A partir dessa hipótese, foi gerado um cladograma no formato NEXUS (Figura 3). A presença de sinal filogenético no tamanho foi verificada a partir dos tamanhos médios da asa de cada subfamília, estimando-se o valor de K (Blomberg et al., 2003) e utilizando o K generalizado com 10.000 permutações (Adams, 2004). Essa função estima o grau de sinal filogenético presente no tamanho a partir do cladograma. A estatística K mede desvios do modelo de movimento Browniano de

evolução quando $K = 1$. Quando $K < 1$ indica menor sinal filogenético do que o esperado pelo modelo Browniano, e quando $K > 1$ indica maior sinal filogenético do que o esperado (Blomberg et al., 2003). Foi obtido, ainda, um valor de p que revela a significância da existência de sinal filogenético. A variação no tamanho foi mapeada dentro da árvore filogenética, plotando o cladograma ao longo do tamanho médio da asa de cada subfamília.

Para a forma da asa, também foi estimando o valor de K e o K generalizado, para testar a presença de sinal filogenético com 10.000 permutações. A forma média de cada subfamília foi estimada, e a partir dessa variável, o cladograma foi plotado no espaço de forma na ordenação multivariada da PCA (Principal Component Analysis), permitindo a visualização da variação de forma entre os ramos.

Todas as análises de morfometria foram desenvolvidas no MorphoJ (Klingenberg, 2011) e na plataforma R na versão 3.2.2 (R Core Team 2013) com as bibliotecas: ape versão 3.4 (Paradis et al., 2004), geomorph versão 3.0.3 (Adams e Otárola-Castillo, 2013), Morpho versão 2.3.0 (Schlager, 2015) e stats versão 3.2.2 (R Core Team, 2013).

RESULTADOS

Índices de diversidade

Foi registrado um total de 67 indivíduos, os quais foram divididos em 40 espécies. A área de borda foi a que apresentou maior abundância (61 indivíduos), riqueza (38 espécies) e, conseqüentemente, maior diversidade ($H' = 3,52$). Na área de clareira, foram coletados 6 indivíduos, os quais foram subdivididos em 4 espécies, com um índice de diversidade de $H' = 1,24$. Ambas as áreas (borda e clareira) se mostraram bem uniformes ($J = 0,96$ e $J = 0,90$, respectivamente).

Morfometria da asa e sinal filogenético

Não foram obtidos valores significativos para o sinal filogenético em relação ao tamanho da asa ($K=0,56$; $p=0,71$) e nem em relação à forma da asa ($K=0,84$; $p=0,29$). Pelo cladograma gerado a partir do tamanho do centroide, foi possível observar que as subfamílias Nymphalinae e Heliconinae, dois grupos filogeneticamente próximos, aparecem bem distintas assim como no filomorfoespaço da asa (Figuras 3, 4 e 5).

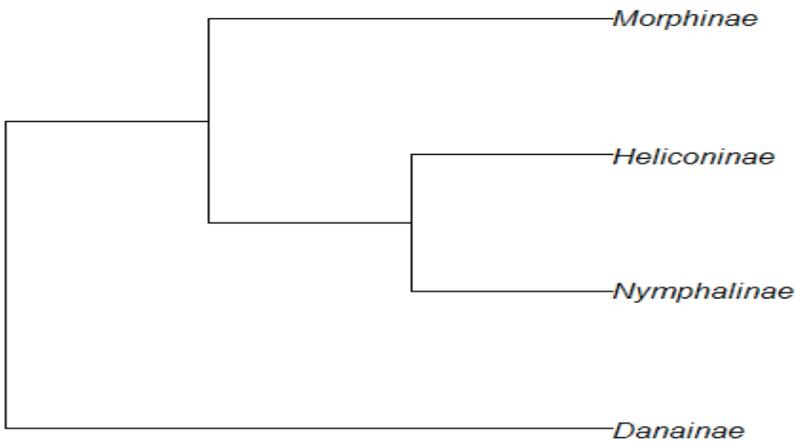


Figura 3: Cladograma com as relações filogenéticas entre as quatro subfamílias de Nymphalidae baseado na filogenia de Freitas e Brown Jr. (2004)

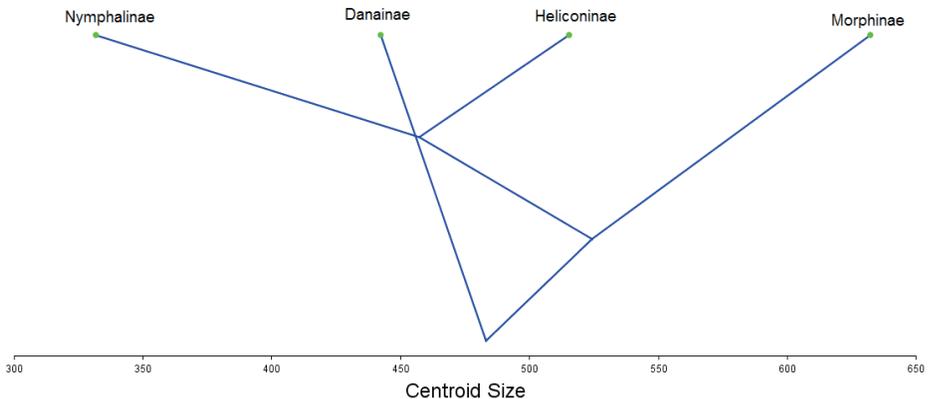


Figura 4: Cladograma gerado a partir do tamanho do centroide (centroid size) da asa de quatro subfamílias de Nymphalidae estudadas no Parque Estadual das Araucárias

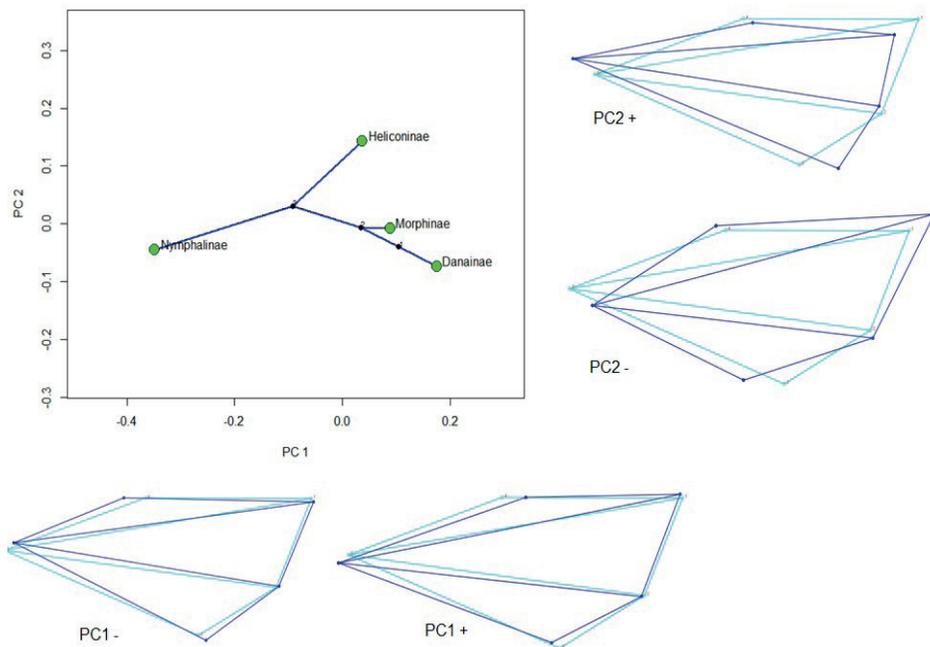


Figura 5: Filomorfoespaço com a variação de forma ao longo dos dois primeiros componentes principais (PC1 e PC2) entre quatro subfamílias de Nymphalidae estudadas no Parque Estadual das Araucárias - SC. Cada número representa um nó do cladograma (veja a figura 3 para referência). As grades em azul escuro representam a forma da asa nos extremos positivo e negativo de cada PC e a grade em azul claro representa a forma média da asa.

DISCUSSÃO

Em relação à diversidade de lepidópteras, encontradas ao longo do trecho estudado no Parque Estadual das Araucárias, apesar de os locais apresentarem bons índices de diversidade (exceto a área de clareira), estes também se mostraram bem homogêneos. Segundo Gibbs et al. (2006), a capacidade de dispersão das lepidópteras é o principal fator gerador dessa homogeneidade, uma vez que esses organismos apresentam considerável capacidade de voo.

No entanto, a riqueza total de borboletas encontradas no PEA foi maior do que em outros estudos, realizados em áreas de Mata Atlântica do Sul do Brasil, que levaram em consideração apenas a família *Lymphalidae*. Pedrotti et al. (2011), analisando a ocorrência destes indivíduos em uma área de fragmento de Floresta Ombrófila Mista, no Rio Grande do Sul, encontrou um total de 30 espécies. Silva et al. (2013), estudando esse mesmo grupo, em uma área do Horto Botânico Irmão Teodoro Luiz, amostrou um total de 16 espécies. Ainda em relação à riqueza de espécies, indivíduos pertencentes à ordem *Lepidoptera* apresentam preferência de voar ao sol, sendo facilmente encontradas em bordas de florestas e matas secundárias (Paim, 1995). Diferentes estudos relatam a maior diversidade destes organismos nas áreas de borda (Barros e Bueno, 2007; Borsatti, 2007), observação que corrobora com este trabalho.

Em relação a fatores fenotípicos, como tamanho e forma da asa, sabe-se que a variação nas borboletas adultas está relacionada à herbivoria das suas lagartas com a planta hospedeira, na qual a qualidade nutricional destas pode influenciar no seu desenvolvimento (Nylin e Jans, 2009; Jorge et al., 2011). Efeitos filogenéticos e ecológicos são os principais fatores que podem influenciar diretamente os aspectos morfológicos das espécies e explicar eventuais diferenças acentuadas no formato das asas (Bai et al. 2011).

Neste estudo, não foram observados valores significativos para o sinal filogenético em relação ao tamanho da asa e nem em relação à forma. Portanto, essa situação poderia ser resultado de um processo de irradiação adaptativa. As subfamílias *Nymphalinae* e *Heliconinae*, que seriam dois grupos filogeneticamente próximos, aparecem bem distintas tanto quando analisado o tamanho do centroide quanto ao morfoespaço da asa. Segundo Schluter (2000), o processo de irradiação adaptativa tem sido tradicionalmente atribuído à “oportunidade ecológica”, inovações fenotípicas através da especiação, ou uma combinação destes fatores. Tal observação de “nicho aberto”, ou “oportunidade ecológica”, pode vir a corroborar os resultados obtidos neste estudo, uma vez que, para evitar a

competição intraespecífica e pela existência de “espaços ecológicos vagos no ambiente”, tais espécies podem ter irradiado a ponto de se tornarem divergentes.

CONCLUSÃO

Diante do exposto, podemos concluir e destacar a importância das Unidades de Conservação para a manutenção dos recursos naturais. Isso sendo corroborado, principalmente, pela diversidade encontrada ao longo das áreas estudadas, além do observado em relação ao processo de irradiação adaptativa.

Agradecimentos

Os autores agradecem os funcionários do Parque Estadual das Araucárias, por toda a estrutura e disponibilidade de auxílio, nos deslocamentos dentro do Parque, e a URI, pela logística e pelos equipamentos para a coleta de dados.

REFERÊNCIAS

- Adams, D. C.; Rohlf, J. F.; Dennis, D. E., 2004. Geometric morphometrics: Ten years of progress following the “revolution”. *Ital. J. Zool.*, 71, 5-16.
- Adams, D. C., Otárola-Castillo, E., 2013. Geomorph: an r package for the collection and analysis of geometric morphometric shape data. *Methods Ecol. Evol.*, 4, 393-399.
- Álvarez, A.; Perez, S. I.; Verzi, D. H., 2011. Ecological and phylogenetic influence on mandible shape variation of South American caviomorph rodents (Rodentia: Hystricomorpha). *Biol. J. Linn. Soc.*, 102, 828-837.
- Bai, M., McCullough, E., Song, K. Q., Liu, W. G., Yang, X. K., 2011. Evolutionary constraints in hind wing shape in Chinese dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae). *Plos One*, 6, doi: 10.1371/journal.pone.0021600.

Barros, C. A.; Bueno, C. S., 2007. Breve caracterização do efeito de borda no Parque Natural Municipal de Marapendi – Rio de Janeiro. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG.

Blomberg, S. P.; Garland, T.; Ives, A. R., 2003. Testing for phylogenetic signal in comparative data: behavioral traits are more labile. *Evolution*, 57, 717-745.

Bookstein, F. L., 1991. Morphometric tools for landmark data. *Geometry and Biology*. Cambridge University Press, 1, 452.

Borsatti, A. K., 2007. Diversidade de borboletas (Lepidoptera) no interior e na borda de um fragmento de Mata Atlântica, no município de Peritiba, SC. *Saúde Meio Ambient.*, 1, 3-15.

Bond-Buckup, G., 2008. Biodiversidade dos Campos de Cima da Serra. *Libretos*. Porto Alegre, 196.

Brown, K. S.; Freitas, A. V. L., 1999. Lepidoptera. *In: Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil*. FAPESP. São Paulo, 1, 225-245.

Dessuy, M. B.; Morais, A. B. B., 2007. Diversidade de borboletas (Lepidoptera, Papilionoidea e Hesperioidea) em fragmentos de Floresta Estacional Decidual em Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, 24, 108-120.

Dryden, N. I. L.; Mardia, K. V., 1998. *Statistical shape analysis*. Wiley. Chichester, 1, 376p.

Filho, E. P., 2008. Diagnóstico do Meio Físico – Volume II – Clima, Geologia e Geomorfologia. Florianópolis, (CD- ROM).

Freitas, A. V. L.; Brown, K. S., Schultz, T., 2004. Phylogeny of the Nymphalidae (Lepidoptera). *Syst. Biol.*, 53, 363-383.

Gibbs, D.; Walton, R.; Brower, L.; Davies, A. K., 2006. Monarch Butterfly (Lepidoptera: Nymphalidae) Migration Monitoring as Chincoteague, Virginia and Cape May, New Jersey: A comparison of long-term trends. *J. Kans. Entomol. Soc.*, 79, 156-164.

Hammer, O.; Harper, D. A. T.; Ryan, P. D., 2001. Past: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Eletrônica*, 1, 9p.

Heppner, J. B., 1991. Faunal regions and the diversity of Lepidoptera. *Tropical Lepidoptera*, 2, 1-85.

Jorge, L. R.; Cordeiro-Estrela, P.; Klaczko, L. B.; Moreira, G. R. P.; Freitas, A. V. L., 2011. Host-plant Dependente Wingphenotypic Variatian in the Neotropical butterfly *Heliconius erato*. *Biol. J. Linn. Soc.*, 102, 765-774.

Klingenberg, C.P., 2011. MorphoJ: an integrative software package for geometric morphometrics. *Mol. Ecol. Resour.* 11, 353-357.

Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal., 2017. Conservação da Biodiversidade. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas>. Acesso em: 14 nov. 2017.

Nylin, S.; Janz, N., 2009. Butterfly host plant range: an example of plasticity as a promoter of speciation?. *Evol. Ecol.*, 23, 137-146.

Paim, A. C., 1995. Polimorfismo enzimático e variação morfológica em uma população natural de *Dryas iulia* (Fabr. 1775) (Lepidoptera: Nymphalidae). Disponível em: < <http://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/10295> > Acesso em: 15 nov. 2017.

Paluch, M.; Casagrande, M. M.; Mielke, H. H. O., 2008. Morfologia externa do adulto de *Actinote melanisans* (Nymphalidae: Heliconiinae: Acraeini). *Rev. Bras. Zool.*, 25, 456-478.

Paradis, E.; Claude, J.; Strimmer, K., 2004. APE: Analyses of Phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics*, 20, 289-290.

Pedrotti, V. S.; Barros, M. P.; Romanowski, H. P.; Iserhard, C., 2011. Borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) ocorrentes em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotrop.*, 11, 385-390.

R Core Team., 2013. R: A language and environment for statistical computing.

Ricketts, M.; Imhoff, M., 2003. Biodiversity, urban areas and agriculture: locating priority ecoregions for conservation. *Conserv. Ecol.*, 8, [online] <http://www.consecol.org/vol8/iss2/art1/>.

Rohlf, L.F., 2010. tpsDig2, versão 2.16. Ecology & evolution. SUNY at Stony Brook.

Rohlf, L.F., 2015. tpsUtil32 (tps Utility Program), versão 1,65. Ecology & evolution. SUNY at Stony Brook.

Silva, J. M.; Cunha, S. K.; Silva, E. J. E.; Garcia, F. R. M., 2013. Borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) no Horto Botânico Irmão Teodoro Luiz, Capão do Leão, Rio Grande do Sul, Brasil. Revista Biotemas, 26, 87-96.

Schmidt, D. G.; Costa, L. C.; Elpino-Campos, A.; Barp, E. A., 2012. Diversidade de borboletas (Lepidoptera) na borda e no interior de um fragmento de mata no município de Seara, SC. Saúde e Meio Amb.,1, 3-15.

Schluter, D., 2000. The Ecology of Adaptive Radiation. Oxford University Press. Oxford, 1, 296p.

Wiens, J. J.; Ackerly, D. D.; Allen, A. P.; Anacker, B. L.; Buckley, L. B.; Cornell, H.V.; Damschen, E. I.; Davies, T. J.; Grytnes, J. A.; Harrison, S. P.; Hawkins, B. A., ; Holt, R. D.; McCain, C. M.; Stephens, P. R., 2010. Niche conservatism as an emerging principle in ecology and conservation biology. Ecol. Lett., 13, 1310-1324.

RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM TRÊS RIACHOS DO PARQUE ESTADUAL DAS ARAUCÁRIAS-SC, BRASIL

Carine Gallon^a, Priscila Mezzomo^b, Renan de Souza Rezende^{b*}

Resumo

Macroinvertebrados bentônicos participam do metabolismo de rios e riachos e servem como bioindicadores da qualidade desses ambientes. O objetivo deste trabalho é avaliar a riqueza e composição dos taxa da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, em três riachos, com diferentes substratos no Parque Estadual das Araucárias-SC. Foram coletadas três amostras de diferentes substratos em cada um dos riachos onde variáveis físico-químicas foram mensuradas, e os substratos de coleta classificados (seixo, areia e pedra). Foram coletados 65 macroinvertebrados bentônicos, distribuídos em 15 taxa e 5 grupos tróficos. A ANOVA Fatorial indicou que não houve diferença na riqueza e densidade de invertebrados entre pontos amostrais ($F(1,3) = 0.62$; $p = 0.48$; $F(1,3) = 0.43$; $p = 0.55$), tipo de substrato ($F(2,3) = 1.06$; $p = 0.44$; $F(2,3) = 2.04$; $p = 0.28$) e interação entre os fatores ($F(2,3) = 3.12$; $p = 0.18$; $F(2,3) = 5.42$; $p = 0.11$). Os resultados da CCA ($E1 = 0.55$; % explicação = 65%; $E1 = 0.29$; % explicação = 35%; Figura 2) demonstram que o riacho 1 e seus grupos taxonômicos (Libellulidae, Oligochaeta, Chironomidae, Caenidae, Calamoceratidae, Notonectidae, Veliidae e Ephemeroptera) melhor se correlacionam com velocidade de correnteza, substratos do tipo seixo e pedra e dossel mais denso, enquanto, no riacho 2, as variáveis que tiveram maior relação ao ponto foram temperatura, pH, Oxigênio Dissolvido na água e substrato do tipo areia e os taxa Elmidae e Tipulidae, e para o riacho 3, fluxo de água e os taxa Simuliidae, Collembola e Coenagrionidae.

Palavras-chave: Macroinvertebrados Bentônicos. Variáveis Abióticas. Substrato, Bioindicadores.

^aPPG Ciências Ambientais, Universidade Comunitária Regional de Chapecó-UNOCHAPECÓ. Chapecó, SC/ Brasil.

^bPPG Ecologia. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões-URI. Erechim. RS/ Brasil.

*Autor correspondente: renan.rezende@unochapeco.edu.br (R. S. Rezende).

INTRODUÇÃO

Os macroinvertebrados bentônicos constituem um dos grupos biológicos mais diversificados e abundantes dos ambientes aquáticos lóticos e lênticos (Zardo et al., 2013), vivendo no substrato de fundo de rios, lagos e demais ambientes de água doce ou aderidos a pedras, troncos e restos de vegetação por, pelo menos, parte de seu ciclo de vida (Zardo et al., 2013). Invertebrados aquáticos apresentam elevada importância para esses ecossistemas (Roldán-Pérez, 2003), uma vez que desempenham papel fundamental na degradação do material alóctone em sistemas aquáticos (Santos e Rodrigues, 2015). Dessa forma, os organismos bentônicos participam do metabolismo dos ecossistemas de água doce, influenciando na ciclagem de nutrientes (Ward et al., 1995; Callisto e Esteves, 1995) e atuando, por exemplo, na redução de partículas orgânicas, facilitando a ação dos decompositores (Ward et al., 1995; Callisto e Esteves, 1995) além de realizarem o transporte de matéria orgânica à jusante de rios e riachos (Whiles e Wallace, 1997).

Os ecossistemas aquáticos são o resultado da interação entre os organismos, a qualidade da água, da atmosfera e do meio terrestre que os circundam (Roldán-Pérez, 2003). Os padrões de distribuição dos organismos aquáticos são controlados pelos fatores biogeográficos e pelas características dos ambientes aquáticos, como o tipo de substrato, temperatura, teor de matéria orgânica, profundidade, variáveis físico-químicas da coluna-d'água e interações geomorfológicas e biológicas (Carvalho e Uieda, 2004; Smith et al., 2003; Vidal-Abarca et al., 2004; Baptista et al., 2001; Silveira et al., 2006). Variações nessas propriedades da água influenciam os padrões de distribuição de insetos aquáticos, uma vez que alguns deles são altamente sensíveis à poluição, enquanto outros são um pouco tolerantes, ou completamente tolerantes à poluição e aos distúrbios ambientais (Hepp et al., 2013).

Os macroinvertebrados bentônicos podem ser bioindicadores de qualidade da água (Remor et al., 2013), visto que alterações nos ecossistemas aquáticos refletem na sensibilidade dos diferentes organismos da comunidade em relação à poluição ou degradação desses ambientes (Eller et al., 2009). Considerando-se que seus hábitos sésseis, ou de pouca mobilidade, e ciclo de vida relativamente extenso dão uma indicação das condições passadas, bem como das condições atuais do corpo hídrico (Resh et al., 1996; Suhaiala et al., 2014), é possível utilizar as variações nos padrões de sensibilidade dos *taxa* de macroinvertebrados bentônicos aos diferentes distúrbios no meio ambiente aquático, na indicação do grau de conservação, ou perturbação, desses ambientes, representando relações positivas, ou negativas com variáveis biológicas e/ou físico-químicas da água e do meio circundante (Hepp e Restello, 2007).

Assumindo-se que as características ambientais são as principais estruturadoras da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, o primeiro objetivo deste trabalho é avaliar a riqueza e composição dos *taxa* da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em três riachos com diferentes substratos, no Parque Estadual das Araucárias – SC. Este trabalho tem com o segundo objetivo caracterizar os três diferentes riachos, verificando as relações entre as variáveis físico-químicas da água com a comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual das Araucárias, que pertence aos municípios de São Domingos e de Galvão, Santa Catarina – Brasil. Essa Unidade de Conservação possui uma área de,

aproximadamente, 612 hectares, inseridos no bioma Mata Atlântica, compreendendo a fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista. O clima caracteriza-se como Clima Subtropical úmido (classificação climática KÖPPEN-GEIGER: Cfa). As chuvas são bem distribuídas ao longo do ano e não há uma estação seca claramente definida. A umidade relativa média do ar é alta ao longo de todo o ano, situando-se no intervalo entre, aproximadamente, 62,3% e 92,1%. A área do Parque situa-se, principalmente, na bacia do Rio Jacutinga, cujos principais afluentes no território do Parque são os córregos Sanga do Timbó e Brejo Velho (FATMA, 2016).

Coleta de Macroinvertebrados

Foram coletadas três amostras de diferentes substratos, em cada um dos riachos, com auxílio de um coletor do tipo “Surber”, com área amostral de 0.09 m² e malha de 0.250 mm entre nós adjacentes (Merritt e Cummins, 1996; Roldán-Pérez, 1988), perfazendo um esforço final de 9 amostragens. Os substratos de coleta foram classificados em seixo, areia e pedra. As amostras foram lavadas sobre peneiras de malha 0.50 mm e acondicionadas em potes plásticos, com álcool hidratado a 70%. Posteriormente, as amostras foram triadas, e foi realizada a seleção dos organismos dentre os sedimentos. Com auxílio de estereomicroscópio os invertebrados aquáticos foram identificados até ao nível família e grupo trófico funcional, segundo bibliografia adequada (Mugnai et al., 2010; Roldán-Pérez, 2003). Após esse procedimento, os organismos foram pré-classificados, quantificados e acondicionados em eppendorfs, contendo álcool a 70% para preservação das amostras.

Para verificar as variáveis físicas e químicas das unidades amostrais, em cada um dos três riachos, foram mensurados *in situ* os parâmetros pH, temperatura (°C) e Oxigênio Dissolvido (mg.L⁻¹) na coluna-d’água por meio de um Analisador Multiparâmetro. A largura

entre as margens, profundidade e velocidade de corrente também foram mensuradas, e posteriormente, utilizadas como base para cálculo de fluxo de água, enquanto um Densímetro Florestal Convexo foi usado para obtenção da densidade de dossel nas margens.

Análise Estatística

A riqueza taxonômica e densidade total de macroinvertebrados foram avaliadas por meio de uma análise de variância fatorial (Fatorial-ANOVA) que, segundo Baron (1986), mensura o efeito de uma variável moderadora na relação entre duas outras variáveis. Para analisar as relações entre os Riachos, suas características e os *taxa*, foi performada a Análise de Correspondência Canônica (CCA). Essa análise de ordenação multivariada foi utilizada, visando a determinar quais variáveis dependentes, ou suas combinações, são mais relacionadas. A aplicação dessa técnica permite, nesse caso, identificar as relações táxon-ambiente e inclusive classificá-las em termos de suas preferências quanto ao hábitat, além de investigar questões específicas sobre as suas respostas frente às características ambientais.

RESULTADOS

Um total de 65 macroinvertebrados bentônicos foram coletados, distribuídos em 15 *taxa* (3 filos, 4 classes, 7 ordens e 10 famílias) e em 5 grupos tróficos (Predador, Fragmentador, Coletor-Catador, Coletor-Filtrador e Raspador; Tabela 1). O terceiro riacho apresentou maior densidade de organismos (0.86Ind.m²), seguido pelo primeiro (0.73Ind.m²), e pelo segundo (0.56Ind.m²), respectivamente. Maior riqueza foi observada nos riachos 1 e 3, que apresentaram os mesmos valores (N=3.6), comparados ao segundo riacho (N=2.3). Levando em consideração o tipo de substrato avaliado em cada trecho amostral,

aquele que demonstrou valor de riqueza mais alto foi areia (N=4), principalmente no riacho 3, comparado aos riachos 1 e 2. Já o substrato classificado como seixo apresentou valor de densidade de organismos mais elevada (N=1; Figura 1), comparado aos demais.

Entretanto, não houve diferença na riqueza de invertebrados entre pontos amostrais (ANOVA Fatorial; $F_{(1,3)} = 0.62$; $p = 0.48$), tipo de substrato (ANOVA Fatorial; $F_{(2,3)} = 1.06$; $p = 0.44$) e interação entre os fatores (ANOVA Fatorial; $F_{(2,3)} = 3.12$; $p = 0.18$), bem como não houve diferença na densidade de invertebrados entre pontos amostrais (ANOVA Fatorial; $F_{(1,3)} = 0.43$; $p = 0.55$), tipo de substrato (ANOVA Fatorial; $F_{(2,3)} = 2.04$; $p = 0.28$) e interação entre os fatores (ANOVA Fatorial; $F_{(2,3)} = 5.42$; $p = 0.11$). Ainda assim, os valores obtidos pela soma dos quadrados indicam que a riqueza (Ponto: 0.13; Substrato: 0.47; Ponto-substrato: 1.39) e a densidade (Ponto: 0.01; Substrato: 0.14; Ponto-substrato: 0.40) é mais fortemente influenciada pela interação entre tipo de substrato e riachos do que pelos pontos amostrais.

Os resultados, obtidos a partir da Análise de Correspondência Canônica (E1= 0.55; % explicação = 65%; E1= 0.29; % explicação = 35%, Figura 2) demonstram que, para o Riacho 1, há maior relação entre velocidade de correnteza, substratos do tipo seixo e pedra, densidade do dossel nas margens, e os grupos de macroinvertebrados bentônicos Libellulidae, Oligochaeta, Chironomidae, Caenidae, Calamoceratidae, Notonectidae, Veliidae e Ephemeroptera. No Riacho 2 as variáveis que tiveram maior relação ao ponto foram temperatura, pH, Oxigênio Dissolvido na água e substrato do tipo areia. Os *taxa* mais relacionados ao Riacho 2 foram Elmidae e Tipulidae. As correlações no riacho 3 ocorrem com fluxo de água e com os *taxa* Simulidae, Collembola e Coenagrionidae.

Tab.1. Densidade e grupos tróficos funcionais dos macroinvertebrados bentônicos coletados nos 3 riachos.

TAXA				Grupos Tróficos	Pontos Amostrais		
Filo	Classe	Ordem	Família		1	2	3
Mollusca	Bivalvia			Coletor-Filtrador	0,07	-	-
Annelida	Hirudinea			Predador	0,03	-	-
	Oligochaeta			Coletor-Catador	0,10	0,03	0,07
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Coletor-Catador	0,20	0,03	0,03
			Simulidae	Coletor-Catador	-	0,10	0,43
			Tipulidae	Predador	-	0,03	-
		Odonata	Libellulidae	Predador	0,03	0,03	0,03
			Coenagrionidae	Predador	-	-	0,03
		Coleoptera	Elmidae	Raspador	0,10	0,23	0,17
		Trichoptera	Calamoceratidae	Fragmentador	0,03	-	0,03
		Hemiptera	Notonectidae	Predador	0,03	-	-
			Veliidae	Predador	0,03	-	-
		Ephemeroptera	Caenidae	Coletor-Catador	0,10	-	-
	<u>Entognatha</u>	Collembola			-	-	0,07

DISCUSSÃO

A riqueza e a densidade de invertebrados não apresentaram resultados significativos. Esses resultados podem ser explicados pela proximidade geográfica das unidades amostrais, homogeneizando a comunidade (Rezende et al., 2012). Um ponto que chamou atenção foi que, apesar da similaridade ambiental dos riachos 2 e 3, observou-se uma tendência de riqueza e densidade diferentes entre estes. Maiores tendências nos valores de riqueza e densidade foram observados nos riachos 3, comparado ao 2. Isso pode ser explicado pela nascente do riacho 2 estar fora da unidade de conservação (Benstead e Pringle, 2004), indicando que os usos antrópicos adjacentes ao Parque afetam o interior da unidade pela dinâmica fluvial.

O riacho 1 apresentou relação com elevada porcentagem de cobertura de dossel e frações grossas do sedimento (seixos e pedras). Áreas com elevada porcentagem de cobertura de dossel proporcionam uma maior entrada de matéria orgânica alóctone, que aumenta a quantidade de hábitat disponível para a fauna (Benstead e Pringle, 2004). A presença de frações granulométricas mais grossas (pedras e seixos) também ajuda na dispersão dos macroinvertebrados (Minshall, 1984; Tupinambás et al., 2007; Bucker et al., 2010) devido ao maior número de refúgios tanto de predadores quanto da correnteza da água (Warfe e Barmuta, 2004; Gardiner et al., 2009). Assim, maior heterogeneidade pode aumentar a oferta de nichos e depósito de partículas alimentares (Dominguez-Granda et al., 2011; Jun et al., 2011), podendo favorecer organismos coletores como, por exemplo, Oligochaeta, Chironomidae e Caenidae, fragmentadores como Calamoceratidae e uma diversidade maior de Predadores.

Os riachos 2 e 3 apresentaram maior relação com fluxo de água, temperatura e sedimentos finos. Menor velocidade de correnteza e maior fluxo de água podem homogeneizar o ambiente e diminuir a diversidade de macroinvertebrados de água doce (Merritt e Cummins

1984; Allan, 1995). Isso pode ocorrer, também, devido à influência do fluxo e velocidade da água na maior deposição de sedimento e alimento na forma de partículas finas, remoção de nutrientes e diminuição na disponibilidade de microhabitats (Merritt e Cummins 1984; Allan, 1995; Rezende et al., 2012). Assim, maior deposição de partículas finas pode aumentar a oferta de biofilme e depósito de partículas alimentares, favorecendo invertebrados raspadores como Elmidae (Merritt e Cummins 1984; Roldán-Pérez, 2003; Rezende et al., 2012).

Os resultados demonstram que variáveis abióticas influenciam a diversidade da comunidade bentônica. O Riacho 1 apresentou maior diversidade, correlacionou-se com algumas variáveis específicas, como maior adensamento de dossel nas margens, fornecendo mais matéria orgânica para os organismos macroinvertebrados. Outro aspecto é que a ação antrópica pode afetar a diversidade da Unidade de Conservação pela dinâmica fluvial.

REFERÊNCIAS

Allan, J.D., 1995. Stream ecology. Structure and function of running waters. 12, 388.

Baron, K.D.A., 1986. The moderator-mediator variable distinction in social psychological research: conceptual, strategic and statistical considerations. *J Pers Soc Psychol.* 51, 1173-82.

Baptista, D.F.; Buss, D.F.; Dorvillé, L.F.M.; Nessimian, J.L., 2001. Biodiversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia.* 61, 1-17.

Benstead, J.P. and PRINGLE, C.M., 2004. Deforestation alters the resource base and biomass of endemic stream insects in eastern Madagascar. *Freshwater Biology.* 49, 490-501.

Bucker, A.; Sondermann, M.; Frede, H.G.; Breuer, L., 2010. The influence of land use on macroinvertebrate communities in montane tropical streams – a case study from Ecuador. *Fundam Appl Limnol.* 177, 267-282.

Callisto, M.; Esteves, F.A., 1995. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um ecossistema amazônico impactado por rejeito de bauxita – Lago Batata (Pará, Brasil). *Oecologia Brasiliensis.* 1, 335-348.

Carvalho, E.M.; UIEDA, V.S., 2004. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia.* 21, 287-293.

Dominguez-Granda, L.; Lock, K.; Goethals, P.L.M., 2011. Using multi-target clustering trees as a tool to predict biological water quality indices based on benthic macroinvertebrates and environmental parameters in the Chaguana watershed (Ecuador). *Ecological Informatics.* 6, 303-308.

Eller, A.P.R.; Dantas, C.; Castro, D.M.P.; França, J.S.; Rocha, K., Paiva, L.T.; Callisto, M.; Ferreira, W.R., 2009. Biomonitoramento da Bacia do Riacho das Velhas utilizando os Macroinvertebrados Bentônicos Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta de avaliação ambiental.

FATMA. Fundação do Meio Ambiente., 2016. Parque Estadual das Araucárias. Plano de Manejo – Fase II. Disponível em: http://www.fatma.sc.gov.br/upload/ucs/araucarias/Plano_Manejo_PAEAR_Fase_II_final.pdf. Acesso em: 15 nov. 2017.

Gardiner, E.P.; Sutherland, A.B.; Bixby, R.J.; Scott, M.C.; Meyer, J.L.; Helfman, G.S.; Benfield, E.F.; Pringle, C.M.; Bolstad, P.V.; Wear, D.N., 2009. Linking stream and landscape trajectories in the southern Appalachians. *Environmental Monitoring Assessment.* 156, 17–36.

Hepp, L.U.; Restello, R.M.; Milesi, S.V., 2013. Distribution of aquatic insects in urban headwater streams. *Acta Limnologica Brasiliensis.* 25, 1-9.

Hepp, L.U.; Restello, R.M., 2007. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas do Alto Uruguai Gaúcho. In: ZAKRZEWSKI, S.B.B. (Org.). *Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares.* 75-85.

Jun, Y.C.; Kim, N.Y.; Know, S.J.; Han, S.C.; Hwang, I.C.; Park, J.H.; Won, D.H.; Byun, M.S.; Kong, H.Y.; Lee, J.E.; Hwang, S.J., 2011. Effects of land use on benthic macroinvertebrate communities: Comparison of two mountain streams in Korea. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*. 47, 35-49.

Merritt, R.W.; Cummins, K.W., 1984. An introduction to the aquatic insects of North America. 2,722.

Merritt, R.W.; Cummins, K.W., 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. 3, 862.

Minshall, G.W., 1984. Aquatic insect-substratum relationships. In V. H. Resh and D. M. Rosenberg (eds.). *The ecology of aquatic insects*. 358-400.

Mugnai, R.; Nessimian, J.L.; Baptista, D.F., 2010. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos.

Remor, M.B.; Hermoso, M.; Sgarbi, L.F.; Prestes, T.M.V.; Câmara, C.D.; Model, K.J., 2013. Qualidade da água do Riacho das Pedras utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. *Revista Cascavel*. 6, 97-111.

Resh, V.H.; Myers, M.J.; Hannaford, M.J., 1996. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. In *Method in Stream Ecology*, edited by Hauer, F.R. & Lamberti, G.A. 647-667.

Rezende, R.S.; Santos, A.M.; JUNIOR, J.F.G., 2012. Avaliação ambiental do Riacho Pandeiros utilizando macroinvertebrados como indicadores de qualidade da água. *Ecología Austral*. 22, 159-196.

Roldán-Pérez, G.A., 1988. Guía para el Estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Bogotá, Universidad de Antioquia. 217.

Roldán-Pérez, G.A., 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col. No. 333.91 R744b. Medellín, CO: Edit. Universidad de Antioquia.

Santos, I.G.A.; Rodrigues, G.G., 2015. Colonização de macroinvertebrados bentônicos em detritos foliares em um riacho de primeira ordem na Floresta Atlântica do nordeste brasileiro. *Iheringia, Série Zoologia*. 105, 84-93.

Silveira, M.P.; Buss, D.F.; Nessimian, J.L.; Baptista, D.F., 2006. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrate in a southeastern Brazilian river. *Brazilian Journal of Biology*. 66, 623-632.

Smith, G.R.; Vaala, D.A.; Dingfelder, H.A., 2003. Distribution and abundance of macroinvertebrates within two temporary ponds. *Hydrobiologia*. 497, 161-167.

Suhaila, A.H.; Che Salmah, M.R.; Nurul Huda, A., 2014. Seasonal abundance and diversity of aquatic insects in rivers in Gunung Jerai Forest Reserve, Malaysia. *Sains Malaysiana*. 43, 667-674.

Tupinambas, T.H.; Callisto, M.; Santos, G.B., 2007. Benthic macroinvertebrate assemblages structure in two headwater streams, south-eastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 24, 887-897.

Vidal-Abarca, M.R.; Suárez, M.L.; Gómez, R.; Guerrero, C.; Sántez-Montoya, M.M.; Velasco, J., 2004. Intra-annual variation in benthic organic matter in a saline, semi-arid stream of southeast Spain (Chicamo stream). *Hidrobiologia*, 523, 199-215.

Ward, D.; Holmes, N.; José, P., 1995, *The New River & Wildlife Handbook*. RSPP, NRA e The Wildlife Trusts, Bedfordshire.

Warfe, D.M.; Barmuta, L.A., 2004. Habitat structural complexity mediates the foraging success of multiple predator species. *Oecologia*. 141-171.

Whiles, M.R.; Wallace, J.B., 1997, Leaf litter decomposition and macroinvertebrate communities in headwater streams draining pine and hardwood catchments. *Hydrobiologia*. 353, 107-119.

Zardo, D.C.; Haridoim, E.L.; Amorim, R.; Malheiros, C.H., 2013. Variação espaço-temporal na abundância de ordens e famílias de macroinvertebrados bentônicos registrados em área de nascente, Campo Verde-MT. *Revista Uniara*. 16, 1.

DINÂMICA DE RECRUTAMENTO DE INDIVÍDUOS ARBÓREOS E ARBUSTIVOS EM DIFERENTES ESTÁGIOS DE SUCESSÃO FLORESTAL

Fernanda Weinmann Oliveira^a, Alexandre Copatti Loregian^b, Marcelo Malysz^{b*}

Resumo

A Floresta Ombrófila Mista, que representa grande extensão das áreas florestais no Sul do Brasil, vem sofrendo com a redução em sua área, devido à agropecuária e à extensão de áreas agrícolas e de silvicultura. Esse constante distúrbio faz com que as áreas remanescentes estejam em constante processo de regeneração e, assim, faz com que a compreensão dessa recuperação seja a chave para a manutenção dessa fitofisionomia. Este estudo foi realizado no Parque Estadual das Araucárias, visando a avaliar o número de indivíduos jovens arbóreo-arbustivos em áreas de estágios iniciais e avançados de sucessão florestal. Como resultado, não foi possível descartar a hipótese de que existam mais plântulas em áreas em sucessão avançada, devido à maior quantidade de indivíduos adultos estabelecidos e capazes de produzirem sementes.

Palavras-chave: Regeneração. Componente Arbóreo. Estágios de Sucessão. Dossel, Plântulas. Araucária.

^aPrograma de Pós Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) da Universidade Comunitária da Região de Chapecó – UNOCHAPECÓ. Chapecó, SC/Brasil.

^bPrograma de Pós Graduação em Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI, Erechim. RS/Brasil.

*Autor correspondente: Endereço de e-mail: mmalysz@gmail.com

INTRODUÇÃO

Em Santa Catarina, a Floresta Ombrófila Mista (FOM) abrange cerca de 13.741, 3 K m², totalizando cerca de 24,4 % da formação florestal original do Estado (Vibrans et al., 2013). Este reduzido número é consequência da intensa exploração madeireira, principalmente da extração da *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, e do uso da terra para criação de gado e de monoculturas (Narvaes et al., 2005). O histórico do uso da área e o nível de perturbação, à qual a área foi submetida, são exemplos de fatores responsáveis pelo início de processos de sucessão ecológica em caráter inicial (Callegaro et al., 2012).

Conhecer como se dão os processos relacionados à dinâmica, aos estágios sucessionais e à regeneração natural perante as perturbações antrópicas, pode auxiliar na compreensão das características da comunidade e mudanças direcionais na composição de espécies (Pereira et al., 2001).

Para que uma área de floresta antropizada atinja características de floresta madura, é preciso que ocorra regeneração da floresta (Tabarelli e Mantovani, 1999). Nas florestas tropicais, a riqueza é um dos primeiros componentes restaurados durante os estágios sucessionais, sendo que a regeneração desse componente está ligada ao desenvolvimento de plântulas, ao banco e à chuva de sementes das espécies do fragmento (Caldato et al., 1996), bem como ao tamanho do fragmento, e quais espécies já ocorrem no local, características que também influenciam o número de espécies com capacidade de sobrevivência em um fragmento (Salles e Schiavini, 2007).

A descontinuidade do dossel também é considerada um fator de influência sobre a dinâmica de recrutamento das espécies arbóreas e arbustivas do estrato inferior, sendo que as variações dessa condição, conseqüentemente, ocasionam respostas diferentes das espécies (Schorn e Galvão, 2006), podendo ocorrer a reestruturação de espécies do dossel e

o surgimento de espécies do sub-bosque, ou uma substituição futura de espécies intolerantes à sombra (Neves et al., 2008).

Nesse contexto, este estudo objetivou avaliar o recrutamento de indivíduos arbóreos e arbustivos, adultos e jovens, e comparar essa dinâmica em áreas de floresta em estágios sucessionais, inicial e avançado, do Parque Estadual das Araucárias, São Domingos – SC. Sob as seguintes hipóteses: Áreas onde a sucessão florestal se encontra mais avançada apresentam maior número de indivíduos jovens, e a abertura de dossel influenciará, negativamente, o número de plântulas observadas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual das Araucárias – PEA, localizado nos municípios de São Domingos e de Galvão, Santa Catarina/Brasil (Figura 1). Esta Unidade de Conservação possui uma área de 625 hectares e é exclusivamente coberta por Floresta Ombrófila Mista. Segundo a classificação de Köppen, a região apresenta tipo climático Cfa, caracterizado por ser um clima mesotérmico úmido, com temperatura média de 12,4 °C, no mês mais frio (julho), e de 21,1 °C, no mês mais quente (janeiro). As chuvas são bem distribuídas ao longo do ano e não há uma estação seca claramente definida. A umidade relativa média do ar é alta ao longo de todo o ano, situando-se no intervalo entre, aproximadamente, 62,3 % e 92,1 % (FATMA, 2016).



Fig. 1. Área do Parque Estadual das Araucárias, São Domingos – SC. Fonte: FATMA, Plano de Manejo Parque Estadual das Araucárias, 2016.

Coleta de dados

O estudo, compreendendo os estratos arbóreos juvenil e adulto, foi realizado no dia 14 de novembro de 2017, em duas áreas do Parque, sendo a primeira, em estágio sucessional inicial, e a segunda, em estágio sucessional avançado. A coleta dos dados foi realizada por meio da instalação de 10 unidades amostrais, de 10 x 10 m, em cada uma das áreas florestais estudadas, dispostas ao acaso.

Para a realização do levantamento dos indivíduos arbóreos e arbustivos jovens, foram incluídos todos os indivíduos vivos, maiores

que 0,30 m de altura e com altura ≤ 1 m. O levantamento da densidade de indivíduos adultos foi realizado por meio da inclusão de todos os indivíduos arbóreos com perímetro à altura do peito > 30 cm. A descontinuidade do dossel foi calculada com o auxílio do programa Gap Light Analyser, versão 2.0, por meio de fotografias obtidas, no centro de cada unidade amostral, em câmera fotográfica digital acoplada a lente conversora circular 185°.

Análise estatística

Para responder à primeira pergunta proposta, utilizamos testes-t Student para identificar se existiam diferenças nas médias dos números de plântulas encontradas nos dois níveis de sucessão florestal avaliados. Para essa análise, a variável dependente foi o número de plântulas (quantitativa), e a variável independente foi o estágio de sucessão florestal (qualitativa); esta última com dois fatores: Inicial e Avançado.

A segunda pergunta proposta utilizou como variável dependente o número de plântulas. As variáveis independentes utilizadas foram o valor de abertura de dossel (quantitativa) além do número de indivíduos adultos (quantitativa). Ambas foram utilizadas em um modelo linear múltiplo. O modelo inicial continha, além da abertura de dossel e do número de indivíduos adultos, a relação entre estas duas variáveis. A seleção do melhor modelo foi feita pela avaliação do valor do Método de Informação de Akaike (AIC), que fornece um valor que deriva da amplitude do erro e do número de fatores dos modelos, sendo que o modelo que apresentar o menor valor é o que apresenta o melhor balanço entre parcimônia (na quantidade de variáveis) e quantidade de informação.

Todos os dados quantitativos foram testados para normalidade, utilizando-se o teste de Shapiro-Wilk. Apenas o número de adultos não apresentava distribuição normal e, para todas as análises, foi utilizado o valor transformado em logaritmo natural.

RESULTADOS

O número médio de indivíduos arbóreo-arbustivos amostrados nas UA, encontra-se explícito na Tabela 1. Os estágios de sucessão florestal avaliados, Inicial e Avançado, diferem significativamente no número de plântulas encontradas nas UA demarcadas nessas áreas. Em áreas onde a regeneração florestal se encontra em início de processo, a média de plântulas encontradas foi de 22,4. Em áreas onde a regeneração ocorre há mais tempo, a média de plântulas encontradas foi de 95 indivíduos (Figura 2). O resultado do teste-t Student não nos permitiu rejeitar a hipótese principal de que existiram mais plântulas nas áreas onde o estágio de sucessão florestal encontra-se mais avançado ($t = -7.37$, $df = 12.22$, $p < 0,001$).

Tab. 1. Número médio de adultos e plântulas amostrados nos estágios de sucessão florestal avaliados.

Estágio de Sucessão	Número médio de plântulas	Número médio de adultos
Inicial	22,4	5,8
Avançado	95	9,9

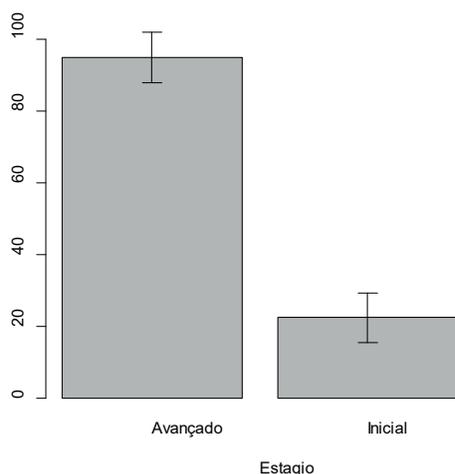


Fig. 2. Resultados para as médias de plântulas amostradas nos estágios de sucessão florestal avaliados. As barras representam as médias de indivíduos jovens encontrados em cada estágio e seu respectivo erro padrão.

O valor de abertura de dossel não foi um fator significativo por si só na quantidade de indivíduos jovens encontrados nas áreas amostradas ($t = 0,97$, $p = 0,34$). No entanto, o melhor modelo ($F_{(3,16)} = 8,49$, $p < 0,01$), selecionado pelo menor valor obtido de AIC, incluiu o número de adultos ($t = 2,38$, $p = 0,02$) (Figura 3), o valor da abertura de dossel e a relação entre esses valores ($t = -1,89$, $p = 0,07$) (Figura 4).

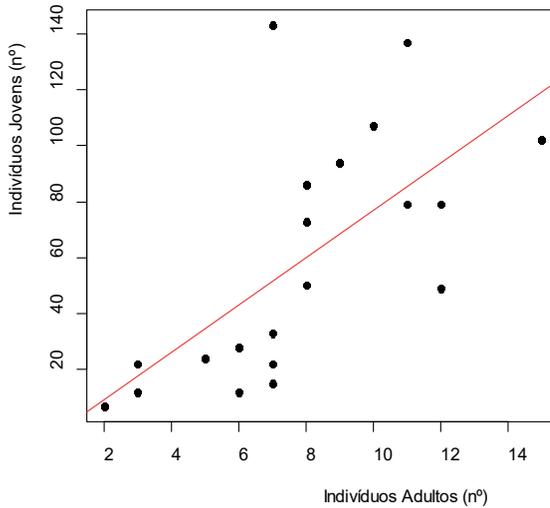


Fig. 3. Relação entre o número de indivíduos jovens e o número de indivíduos adultos amostrados.

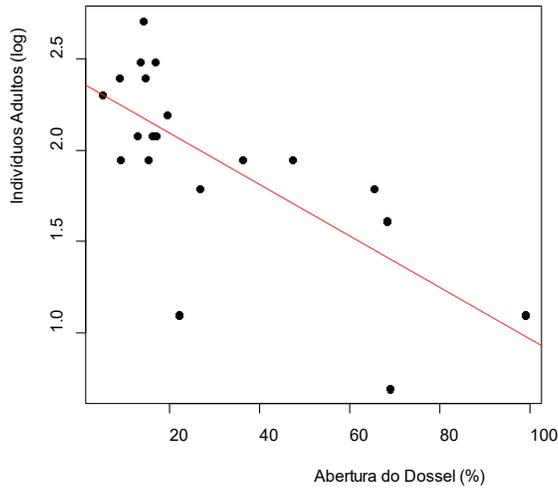


Fig. 4. Relação entre o número de indivíduos adultos e o valor da abertura de dossel em cada unidade amostral.

DISCUSSÃO

A dinâmica de manutenção da diversidade na floresta, uma vez que esta esteja estabelecida, depende do surgimento de clareiras que permitem que espécies intolerantes à sombra tenham uma chance de recrutamento devido à disponibilidade de luz. O mesmo pode ser dito para o recrutamento, em termos de densidade, uma vez que, no banco de sementes do solo, não é incomum a predominância de espécies pioneiras (Caldato et al., 1996). Neste estudo, encontramos, em áreas de estágio avançado de regeneração, maior densidade de recrutamento devido à disponibilidade maior de sementes, relacionada à maior frequência de indivíduos adultos com potencial reprodutivo.

Além das diferenças de frequência do componente arbóreo adulto, outras variáveis, não mensuradas, mas facilmente observadas em campo, podem ter contribuído para o surgimento do padrão observado nos dados. Entre estes fatores, estão a alta dominância de Timbó (*Ateleia*

glazioviana Baillon, 1881) nas áreas de estágio de sucessão inicial, além da alta densidade de gramíneas e indivíduos de espécies herbáceas. É importante também que seja considerado o critério de inclusão, uma vez que, a partir da altura máxima utilizada (1 m), espera-se que a mortalidade de indivíduos jovens, em áreas em estágios mais avançados de sucessão, seja alta, devido, entre outros fatores, às flutuações na disponibilidade de luz no interior das florestas (Schorn e Galvão, 2006).

A disponibilidade de luz, quando avaliada por meio da descontinuidade do dossel, no entanto, não foi, por si só, de importância para o recrutamento. O valor, no entanto, apresenta relação com o número de adultos disponíveis, na área imediata, que vão, por sua vez, constituir o dossel. Mesmo que exista a possibilidade de chegada de sementes de áreas próximas, devemos considerar o tempo relativamente curto do abandono das atividades antrópicas na área, o que se torna relevante tendo em vista que a maior parte dos indivíduos arbóreos, presentes em áreas onde a sucessão florestal é avançada, como por exemplo espécies de Myrtaceae, Lauraceae, Fabaceae e Araucariaceae tem suas sementes dispersas por animais. Nesses casos, a maior parte das sementes fica muito próxima às suas fontes, e a colonização de locais mais distantes pode depender, além de fatores limitantes ambientais (luz, por exemplo), da deposição, geralmente agrupada, das sementes pelos animais que transportam e consomem os frutos (Schupp et al., 2002).

CONCLUSÃO

A relação encontrada entre o número de indivíduos jovens e o número de indivíduos adultos, nas áreas de amostragem, pode ser utilizada para inferir, quando considerado o restante dos resultados, o estado atual de regeneração florestal no Parque Estadual das Araucárias. A regeneração é recente e dependente, principalmente, do número de sementes disponíveis, não apresentando características comuns a

ambientes florestais mais bem-estabelecidos, onde a disponibilidade de luz passa a exercer maior influência às dinâmicas da comunidade arbórea.

REFERÊNCIAS

- Caldato, S. L.; Floss, P. A.; Da Croce, D. M.; Longhi, S. J., 1996. Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na Reserva Genética Florestal de Caçador, SC. *Ciência Florestal*, Santa Maria. 6, 27-38.
- Callegaro, R. M.; Longhi, S. J.; Araujo, A. C. B.; Kanieski, M. R.; Floss, P. A.; Gracioli, C. R., 2012. Estrutura do componente arbóreo de uma floresta estacional decidual ripária em Jaguari, RS. *Ciência Rural*. 42, 305-311.
- Fundação Do Meio Ambiente (FATMA), 2016. Plano de manejo do Parque Estadual das Araucárias. Florianópolis. <http://www.fatma.sc.gov.br/conteudo/parque-estadual-das-araucarias> (acesso em: 14 novembro 2017).
- Narvaes, I. da S.; Brena, D. A.; Longhi, S. J., 2005. Estrutura da regeneração natural em Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS.. *Ciência Florestal*. 15, 331-342.
- Neves, G. M.; Peixoto, A. L., 2008. Florística e estrutura da comunidade arbustivo-arbórea de dois remanescentes em regeneração de floresta atlântica secundária na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim. *Pesquisas, Botânica*. nº 59, 71-112.
- Pereira, I. M.; Andrade, L. A.; Costa, J. R. M.; Dias, J. M., 2001. Regeneração natural em um remanescente de Caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no Agreste Paraibano. *Acta Botânica Brasílica*. 15, 413-426.
- Salles, J. C.; Schiavini, I., 2007. Estrutura e composição do estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. *Acta bot. bras*. 21, 223-233.
- Schorn, L. A.; Galvão, F., 2006. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. *Floresta*. 36, 59-74.

Schupp, E. W.; Milleron, T.; Russo, S. Dissemination limitation and the origin and maintenance of species-rich tropical forests. p. 19-33. In: Levey, D. J., Silva, W. R., Galleti, M. (Eds.). Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation. New York, CABI Publishing, 2002.

Tabarelli, M.; Mantovani, W., 1999. A regeneração de um floresta tropical montana após corte e queima (SãoPaulo – Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*. 59, 239-250.

Vibrans, A. C.; McRoberts, E.; Moser, P.; Nicoletti, A. L., 2013. Using satellite image-based maps and ground inventory data to estimate the area of the remaining Atlantic forest in the Brazilian state of Santa Catarina. *Remote Sensing of Environment*. 130, 87-95.

QUANTIFICAÇÃO DA SERAPILHEIRA EM DOIS AMBIENTES EM ESTÁGIOS INICIAL E AVANÇADO, DE SUCESSÃO EM UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO NO SUL DO BRASIL

Cleusa Vicente Vargas^a; Isabel Dahmer^a; Vanderlei Secretti Decian^a

Resumo

A compreensão de fatores que determinam a dinâmica da serapilheira em Unidades de Conservação que, no passado, foram áreas exploradas, por atividades econômicas e se encontram em processo de sucessão ecológica, é de fundamental importância para entender a dinâmica dos sistemas florestais. A pesquisa objetivou quantificar a serapilheira, acumulada sobre o solo, em dois ambientes com diferentes níveis de sucessão ecológica e sua relação com a espessura da serapilheira e da descontinuidade de dossel em uma Unidade de Conservação no Sul do Brasil. Foi realizada a coleta de serapilheira ao longo de 2 transectos, com 10 pontos amostrais cada, com 0,25 m². Foram analisados o peso e a espessura da serapilheira, em relação à descontinuidade do dossel, e aos estágios de desenvolvimento sucessionais da vegetação. A análise do Teste t demonstrou que existe diferença entre a espessura e quantidade da serapilheira e os estágios sucessionais diferentes ($t= 9.3463$; $p<0,001$). Pela análise de regressão linear simples, verificou-se que existe efeito da descontinuidade de dossel sobre a espessura e quantidade da serapilheira no solo $F= (1, 18)=9,932 <0,005$.

Palavras-chave: Parque Estadual das Araucárias. Descontinuidade de Dossel. Estágio Sucessional. Acúmulo de Serapilheira. Unidade de Conservação.

^a Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI ERECHIM

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica abriga umas das maiores biodiversidades de todo o Planeta, figurando entre os cinco principais biomas no ranking dos Hotspots de biodiversidade do Planeta, devido a seu alto grau de endemismo (Lagos e Muller, 2007). Essas florestas tropicais, ricas em biodiversidade, exercem funções ecossistêmicas importantes na conservação de espécies, manutenção do fluxo gênico e dos processos evolutivos. No entanto, apresentam um elevado nível de alteração e degradação, decorrentes da exploração irracional dos recursos naturais (De Avila et al., 2013).

A fragmentação florestal é o processo de redução e isolamento da cobertura vegetal original, sendo uma consequência histórica da exploração inadequada dos recursos naturais (Henle et al., 2004). Esse processo caracteriza-se como o grande responsável pela vulnerável situação das áreas florestais, hoje transformadas em dispersos remanescentes, inseridos em matrizes desmatadas (Fahrig, 2003). Tais fragmentos remanescentes estão sujeitos a diferentes impactos antrópicos, que modificam a composição florística e estrutural das comunidades vegetais (Zachos, 2007).

O acúmulo de serapilheira apresenta-se como um fator determinante na restauração desses ecossistemas naturais, como fonte de energia e de nutrientes, capaz de restabelecer as comunidades de seres vivos e microrganismos decompositores (Facelli e Facelli, 1993). A serapilheira acumulada desempenha funções ecológicas importantes, interferindo na interceptação das águas da chuva, pois funciona como amortecedor, minimizando os efeitos da erosão. É responsável pelo armazenamento de água no solo, aumento da infiltração e redução da sua temperatura, além de contribuir no fluxo de matéria orgânica e de nutrientes da vegetação para a superfície do solo (Schumacher et al., 2004)

e servir como nicho para a mesofauna e microrganismos (Caldeira et al., 2007; Lima et al., 2015).

Em ecossistemas florestais, a produção e decomposição da serapilheira constituem o principal meio de aporte de matéria orgânica e transferência de nutrientes, processos fundamentais do ciclo biogeoquímico nesses sistemas (Konig et al., 2002; Pandey et al., 2007), que exercem um papel essencial no crescimento das plantas e influenciam nas propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos (Caldeira et al., 2007).

As diferenças entre a quantidade de resíduos orgânicos depositados e a parte que foi decomposta desses materiais influenciam na camada de serapilheira que se acumula sobre o solo (Vitousek e Sanford, 1986) e variam em função de alguns fatores como estágio de desenvolvimento das plantas, da cobertura florestal, além de outros fatores como luminosidade, latitude, altitude, temperatura, precipitação e vento (Caldeira, 2013). Os ecossistemas florestais tropicais apresentam produção contínua de serapilheira no decorrer do ano, sendo que a quantidade total produzida, nas diferentes épocas, depende do tipo de vegetação presente (Fernandes et al., 2006).

A decomposição da serapilheira disponível no solo é importante no período inicial de sucessão, quando as plantas necessitam de maior quantidade de nutrientes e serviços ecossistêmicos, constituindo um diferencial na restauração florestal (Gonçalves et al., 2003). Porém as espécies pioneiras normalmente aportam menor quantidade de serapilheira que as secundárias, tornando-se importante manter espécies intermediárias para que se tenha serapilheira o ano todo (Benvenuti-Ferreira et al., 2009; Villa, 2016).

Nesse contexto, o presente trabalho objetivou quantificar a serapilheira acumulada sobre o solo em dois ambientes, com diferentes níveis de sucessão ecológica: um, constituído de um estágio sucessional inicial, e o outro, de um estágio sucessional florestal avançado e sua relação com a espessura da serapilheira e da descontinuidade de dossel.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido em dois ambientes, em diferentes estágios sucessionais: um ambiente de vegetação nativa, em estágio inicial, e um de vegetação nativa, em estágio avançado. Os locais amostrados localizam-se no Parque Estadual das Araucárias (PAEAR), situado nos municípios de São Domingos e de Galvão, Oeste de Santa Catarina, em uma área de 612,5 hectares e a uma altitude média de 760 metros (Fig. 1).

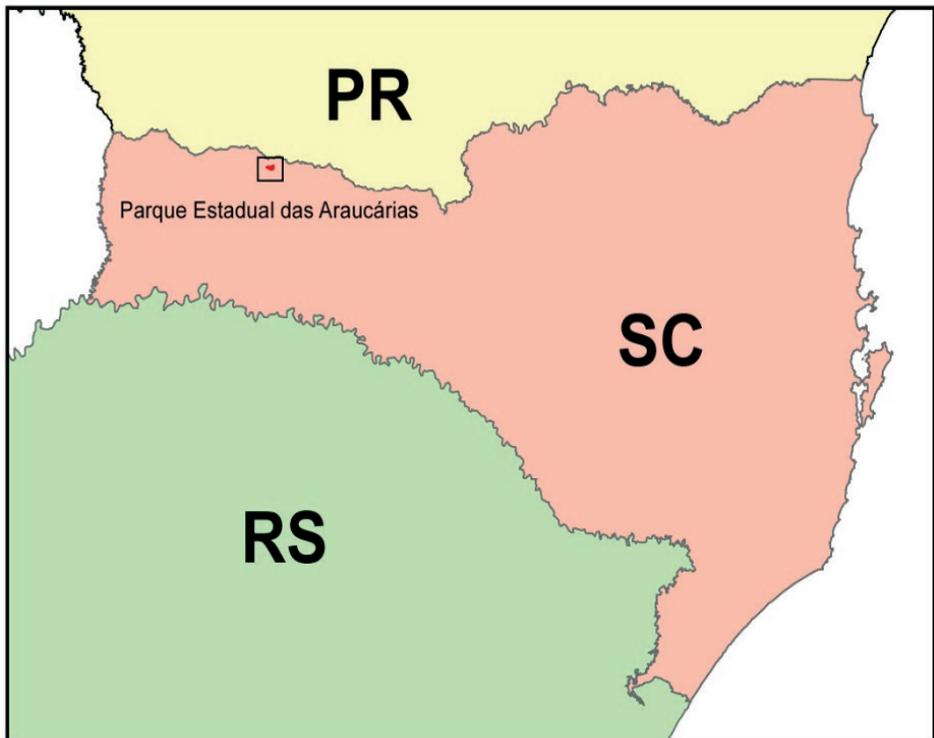


Fig. 1- Localização do Parque Estadual das Araucárias- São Domingos/SC.

Segundo a classificação de Köppen-Geiger, o clima da região em que o PAEAR se localiza, caracteriza-se como Subtropical úmido, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano e sem uma estação seca claramente definida. A distribuição das precipitações médias mensais é relativamente uniforme, ao longo do ano, na região, variando de um mínimo de 1346,3mm até ao máximo de 2447,5mm (Fatma, 2016).

Criado em 2003, o PAEAR é uma Unidade de Conservação Estadual de Proteção Integral, localizado no bioma Mata Atlântica, que compreende a formação de Floresta Ombrófila Mista, com diferentes estágios sucessionais devido às características de relevo e aos diversos níveis de exploração da araucária, sendo definida pela presença, ou ausência da araucária e pela densidade do bosque arbóreo (Fatma, 2016).

Amostragem dos dados

A partir do mapeamento da área e visita *in loco*, os fragmentos florestais foram selecionados, sendo instalado um transecto de 100 metros, com uma unidade amostral a cada 10 metros no transecto (10 pontos) em cada estágio de sucessão, sendo avaliados os parâmetros de espessura (cm), feita a coleta da serapilheira para determinação da serapilheira cumulada ($\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}$) e observada a descontinuidade de dossel (%). A seleção dos transectos no estágio inicial foi ao acaso, por não atender às características necessárias para as amostragens em distância linear.

Para coletar a serapilheira acumulada ao longo dos transectos, em cada ponto amostral, foi delimitada por gabarito de madeira uma área de $0,25 \text{ m}^2$. A espessura da serapilheira foi avaliada em centímetros, com uso de régua de aço, e todo o material orgânico depositado na superfície do solo será coletado, conforme descrito por Scoriza et al., (2012).

Para avaliar a quantidade de matéria fresca de serapilheira, as amostras foram identificadas e pesadas. Posteriormente, as amostras foram fracionadas e colocadas em estufa de esterilização e secagem, a

75°C, até atingirem peso constante. A partir das amostras fracionadas, foi estimada a massa seca de serapilheira estocada em ton/ha.

Para avaliar a descontinuidade do dossel, foram obtidas fotografias dos pontos amostrais na data de coleta da serapilheira, em tomada perpendicular (90°), em tripé com regulagem por nível de bolha, utilizando-se câmara digital de alta resolução Sony DSC30, acoplada em lente olho de peixe Rainox 180°. As mesmas foram analisadas em programa Gap Light Analyzer (GPA) determinando-se o percentual (%) de descontinuidade do dossel nos mesmos pontos de coleta da serapilheira.

Análise dos dados

Para avaliar a diferença na descontinuidade de dossel na espessura e peso (ton/ha) de serapilheira, nos dois ambientes de estágios sucessionais diferentes, foi realizado o Teste *t*. Para verificar se existia efeito da descontinuidade de dossel sobre a espessura de serapilheira, foi realizado o teste de Regressão Linear Simples.

RESULTADOS

Existe diferença na descontinuidade de dossel, entre os dois ambientes, nos estágios sucessionais avaliados ($t= 4.7674$; $p<0,001$). No estágio avançado de sucessão florestal houve uma menor variação entre as médias de descontinuidade de dossel, devido à formação arbórea e estrutura do fragmento (Fig. 2).

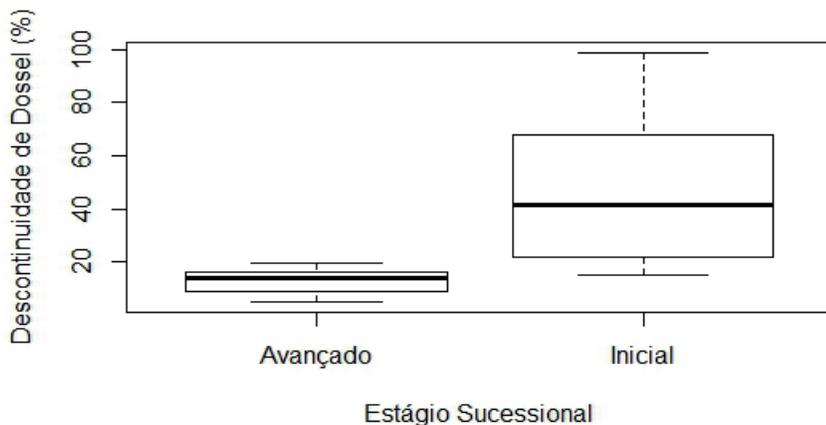


Fig. 2- Boxplot representando a descontinuidade de dossel e os estágios sucessionais.

No estágio inicial de sucessão, a espessura da serapilheira variou de 1,0 a 4,0 cm, enquanto que, no estágio avançado de sucessão, a espessura variou de 4,5 a 6,2 cm. A análise do Teste t demonstrou que existe diferença entre a espessura da serapilheira e os estágios sucessionais diferentes ($t= 9.3463$; $p<0,001$), conforme apresentado na figura (Fig. 3).

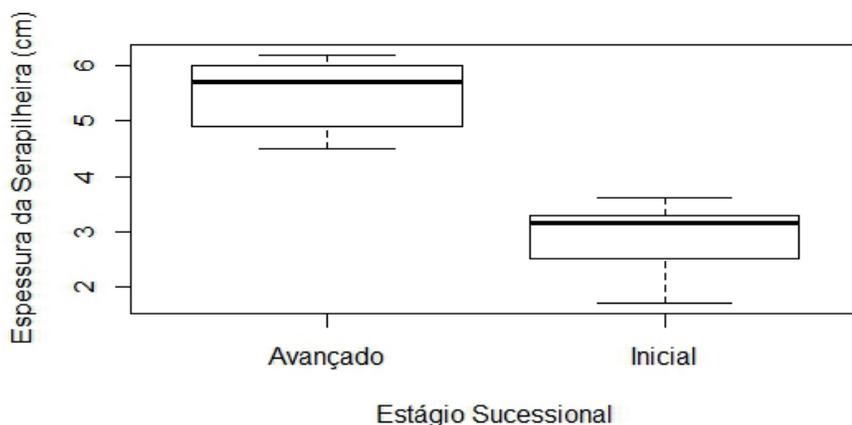


Fig. 3- Boxplot representando a espessura da serapilheira e os estágios sucessionais.

Através da Análise de Regressão Linear Simples, verificou-se que existe efeito da descontinuidade de dossel sobre a espessura da serapilheira no solo ($F_{(1,18)}=9,932$, $p<0,005$; Fig. 4) é possível verificar que quanto maior a descontinuidade do dossel, menor a espessura de serapilheira disponível no solo.

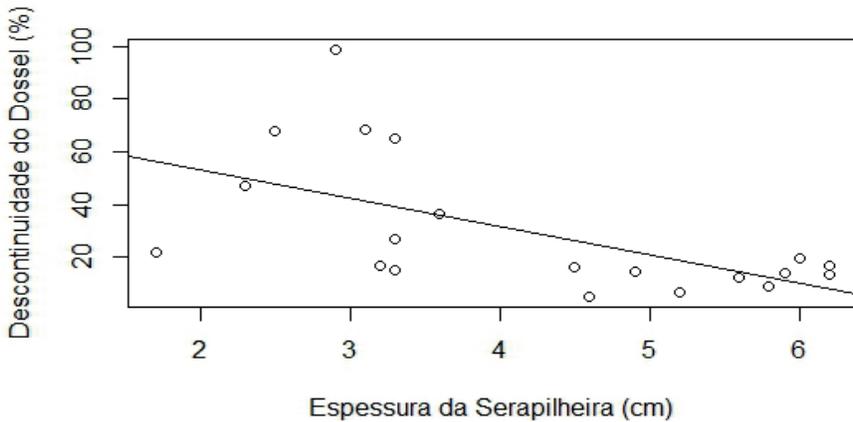


Fig. 4- Análise de Regressão Linear Simples entre a espessura da serapilheira e a descontinuidade do dossel.

Pela análise do Teste t , foi possível verificar que existe diferença entre os pesos (ton/ha) da serapilheira acumulada nos diferentes estágios sucessionais ($F_{(1,18)}=9,273$; $p<0,001$). A figura S5 demonstra que, no estágio avançado, a média entre os pesos é de 14,36 ton/ha, enquanto que a média no estágio é de 7,48 ton/ha.

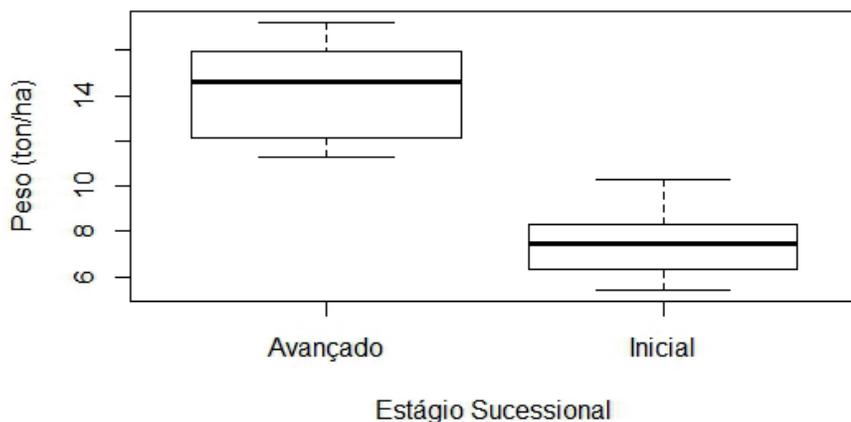


Fig. 5- Boxplot representando o peso e os estágios sucessionais.

DISCUSSÃO

As análises demonstraram que a descontinuidade de dossel apresentou diferenças entre os ambientes de estágios inicial e avançado de sucessão florestal (Fig. S2). Esses resultados corroboram com as análises de outros autores, realizadas em florestas ombrófilas mistas segundo Watzlawick et al. (2011) e Callegaro et al. (2015) em que observaram que florestas, em estágios intermediário a avançado, ocorre uma tendência ao agrupamento da vegetação arbórea, indicando que é comum a ocorrência de espécies, formando manchas mais densas na vegetação e apresentando uma menor descontinuidade de dossel. Esse agrupamento pode estar relacionado a alguns fatores, como estágio sucessional da vegetação, maior disponibilidade de luz, características e composição do solo (Seger et al., 2005; Callegaro et al., 2015)

No estágio inicial de sucessão, foi encontrada uma quantidade menor de serapilheira. Segundo Caldeira et al. (2007), o acúmulo de

serapilheira varia conforme a cobertura florestal, os níveis de estágio sucessional, época da coleta, tipo de floresta e local da amostra. As diferenças na quantidade de serapilheira encontrada nos dois ambientes podem ser explicadas, também, pelo número de espécies arbóreas presentes, diâmetro e altura das espécies e o estágio sucessional da floresta (Caldeira, 2003 e 2007).

A Análise de Regressão Linear Simples demonstrou que existe efeito da descontinuidade de dossel sobre a espessura da serapilheira no solo, demonstrando que, quanto menor a descontinuidade do dossel maior a espessura de serapilheira disponível no solo (Fig. 4). Segundo Mateus (2013), isso pode ser justificado pela tipologia mais densa, diversa e estratificada da vegetação, fatores, estes, que aumentam o acúmulo de serapilheira e a produção de matéria orgânica.

A produção de serapilheira e a devolução de nutrientes em ecossistemas florestais estão relacionadas com os períodos sazonais, os tipos de vegetação, as condições ambientais e a qualidade do material que cai no solo, devido à cobertura de dossel (Moreira e Siqueira, 2002; Caldeira, 2013; Vogel, 2015). A descontinuidade do dossel favorece a incidência de luz no interior das florestas, contribuindo para o aumento das variações no microclima, umidade e taxas de decomposição da matéria orgânica depositada no solo (Vogel, 2015). Nesse mesmo contexto, Meira-Neto et al., (2005) fizeram medições da descontinuidade do dossel em uma floresta estacional semidecídua, em Minas Gerais, na estação chuvosa/janeiro, aferindo que o estágio e a estrutura da mesma interferem na quantificação da abertura de dossel e conseqüentemente na entrada de luz no sub-bosque.

O peso do material orgânico também pode ser influenciado por esses fatores, como mostra a Fig. S5. Dessa forma, a espessura e o peso da serapilheira podem ter sido influenciadas pela descontinuidade de dossel e pelo estágio sucessional da vegetação.

REFERÊNCIAS

- Benvenuti-Ferreira; G., Coelho, G. C.; Schirmer, J., et al., 2009. **Dendrometry and litterfall of neotropical pioneer and early secondary tree species.** *Biota Neotropica*. 9, 65-71.
- Caldeira, M. V. W., 2003. **Determinação de biomassa e nutrientes em uma Floresta Ombrófila Mista Montana em General Carneiro, Paraná.** Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, 194.
- Caldeira, M.V.W.; Marques, R.; Soares, R.V. et al., 2007. **Quantificação de serapilheira e de nutrientes – Floresta Ombrófila Mista Montana – Paraná.** *Rev. Acad. Curitiba*. 5, 101-116.
- Caldeira, M.V.W.; Da Silva, R.D.; Kunz, S.H. et al., 2013. **Biomassa e nutrientes da serapilheira em diferentes coberturas florestais.** *Comunicata Scientiae*. 4, 111-119.
- Callegaro, R. M.; Longhi, S.J.; Andrzejewski., 2015. **Variações estruturais entre grupos florísticos de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista Montana em Nova Prata-RS.** *Ciência Florestal*. 25, 337-349.
- De Avila, A. L.; Araujo, M. M.; Gasparin, E. et al., 2013. **Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil.** *Cerne*. 19, 621-228.
- Facelli, J. M.; Facelli, E., 1993. **Interactions after death: plant litter controls priority effects in a successional plant community.** *Oecologia*. 95, 277-282.
- Fahrig, L., 2003. **Effects of habitat fragmentation on biodiversity.** *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, 34, 487-515.
- Fatma., 2016. **Parque Estadual das Araucárias – Plano de Manejo / Fase II.** Florianópolis, Brasil, 445.
- Fernandes, M. M.; Pereira, M.G.; Magalhães, L.M.S. et al., 2006. **Aporte e decomposição de serrapilheira em áreas de florestas secundária, Plantio de Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth) e Andiroba (*Crapaguianensis* Aubl.) na Flona Mário Xavier, RJ.** *Revista Ciência Florestais, Centro de Ciências Rurais da UFSM*. 16, 163-175.

Gonçalves, J. L. M. et al., 2003. **Recuperação de solos degradados**. p. 111-163. In: Kageyama, P.Y.; Oliveira, R.E.; Moraes, L.F.D.; Engel, V.L. e Gandara, F.B. 2003. Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais. FEPAF.

Henle, K.; Sarre, S.; Wiegand, K., 2004. **The role of density regulation in extinction processes and population viability analysis**. Biodiversity and Conservation. 13, 9-52.

König, F.G.; Schumacher, M.V.; Brun, E. J., et al. 2002. **Avaliação da sazonalidade da produção de serapilheira numa floresta Estacional Decidual no município de Santa Maria-RS**. Revista Árvore. 26, 429-435.

Lagos, A.R.; Muller, B.L.A., 2007. **Hotspot brasileiro - Mata Atlântica**. Saúde & Amb. 2(2), 35-45.

Lima, N. L.; Silva-Neto, C. M.; Calil, F. N., et al. 2015. **Acúmulo de serapilheira em quatro tipos de vegetação no estado de Goiás**. Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer. 11, 1-39.

Mateus, F.A.; Miranda, C.C.; Valcarcel, R., et al. 2013. **Estoque e capacidade de retenção hídrica da serrapilheira acumulada na restauração florestal de áreas perturbadas na Mata Atlântica**. Floresta e Ambiente. 20(3), 336-343.

Meira-Neto, J.A.A.; Martins, F.R.; Souza, A.L., 2005. **Influência da cobertura e do solo na composição florística do sub-bosque em uma floresta estacional semidecídua em Viçosa, MG, Brasil**. Acta Botanica Brasilica. 19(3), 473-486.

Moreira, F. M. S.; Siqueira, J. O., 2002. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Ed. UFLA, p. 626.

Pandey, R. R.; Sharma, G.; Tripathi, S.K. et al., 2007. **Litterfall, litter decomposition and nutrient dynamics in a subtropical natural oak forest and managed plantation in northeastern India**. Forest Ecology and Management. 240, 96-104.

Schumacher, M.V.; Brun, E. J.; König, F. G. et al., 2004. **Análise de nutrientes para a sustentabilidade**. Revista da Madeira, 83.

Seger, C.D.; Dlugosz, F.L.; Kurasz, G. et al., 2005. **Levantamento florístico e análise fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista localizado no município de Pinhais, Paraná-Brasil**. Floresta, Curitiba. 35, 291-302.

Scoriza, R. N.; Pereira, M.G.; Pereira, G.H.A. et al., 2012. **Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes.** Floresta e Ambiente, Seropédica. 2, 01-18.

Vitousek, P.M.; Sanford, R.L., 1986. **Nutrient cycling in Moist Tropical Forest.** Annual Review of Ecology and Systematics. 17, 137-167.

Villa, E. B.; Pereira, M. G.; Alonso, J. M. et al., 2016. **Aporte de Serapilheira e Nutrientes em Área de Restauração Florestal com Diferentes Espaçamentos de Plantio.** Floresta e Ambiente. 23, 90-99.

Vogel, H.L.M.; Lorentz, L.H.; Oliveira, F.P., 2015. **Serapilheira produzida em um fragmento de uma Floresta Estacional Subtropical no estado do Rio Grande do Sul.** Revista Ecologia e Nutrição Florestal-ENFLO. 2, 84-92.

Zachos, F. E.; Althoff, C.; Steynitz, Y.V. et al., 2007. **Genetic analysis of an isolated red deer (*Cervus elaphus*) population showing signs of inbreeding depression.** European Journal of Wildlife Research. 53, 61-67.

Watzlawick, L. F.; Albuquerque, J. M.; Redi, C.G. et al., 2011. **Estrutura, diversidade e distribuição espacial da vegetação arbórea na Floresta Ombrófila Mista em Sistema Faxinal, Rebouças (PR).** Ambiência, Guarapuava. 7, 415-427.

DIVERSIDADE DE FUNGOS MACROSCÓPICOS EM TRILHAS NO PARQUE ESTADUAL DAS ARAUCÁRIAS, SÃO DOMINGOS E GALVÃO - SANTA CATARINA

Carine Gallon^{a*}, Fernanda Weinmann Oliveira^a

Resumo

A Mata Atlântica é um bioma que sofreu e que vem sofrendo inúmeras ações antrópicas que provocaram redução das florestas, causando profundas alterações físicas ao ambiente. As Unidades de Conservação representam um importante ponto de partida para que se possa assegurar a preservação de áreas representativas da Mata Atlântica. A regeneração natural de uma floresta é possível graças à ciclagem de nutrientes, na qual os fungos são os grandes responsáveis pela decomposição da matéria orgânica. Este estudo teve como objetivo analisar a diversidade taxonômica de fungos macroscópicos em trilhas no Parque Estadual das Araucárias, São Domingos e Galvão, Santa Catarina. A coleta de fungos macroscópicos foi feita mediante busca ativa em trilhas, existentes no parque, com estágios sucessionais diferentes, sendo, a área 1, inicial e a área 2, secundária. Foram delimitados 8 pontos em cada área, distantes entre si por 100 metros, onde variáveis abióticas foram mensuradas (umidade relativa, temperatura do ar e abertura do dossel) e os substratos de coleta classificados (árvore, tronco e solo). Foram coletados 50 espécimes, classificados em 41 morfotipos. Resultados da análise, ANOSIM, indicam diferenças significativas quanto à composição das comunidades de fungos ($p = 0,005$); alguns táxons contribuíram significativamente para esse resultado, como o morfotipo 15 (8,93 %), morfotipo 18 (8,38 %), morfotipo 11 (5,51 %) e morfotipo 12 (5,03 %). Em relação aos tipos de substratos analisados, os troncos em decomposição foram os que apresentaram a maior abundância de indivíduos. Para a análise de Spearman's r_s , observou-se que, em ambientes com alta temperatura, a riqueza de espécies diminuiu (- 0,525), e quando a umidade aumentou, a riqueza de espécies também aumentou (0,567). Portanto, os fatores umidade e temperatura influenciam direta e inversamente na riqueza de fungos macroscópicos.

Palavras-chave: Estágio Sucessional. Taxonomia de Fungos. Floresta Ombrófila Mista. Conservação. Unidade de Conservação

^aPrograma de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) da Universidade Comunitária da Região de Chapecó – UNOCHAPECÓ. Chapecó/Brasil.

*Autor correspondente: Endereço de e-mail: cari@unochapeco.edu.br

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é considerada um *hotspot* mundial, isto é, um bioma que abriga grande diversidade biológica (Hofer et al., 2011), porém mudanças na paisagem, provocadas pelo desmatamento e a consequente redução das florestas a fragmentos, vêm promovendo profundas alterações físicas no ambiente (Silva et al., 2008). Com a fragmentação florestal, populações de espécies florestais são reduzidas, dispersas, e padrões são interrompidos. Os habitats do núcleo previamente isolados tornam-se expostos a condições externas, resultando na perda progressiva da diversidade biológica, ocorrendo, ainda, alterações na temperatura, na umidade do solo e na disponibilidade de luz dentro da floresta (Tilman et al., 1994). A diminuição das áreas de Mata Atlântica ocorreu por diversas razões; dentre elas, o desmatamento, a extração de madeira, a utilização agropecuária, a exploração mineral e até mesmo pela ocupação urbana (Ribeiro et al., 2009). No entanto, muitas dessas áreas foram abandonadas por diversos fatores, como a perda de produtividade do solo, ou pela criação de áreas de proteção ambiental (Silveira, 2015).

As Unidades de Conservação, embora não sejam uma ação que, por si só, possa assegurar a preservação, representam um importante ponto de partida (Primack e Rodrigues, 2001). Nesse sentido, o Parque Estadual das Araucárias (PEA), localizado entre os municípios de São Domingos e Galvão, no estado de Santa Catarina, foi criado, em 2003 pelo decreto 293. Historicamente, a área era sede de uma madeireira que explorava, principalmente, a *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, hoje considerada ameaçada de extinção (FATMA, 2016).

A restauração de uma floresta, durante o processo de regeneração natural, é possível graças à ciclagem de nutrientes, em que elementos que se encontram na natureza circulam na biosfera e retornam ao meio ambiente (Odum, 1988). Os fungos são organismos que realizam parte dessa ciclagem de nutrientes por meio do processo de decomposição da matéria orgânica, desenvolvendo papel essencial no meio ambiente (Rennó et al., 2016).

Os fungos fazem parte do Reino Fungi, sendo os macroscópicos pertencentes aos Filos Ascomycota e Basidiomycota. Eles estão entre os seres vivos mais numerosos do Planeta e desempenham um papel ecológico importante na degradação de substâncias orgânicas, acelerando a ciclagem de nutrientes na natureza. Ocupam, também, um lugar de destaque na vida do ser humano: à medicina, à fitopatologia e à indústria (Guerrero e Homrich, 1983). Os macrofungos formam esporomas, estruturas macroscópicas facilmente distinguíveis, que os tornam popularmente conhecidos como cogumelos, chapéus de sapo, estrelas da terra, ninhos de pássaro e orelha-de-pau (Rennó et al., 2016).

Os fragmentos florestais, além de fornecerem diferentes substratos para a colonização de fungos macroscópicos, propiciam calor e umidade, condições essenciais para o seu desenvolvimento (Marques et al., 2008), sendo que as árvores fornecem serrapilheira ao solo, modificando o acesso da radiação e da precipitação da água (Gömöryová et al., 2009). Assim, as comunidades de fungos em solos florestais sofrem variações espaciais e temporais e são afetadas por numerosos fatores bióticos e abióticos, como as estações do ano, características do solo, espécies de árvores e efeito de borda (Buée et al., 2009). Nesse contexto, este estudo tem como objetivo analisar a diversidade taxonômica de fungos macroscópicos em trilhas no Parque Estadual das Araucárias, São Domingos e Galvão, Santa Catarina.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual das Araucárias – PEA, localizado nos municípios de São Domingos e de Galvão, Santa Catarina, Brasil. Essa Unidade de Conservação possui uma área de 625 hectares, exclusivamente coberta por Floresta Ombrófila Mista. Segundo a classificação de Köppen, a região apresenta tipo climático

Cfa, caracterizado como um clima mesotérmico úmido, com temperatura média de 12,4°C no mês mais frio (julho) e de 21,1°C no mês mais quente (janeiro). As chuvas são bem distribuídas ao longo do ano, e não há uma estação seca claramente definida. A umidade relativa média do ar é alta ao longo de todo ano, situando-se no intervalo entre, aproximadamente, 62,3 % e 92,1 % (FATMA, 2016).

Coleta de dados

A coleta do material biológico foi realizada, no dia 16 de novembro de 2017, em trilhas do Parque que apresentavam estágios sucessionais diferentes, sendo a área 1 estágio inicial e a área 2, estágio secundário. A coleta de fungos macroscópicos foi feita através de busca ativa, percorrendo as trilhas existentes no Parque. Foram delimitados 8 pontos em cada área, distantes entre si por 100 metros, para aferir os fatores abióticos, sendo, eles, a umidade relativa e a temperatura do ar, com auxílio de termo-higrômetro, e abertura do dossel das árvores com auxílio de densiômetro. Também foram avaliados os substratos em cada coleta de fungo. Foram buscados os esporomas dos fungos macroscópicos no solo, serrapilheira e troncos de árvores (Sierra et al., 2011).

Todos os exemplares foram fotografados e alguns coletados, sendo removidos com auxílio de uma espátula metálica e armazenados em sacos de papel. Posteriormente, os espécimes foram classificados em morfotipos a partir da observação das estruturas macroscópicas, como a cor e o tamanho, verificando a estipe, himenóforo, píleo e anel, utilizando-se como base a chave de classificação de Guerrero e Homrich (1983).

Análise de dados

Para comparar a diversidade alfa (α) de espécies em cada área, foi utilizada a análise ANOSIM. Para relacionar a riqueza de espécies com os fatores ambientais, foi utilizada uma análise de Correlação de Spearman's rs. Todas as análises foram realizadas no programa estatístico Past 3.11.

RESULTADOS

Um total de 50 espécimes foram encontrados e classificados em 41 morfotipos. A área 1 apresentou maior abundância de organismos ($n=34$), enquanto que, na área 2, foram encontrados 16 indivíduos. Segundo o resultado da análise ANOSIM, que comparou os dados biológicos entre as duas áreas, foi possível observar que as áreas 1 e 2 apresentam diferenças significativas quanto à composição das comunidades de fungos macroscópicos ($p=0,005$). Alguns táxons contribuíram significativamente para esse resultado, como o morfotipo 15 (8,93%), morfotipo 18 (8,38%), morfotipo 11 (5,51%) e morfotipo 12 (5,03%) já que aparecem exclusivamente em uma área, neste caso a área 1 (Tabela 1). Levando-se em consideração os tipos de substratos, analisados em cada coleta de fungos, os troncos em decomposição foram os que apresentaram a maior abundância de indivíduos (Figura 1).

Tabela 1: Contribuição em % dos principais morfotipos de fungos para a diferenciação entre as áreas 1 e 2. Parque Estadual das Araucárias, Santa Catarina.

Táxon	Dissimilaridade	Contribuição	Cumulativo	Média
		%	%	Abundância
Morfo 15	8,83	8,93	8,93	0,25
Morfo 18	8,28	8,38	17,32	0,62
Morfo 11	5,51	5,58	22,9	0,37
Morfo 12	4,97	5,03	27,93	0,37

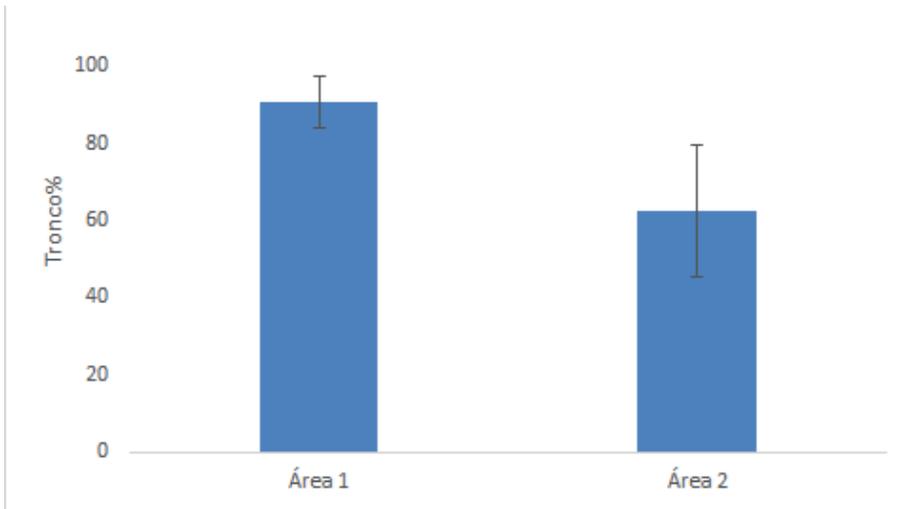


Figura 1: Porcentagem de espécimes de fungos macroscópicos encontrados no substrato troncos em decomposição nas áreas 1 (vegetação em estágio inicial) e 2 (vegetação em estágio secundário). Parque Estadual das Araucárias, Santa Catarina.

Para a análise de de Correlação de Spearman's r_s , que correlacionou a riqueza com os fatores abióticos (temperatura e umidade relativa do ar, abertura de dossel e os substratos tronco em decomposição, árvore e solo), observou-se que, em ambientes com alta temperatura, a riqueza de espécies diminuiu ($r=-0,52$); quando a umidade aumentou, a riqueza de espécies também aumentou ($r=0,56$), enquanto que o dossel e os substratos solo e árvore não apresentaram significância para a riqueza (Tabela 2).

Tabela 2: Correlação entre a riqueza de fungos macroscópicos e fatores abióticos. Parque Estadual das Araucárias, Santa Catarina.

	Temperatura	Umidade	Dossel	Tronco	Árvore	Solo
Riqueza	0,036	0,021	0,392	0,0413	0,459	0,398
Temperatura		0,0004	0,813	0,760	0,084	0,165
Umidade	-0,769		0,133	0,549	0,036	0,105
Dossel	0,064	-0,391		0,778	0,912	0,753
Tronco	0,082	-0,161	0,076		0,128	0,246
Árvore	-0,445	0,526	0,029	-0,396		0,008
Solo	-0,364	0,420	-0,085	-0,307	0,632	

DISCUSSÃO

A relação dos dados biológicos, entre as duas áreas estudadas, demonstrou uma grande diferença na diversidade dos fungos macroscópicos. A área 1 teve uma diversidade maior. Esses dados podem ser explicados pela rápida renovação desse tipo de vegetação (estágio sucessional inicial) que proporciona maior acúmulo de matéria orgânica no solo (Vogt, 1991).

Outro dado relevante foi em relação aos substratos: a grande maioria dos fungos foram encontrados em troncos caídos. Isso é explicado no estudo de Baiotto et. al., (2016) que analisou duas áreas em estágio sucessional, sendo uma com predominância de Timbozal, obtendo como resultado que a diferença na riqueza de fungos macroscópicos foi relacionada ao tipo de substrato. Tal fato provavelmente ocorre porque espécies que decompõem serrapilheira podem ser desfavorecidas na colonização de um ambiente antropizado, pois esse recurso encontra-se pouco disponível; já aquelas que utilizam a madeira como principal substrato podem ser favorecidas, ou encontrar igualdade de condições à da mata em estágio sucessional inicial. Assim, a influência antrópica altera a disponibilidade de substrato, provocando redução na heterogeneidade do hábitat, podendo favorecer a ocorrência de algumas espécies em detrimento de outras.

Segundo Marques et al. (2008) a baixa semelhança de morfotipos encontrada entre as áreas, possivelmente decorre das diferenças das espécies vegetais e das características ambientais. Como as áreas pesquisadas apresentam vegetação em estágios diferentes de desenvolvimento (inicial e secundário), é possível que os micro- hábitats tenham serrapilheira, temperatura, umidade, entre outros fatores químicos e físicos diferentes, variando, assim, as espécies de fungos.

Conforme a análise de Spearman's r_s , que correlacionou a riqueza com os fatores abióticos, observa-se que a umidade e a temperatura

são variáveis consideráveis. Neste estudo, nos pontos 4, 5 e 6 da área 2, não houve a ocorrência de fungos, possivelmente porque a trilha que acompanha a vegetação é mais larga, favorecendo maior entrada de luz, causando o aumento na temperatura e a diminuição da umidade. Assim, umidade e temperatura são fatores que influenciam a riqueza de fungos. Em áreas onde aumenta a umidade, aumenta a riqueza de fungos e onde aumenta a temperatura, diminui a riqueza de fungos. Portanto, os fatores umidade e temperatura têm influência direta, mas opostas, na riqueza de fungos macroscópicos.

REFERÊNCIAS

Baiotto, E. W; Brauwere, S. P; Machado, A. P; Flach, B. L.; Krügel, D. F. & Houssaini, M. L. T. S., 2016. **Riqueza de fungos macroscópicos no Mato do Silva, Chiapetta-RS**. Salão do Conhecimento, v. 2, n. 2.

Buée, M.; Reich, M.; Murat, C.; Morin, E.; Nilsson, R. H.; Uroz, S.; Martin, F., 2009. **Pyrosequencing analyses of forest soils reveal an unexpectedly high fungal diversity**. *New Phytologist*. 184, 449–456.

Fundação do Meio Ambiente (FATMA), 2016 **Plano de manejo do Parque Estadual das Araucárias**. Florianópolis. Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br/conteudo/parque-estadual-das-araucarias>. Acesso em: 26 outubro 2017.

Gömöryová, E.; Hrivnak, R.; Janisová, M.; Ujhazy, K; Gömöry, D., 2009. **Changes of the functional diversity of soil microbial community during the colonization of abandoned grassland by a forest**. *Applied Soil Ecology*. 43, 191-199.

Guerrero; R. T.; Homrich, M. H., 1983. **Fungos Macroscópicos no Rio Grande do Sul. Fungos – Botânica**. Ed. da Universidade, UFRGS. Porto Alegre.

Hofer, H.; Bihnb, J.; Borges, C.; Britez, R. M.; Brand, R.; Fabrya, R.; Jetzkowitz, J.; Kahle, H.P. Marques, R.; Ttermanns, R.; Paulscha, D.; Römbke, J.; Rob-Nickoll, B.; Verhaagha, B., 2011. In **BioVeritas – Valuating nature in the southern Mata Atlântica of Brazil**. *Environmental Sciences*. 9, 64 – 71.

Marques, M. F. O.; de Moraes Júnior, V. O.; Santos, S. M. L.; Gusmão, L. F. P.; Maia, L. C., 2008. **Fungos conidiais lignícolas em um fragmento de Mata Atlântica, Serra da Jibóia, BA.** Revista Brasileira de Biociências. 5, 1186-1188.

Marques, M. F. O.; Gusmão, L. F. P.; Maia, L. C., 2008. **Riqueza de espécies de fungos conidiais em duas áreas de Mata Atlântica no Morro da Pioneira, Serra da Jibóia, BA, Brasil.** Acta Botanica Brasilica. 22, 954-961.

Odum, E. P., 1988. **Ecologia.** Rio de Janeiro, Guanabara. 434p.

Primack, R. B.; Rodrigues, E., 2001. **Biologia da conservação.** Londrina. Planta, 328 p.

Rennó, C. S. M.; Oliveira, R. R.; Machado, A. M. B., 2016. **Levantamento da biodiversidade de fungos macroscópicos do observatório Pico dos Dias.** Revista Científica da FEPI 9.

Ribeiro M. C.; Metzger J. P.; Martensen A. C.; Ponzoni F. J.; Hirota M. M., 2009. **The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest disturbed?** Implications for conservation. Biological Conservation. 142, 1141-1153.

Sierra, J. D.; Arias, J. A.; Sánchez, M., 2011. **Registro Preliminar de Macrohongos (Ascomycetes y Basidiomycetes) en el Bosque Húmedo Montano del Alto El Romeral (Municipio de Angelópolis, Departamento de Antioquia - Colombia.** Rev.Fac. Nal.Agr.Medellín. 64, 6159-6174.

Silva, M. Y. A.; Montezuma, R. C., Chirol, A.D. 2008 **Caracterização da fauna edáfica em diferentes estágios sucessionais, na Floresta do Camorim, Maciço da Pedra Branca, RJ.** XVI Seminário de Iniciação Científica da PUC-Rio. Rio de Janeiro, RJ.

Silveira, F. D. M. **Ciclagem de nutrientes em estágios sucessionais da Floresta Ombrófila Densa do Paraná.** 2015. 144f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Tilman, D.; May, R.M.; Lehman, C.L., Nowak, M.A., 1994. **Habitat destruction and the extinction debt.** Nature. 371, 65-66.

Vogt, K. A., 1991. **Carbon budgets of temperature Forest ecosystems.** Tree Physiology, Oxford. 9, 69-86.

QUANTIFICAÇÃO DA SERAPILHEIRA EM DOIS AMBIENTES EM ESTÁGIOS INICIAL E AVANÇADO, DE SUCESSÃO EM UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO NO SUL DO BRASIL

Priscila Mezzomo^{a,*}, Wanessa Deliberalli^a

Resumo

A diversidade, em especial da fauna edáfica, varia em relação a fatores como fragmentação e áreas com diferentes características de composição vegetal. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi realizar um levantamento rápido da fauna edáfica, presente em duas áreas distintas, no interior do Parque Estadual das Araucárias – SC, além de avaliar a eficiência de dois tipos diferentes de iscas atrativas. Para tanto, foram dispostas quatro armadilhas do tipo pitfall (2 com isca doce, 2 com isca salgada) em cada área de amostragem (área de mata nativa e taquaral). Foi coletado um total de 2314 organismos, os quais foram subdivididos em 13 ordens. Pela organização social que indivíduos da ordem Hymenoptera apresentam, os organismos pertencentes a tal foram analisados separadamente. Sendo assim, a área de mata nativa foi a mais abundante com um total de 151 organismos, quando levadas em consideração as outras ordens amostradas, e a área de taquaral foi a mais abundante, quando avaliada a ordem Hymenoptera (1773 indivíduos). Não foi observada diferença significativa em relação ao atrativo alimentar ($p=0,79$; $>0,05$); entretanto, foi possível observar variação em relação às áreas estudadas ($p=0,03$; $<0,05$).

Palavras-chave: Artrópodes. Iscas Atrativas. Diversidade. Armadilhas..

^a Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Erechim RS/Brasil.

*Autor correspondente: Endereço de e-mail: pri.mezzomo@hotmail.com (Mezzomo, P.)

INTRODUÇÃO

Áreas de vegetação nativa conservadas apresentam elevada heterogeneidade ambiental devido à diversidade de espécies vegetais (Dário et al., 2002). Segundo Ricklefs (2010), a diversidade de espécies (qualquer que seja) é diretamente influenciada por fatores como o status de conservação do ambiente. Contudo, o incremento de áreas com espécies florestais exóticas pode levar ao empobrecimento geral da fauna (Zanuncio et al., 1994), devido à perda desta característica e consequente transformação do ambiente em uma área com menor diversidade de microhábitats, permitindo, geralmente, apenas a permanência de espécies generalistas, ou muito especializadas às condições que esses ambientes fornecem.

Em relação aos ecossistemas terrestres, a diversidade, em especial a de insetos, varia principalmente em relação a fatores como fragmentação, desmatamento e áreas de diferentes estágios de sucessão ecológica (Silva, 2009). Diante disso, estudos comparativos de organismos terrestres, levando-se em consideração diferentes estágios sucessionais, ou características de composição (área de mata nativa/área de mata exótica), oferecem boas oportunidades para avaliar os efeitos dessas mudanças sobre a riqueza e composição desse grupo e suas interações com o meio circundante (Schnell et al., 2003).

Sabe-se que os artrópodes edáficos desempenham importantes funções no processo de degradação dos detritos vegetais, auxiliando na manutenção e estabilidade dos ambientes (Borges et al., 2016). Hymenoptera, Coleoptera, Isopoda, Aranae, Blattodea e Orthoptera são algumas das principais ordens encontradas, atuando nesse tipo de processo (Correia & Andrade, 2008). Pela alta diversidade desses organismos, levantamentos que utilizam diferentes métodos de coletas são mais indicados para o conhecimento ecológico e caracterização da comunidade (Longino & Colwell 1997). Esses métodos, por sua vez,

devem levar em consideração a dinâmica comportamental e os hábitos alimentares dos organismos (Boscardini et al., 2013).

Diante disso, o objetivo deste trabalho foi realizar um levantamento rápido da fauna edáfica presente no interior do Parque Estadual das Araucárias – SC, além de avaliar a eficiência de dois tipos diferentes de iscas atrativas (doce/salgada). Como as áreas de mata do Parque diferem quanto à composição, o esperado é que os ambientes com uma maior heterogeneidade possuam maior diversidade e abundância do que aqueles mais homogêneos (áreas de taquara). Quanto às iscas, espera-se que estas variem quanto à diversidade, uma vez que os organismos podem apresentar preferências alimentares distintas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

Este estudo foi desenvolvido no Parque Estadual das Araucárias (PEA) – SC/Brasil (Fig. 1). A área do Parque que abrange aproximadamente, 612 hectares, é caracterizada fitofisionomicamente como Floresta Ombrófila Mista (FOM) no entanto, seus remanescentes variam desde florestas primárias a remanescentes secundários, em diferentes estágios de regeneração e composição vegetal. O clima predominante na região, segundo classificação de Köppen, é do tipo Cfa - Temperado chuvoso, de ambiente úmido, com temperatura média anual de 18°C e chuvas bem distribuídas, com média anual de 1.250mm a 2000mm, e a umidade relativa média do ar é alta ao longo de todo o ano, situando-se no intervalo entre, aproximadamente, 62,3% e 92,1%. (Filho, 2007). Para a elaboração deste trabalho, foram selecionadas duas áreas de amostragens distintas, uma área de vegetação com

características de composição heterogênea (vegetação nativa) e uma homogênea (prevalência de exótica invasora).

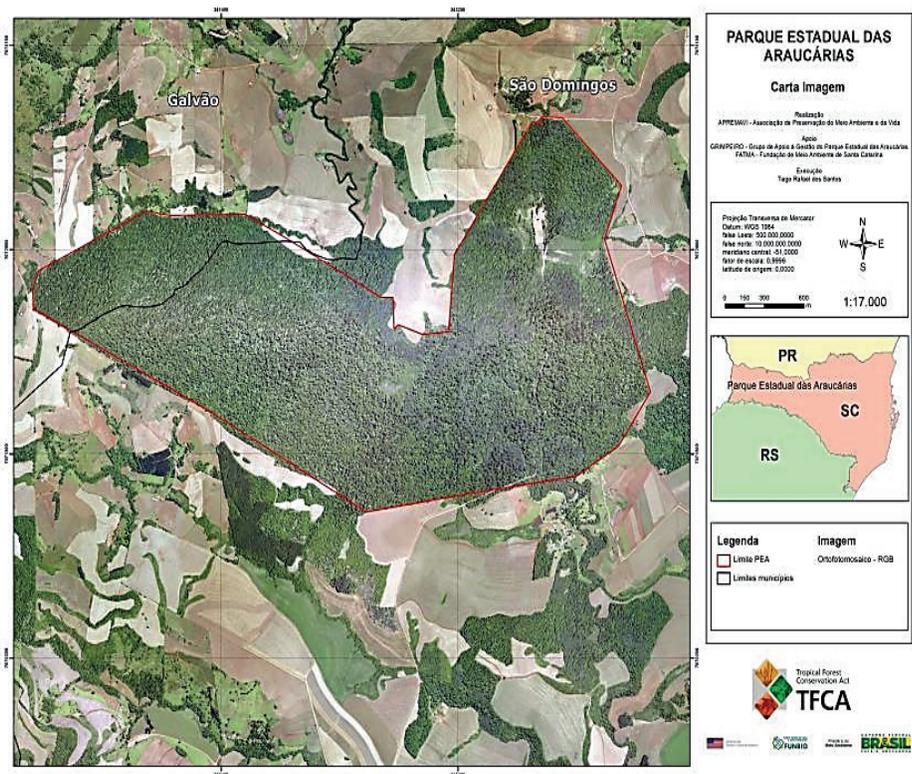


Fig. 1. Área de delimitação do Parque Estadual das Araucárias. A) Carta-Imagem do PEA; B) Áreas Estratégicas Internas (AEI) onde, linhas vermelha e roxa, indicam a área de estudo (vermelha: acesso sul; roxa: acesso norte).

Coleta e Identificação de Insetos Terrestres

Para a coleta de artrópodes edáficos, foram dispostas quatro armadilhas de solo, do tipo *Pitfall* (armadilha de queda) em cada área de amostragem, distantes 10m entre si. As armadilhas consistiam em frascos de plástico (500 mL), os quais continham, aproximadamente, 100mL de uma mistura de água e detergente, iscas (2 armadilhas com isca doce, 2 com isca salgada/proteica) e foram enterradas com a borda ao nível do

solo. As armadilhas foram instaladas no dia 13 de novembro de 2017, permanecendo nas áreas por três dias. Após esse período, as armadilhas foram retiradas, o material coletado foi triado e os indivíduos identificados até ao nível taxonômico de ordem, com auxílio de chaves de identificação (Leite e Mendes, 2010).

Análises Estatísticas

A abundância total e a riqueza taxonômica foram analisadas a fim de avaliar a estrutura da comunidade de artrópodes terrestres, relacionada aos locais de coleta e aos tipos de iscas alimentares utilizadas. Para verificar se houve diferença entre locais e entre tipos de iscas, performou-se um Teste *t* de Wilcoxon (Wilcoxon, 1945), que se baseia nos postos das diferenças entrapares entre as variáveis de amostragem, assumindo sua dependência. As análises foram conduzidas no Software PAST versão 2.17c (Hammer et al., 2001).

RESULTADOS

Foi amostrado um total de 2264 organismos (Fig. 2), os quais foram subdivididos em 12 ordens (Hymenoptera – 2033; Coleoptera – 40; Opiliones – 1; Aranae – 8; Orthoptera – 4; Diptera – 87; Diplura – 6; Blattodea – 68; Lepidoptera – 2; Zoraptera – 3; Collembola – 11; Dermaptera – 1). A ordem Hymenoptera apresenta organização social, diferentemente das demais obtidas na amostragem; logo, para determinar a abundância dos locais, os organismos pertencentes a tal ordem foram analisados separadamente e desconsiderados nas análises estatísticas. Para as outras ordens amostradas, a área de mata nativa foi a mais abundante com um total de 143 organismos (88 foram coletados na área de taquaral). Já em relação à ordem Hymenoptera, a área de taquaral foi a mais abundante com um total de 1762 organismos (271 coletados na área de mata nativa).

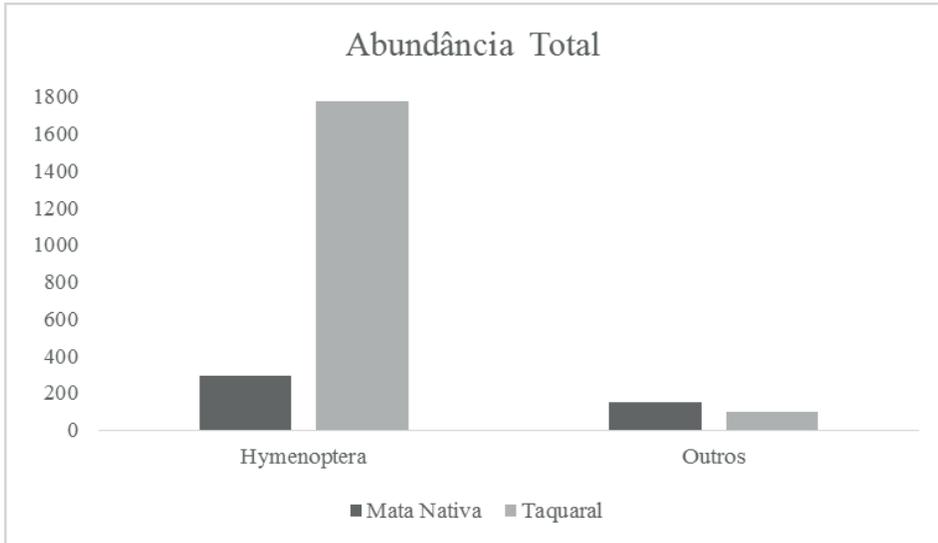


Fig. 2. Abundância total dos organismos coletados nas duas áreas.

A preferência dos *taxa* pelo atrativo alimentar salgado foi mais representativa (N=1966) quando comparada ao doce (N=305), porém o teste não paramétrico de Wilcoxon, performedo, indicou que, uma vez comparadas as medianas das variáveis, não há diferença estatística entre os tratamentos ($p=0,79$; $>0,05$). Entretanto, ao avaliar as medianas das abundâncias dos *taxa* por locais de coleta ($p = 0,03$) indicando rejeição da H_0 assumida para o teste, onde há a premissa de que a mediana da diferença dos valores para as unidades amostradas é zero (Fig. 3), onde esses resultados são expressos graficamente. Para a realização deste teste optou-se por excluir a ordem Hymenoptera do levantamento dos *taxa*, pois os valores obtidos para essa ordem eram discrepantes em relação aos demais organismos coletados, impossibilitando verificar a distribuição adequada dos dados.

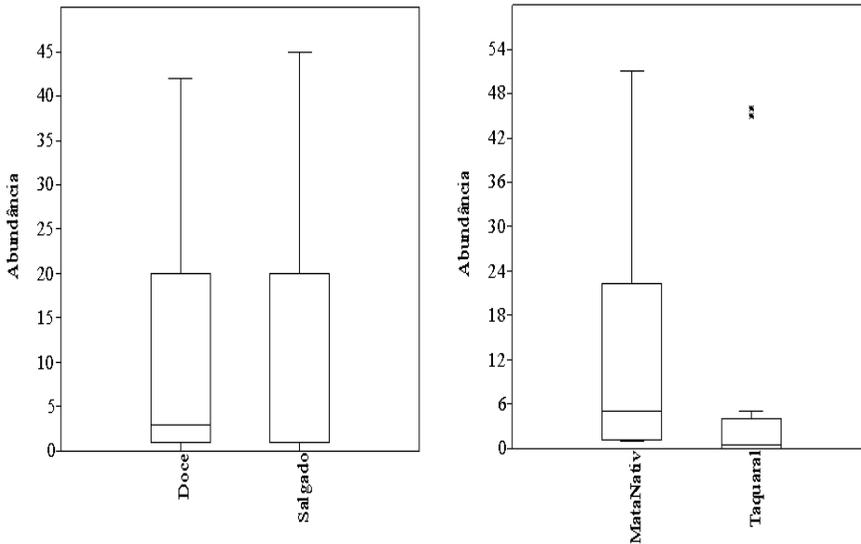


Fig. 3. Gráficos com plotagens resultantes do levantamento de dados e análise de medianas para os atrativos alimentares Doce/Salgado (Esquerda) e para os locais de coleta Mata Nativa/Taquaral (Direita).

DISCUSSÃO

A estruturação de comunidades de artrópodes edáficos de um ambiente pode revelar o nível de qualidade ambiental em que o mesmo se encontra (Wink et al. 2005), onde cada táxon responde, de forma diferenciada, às variáveis ambientais, sendo fundamental, portanto, reconhecer a sua interação com as alterações ambientais, tanto em locais degradados como em estágio de recuperação ou preservados. Para fins de levantamento dessas comunidades, o uso de armadilhas do tipo *Pitfall* é bastante eficiente, uma vez que a grande maioria dos insetos apresenta ao menos alguma fase de desenvolvimento predominantemente terrestre, em seus ciclos de vida.

A área de mata nativa apresentou maior abundância e riqueza, de acordo com Andow (1991). A teoria ecológica sugere fatores importantes

que levam a uma maior riqueza de fauna em locais mais heterogêneos, tendo, estes, a maior diversidade de habitats e a maior densidade de inimigos naturais, levando, portanto, ao aumento do controle de organismos dominantes e permitindo a coexistência de uma gama maior de organismos diversos que ocupam papéis funcionais distintos no seu local de ocorrência e dispersão. A frequência dos organismos, nas ordens presentes na área com predominância de taquara, espécie vegetal exótica e invasora, foi praticamente padrão, exceto pela presença de dois *outliers* na amostragem, representados pelas ordens Diptera e Blattodea, cujo domínio nas unidades amostrais pode estar diretamente relacionado ao uso de armadilha de queda, do tipo *pitfall*, que é destinada, principalmente, à captura de animais terrestres que forrageiam sobre o solo, ou que ali passam em uma de suas fases de desenvolvimento, como Blattodea. Apesar disso, a atratividade das iscas pode ter propiciado a captura de exemplares da entomofauna voadora, como os da ordem Diptera (Aquino et al., 2006).

Hymenoptera foi a ordem predominante nos dois atrativos avaliados e também nos diferentes pontos amostrais, o que pode ser explicado pelo fato de que esses organismos apresentam comportamento social e suas atividades ocorrem predominantemente, em grupos. Cerca de doze mil espécies de formigas foram descritas em todo o mundo até hoje, e todas pertencem à ordem Hymenoptera, Classe Insecta e família Formicidae. Os padrões de abundância, verificados para essa ordem, neste trabalho também podem relacionar-se com o fato de que esse é o grupo mais bem-sucedido de todos os insetos, pois ocorre em praticamente todos os ambientes terrestres, estando amplamente distribuídos em países temperados e tropicais.

A maior riqueza taxonômica de artrópodes, observada na área de mata nativa, indica que o status de preservação do ambiente é importante para a composição da fauna de invertebrados e que a distribuição e abundância da mesma estão intimamente ligadas ao quão heterogêneo esse ambiente pode ser. De acordo com Freire (2012), áreas com maior

complexidade estrutural, como grau de conservação, estratos arbóreos definidos, diversidade de plantas, áreas para nidificação, forrageamento, além de sombra, umidade e serrapilheira, permitem a permanência de uma gama mais diversa de organismos, pois possuem maior disponibilidade de recursos, enquanto áreas com menor complexidade estrutural, como monoculturas e áreas dominadas por espécies exóticas invasoras, como as taquaras, tendem a apresentar menor diversidade desses organismos.

REFERÊNCIAS

A.M. Aquino; E.L. Aguiar-Menezes; J.M. Queiroz, 2006.

Recomendações para coleta de artrópodes terrestres por armadilha de queda (*Pitfall traps*). Seropédica: Embrapa Agrobiologia (2006), Rio de Janeiro, pp 8.

D. A. Andow. Vegetational diversity and arthropod population response Annual Review of Entomology, Palo Alto, 35 (1991), pp. 561-586

C. H. A. Borges; P. C. Souto; R. M. C. Costa; D. B. Novais, J. S. Souto; R. F. Barroso. Artrópodes edáficos em fragmentos de floresta ombrófila aberta na Paraíba, Brasil. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável, 11 (2016), pp. 26-32

J. Boscardin; E. C. Costa; J. Garlet, A. Fiorentini. Métodos de captura para formigas em pré-plantio de *Eucalyptus grandis* Floresta Ambient., 20 (2013), pp. 361-370

M. E. F. Correia, A. G. Andrade. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais, Metropole, Porto Alegre, 2 ed. Cap. 10 (2008), pp. 137-158

F. R. Dário; M. C. V. De Vincenzo; A. F. De Almeida. Avifauna em fragmentos de Mata Atlântica. Ciência Rural, 32 (2002), pp. 989-996

E. P. Filho. Diagnóstico do Meio Físico – Volume II – Clima, Geologia e Geomorfologia Florianópolis, 2008 (CD- ROM).

C.B. Freire; G.V. Oliveira; F.R.S. Martins; L.E.C. Souza; L.S.R. Laucau; M.M. Côrrea. Riqueza de formigas em áreas preservadas e em regeneração de caatinga arbustiva no sudoeste da Bahia. *Revista Brasileira de Biociências*, 10 (2012), pp. 131–134.

O. Hammer; D. A. T. Harper; P. D. Ryan. Past: Paleontological Statistics software package for education and data analysis *Paleontologia Eletronica*, 1 (2001), 9p

G. L. D. Leite; V. G. de Sá Mendes. Apostila: Taxonomia, Nomenclatura e Identificação de Espécies Disciplina Entomologia Básica, Montes Carlos – MG, 2010, pp. 50

J. T. Longino; R. K. Colwell. Biodiversity assessment using structured inventory: capturing the ant fauna of a tropical rain forest. *Ecol. Appl.*, 7 (1997), pp. 1263-1277

R. E. Ricklefs. *A Economia da Natureza*. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, pp.

M. R. Schnell; A. J. Pik; J. M. Dangerfield. Ant community succession within eucalyptus plantations on used pasture and implications for taxonomic sufficiency in biomonitoring *Austral Ecol.*, 28 (2003), pp. 553-565

M. M. Silva. Diversidade de insetos em diferentes ambientes florestais no município de Cotriguaço, Estado de Mato Grosso. Dissertação (Dissertação em Ciências Florestais e Ambientais). UFMT, pp. 125

J. C. Zanuncio. Major lepidopterous defoliators of eucalyptus in the Southeast Brazil

Forest Ecol. Manag., 65 (1994), pp. 53-63

F. Wilcoxon. Individual Comparisons by Ranking Methods. *Biometrics Bulletin*, 1 (1945), pp. 80-83

C. Wink; C.K. Guedes; A.P. Rovedder. Insetos Edáficos como Indicadores da Qualidade Ambiental. *Revista de Ciências Agroveterinárias.*, 4 (2005), pp. 60-71.

UTILIZAÇÃO DE UM PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA: DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DE HÁBITATS DE RIOS LOCALIZADOS NO PARQUE ESTADUAL DAS ARAUCÁRIAS- SÃO DOMINGOS E GALVÃO/SC

Isabel Dahmer^a; Cleusa Vicente Vargas^a

Resumo

A A pesquisa objetivou avaliar a diferença na diversidade e qualidade de habitats entre os trechos do rio Araçá e um afluente da sua margem direita, situados dentro do do Parque Estadual das Araucárias- São Domingos e Galvão/SC, e na sua área externa, mediante de um Protocolo de Avaliação Rápida da qualidade do habitat. A aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) foi realizada em oito trechos do rio Araçá e oito trechos do seu afluente da margem direita, sendo avaliados quatro trechos no entorno do Parque, fazendo parte da sua zona de amortecimento, e quatro trechos na área interna do Parque. A análise de ANOSIM demonstrou que existe diferença entre os trechos, localizados nas áreas interna e externa do Parque, nos dois rios avaliados e, pela análise de PCA, foi possível verificar que os parâmetros responsáveis por essa diferença no interior do Parque caracterizam-se por boa qualidade de habitats, sendo que os parâmetros mais expressivos fora do Parque são responsáveis pela redução na diversidade e qualidade de habitats encontrados nos pontos.

Palavras-chave: Recursos Hídricos. Qualidade de Habitats. Protocolo de Avaliação Rápida. Unidade de Conservação. Agricultura

^aPrograma de Pós-graduação em Ecologia. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões URI Erechim, RS/Brasil.

INTRODUÇÃO

As formas de uso e ocupação do solo, nas últimas décadas, têm contribuído de forma significativa para a degradação dos ecossistemas aquáticos em todo o Planeta, provocando a perda da qualidade da água e influenciando, negativamente, na manutenção da integridade e sustentabilidade de suas comunidades (França et al., 2013). Desse modo, avaliar e monitorar a saúde desses ambientes torna-se importante, além de garantir a sobrevivência de muitas formas de vida, que dependem da qualidade e disponibilidade do hábitat dentro e próximo aos cursos-d'água.

As alterações dos processos hidrológicos naturais têm motivado discussões, tanto no âmbito social como no acadêmico, onde muitas pesquisas estão sendo realizadas. O conhecimento das características físicas do ambiente, bem como a compreensão dos mecanismos de interação e funcionamento dos componentes bióticos e abióticos permitem a elaboração de ferramentas importantes para o gerenciamento adequado dos recursos hídricos (Callisto et al., 2002; Fernandes et al., 2011). Ao realizar uma avaliação das condições do ambiente lótico, é importante observar, também, o ambiente ao longo do seu curso, uma vez que há uma forte interação entre eles (Ferreira e Beaumord, 2009).

Nesse sentido, os procedimentos de Avaliação Rápida (PAR) surgiram a partir da necessidade de avaliar e monitorar os impactos ambientais e estudar as consequências dessas alterações na qualidade da água, bem como a influência da poluição na biodiversidade de organismos aquáticos, de forma mais econômica e acessível (Barbour et al., 1999; Callisto et al., 2002; Rodrigues et al., 2010), podendo ser utilizados por um grupo maior de pessoas, uma vez que não exige um rigor técnico-científico em comparação com os demais estudos limnológicos (Krupek, 2010). A aplicação dessas ferramentas metodológicas possibilita diagnosticar a qualidade dos corpos-d'água e pode contribuir para o

gerenciamento e conservação ambiental, uma vez que gera informações dos ecossistemas lóticos e do ambiente ao entorno (Rodrigues et al., 2010 sem perder a qualidade da informação (Ferreira e Beaumord, 2009).

Nos programas de biomonitoramento da qualidade da água, a caracterização e a avaliação na diversidade dos habitats são importantes (Callisto e Moreno, 2006) para avaliar a intensidade dos impactos da ação humana em pontos de uma bacia hidrográfica (Callisto et al., 2002; Vargas e Ferreira Júnior, 2012). As informações obtidas mediante os Protocolos de Avaliação Rápida (PARs) avaliam a qualidade do ambiente físico dos rios e podem servir de alerta para a mobilização e resolução de problemas ambientais imediatos, como no caso de acidente, ou na identificação de fontes pontuais de poluição. O uso dos PARs serve, ainda, para complementar outras análises microbiológicas e físico-químicas da água (Rodrigues et al., 2010).

Para cada região se faz necessário adaptar os protocolos para atender às condições locais do ambiente, adotando um sistema de pontuação, ou de classificação, baseado em critérios pré-estabelecidos de acordo com a finalidade da pesquisa (Rigotti et al., 2016). Sua avaliação constitui-se em uma observação visual do ambiente, de forma qualitativa e semiquantitativa de um conjunto de variáveis que envolvem os principais componentes e fatores que englobam as funções e os processos ecológicos (Callisto et al., 2002; Rodrigues et al., 2010), tornando possível o diagnóstico de muitas alterações como a ausência da mata ripária, processos erosivos, assoreamento, pesca excessiva e poluição (Sensolo et al., 2012).

Vários estudos utilizaram-se, também, dessa metodologia para avaliar os recursos hídricos de lagos e rios, tanto no Brasil como em outros países (Ferreira e Beaumord, 2009; Vargas e Ferreira Júnior, 2012; França et al., 2013; Rigotti et al., 2016).

Nessa perspectiva, o presente estudo tem por objetivo avaliar a diferença na diversidade e qualidade de habitats entre os trechos do rio Araçá e um afluente da sua margem esquerda, situados no interior do Parque Estadual das Araucárias- São Domingos e Galvão/SC, e no seu entorno, mediante um Protocolo de Avaliação Rápida da qualidade

do hábitat. Nossa hipótese é de que: i) os trechos de riachos situados no entorno do Parque apresentam menor diversidade e qualidade de hábitats em relação ao interior deste.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O Parque Estadual das Araucárias (PAEAR) está localizado nos municípios de São Domingos e de Galvão, Oeste de Santa Catarina, em uma área de 612,5 hectares e a uma altitude média de 760 metros. Segundo a classificação de Köppen-Geiger, o clima da região, em que o PAEAR se localiza, caracteriza-se como Subtropical úmido, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano e sem uma estação seca claramente definida. A distribuição das precipitações médias mensais é relativamente uniforme, ao longo do ano, na região, variando de um mínimo de 1346,3mm até um máximo de 2447,5mm (Fatma, 2016) e com temperaturas médias anuais de 16 °C a 20 °C (Santa Catarina, 1991).

Criado em 2003, o PAEAR é uma Unidade de Conservação Estadual de Proteção Integral, localizado no bioma Mata Atlântica, que compreende a formação de Floresta Ombrófila Mista. A área situa-se na microbacia do rio Jacutinga, e os principais afluentes deste rio, que fluem pela área, são os córregos Sanga do Timbó e Brejo Velho (Fatma, 2016).

Procedimentos amostrais

A aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) foi realizada em oito trechos do rio Araçá e oito trechos do seu afluente da margem direita, sendo avaliados oito trechos no entorno do Parque, fazendo parte da sua zona de amortecimento, e oito trechos na área interna do Parque (Fig. 1).

O PAR utilizado é adequado às características dos riachos do sul do Brasil a partir do protocolo-modelo de Barbour et al. (1999) e Callisto et al. (2002).

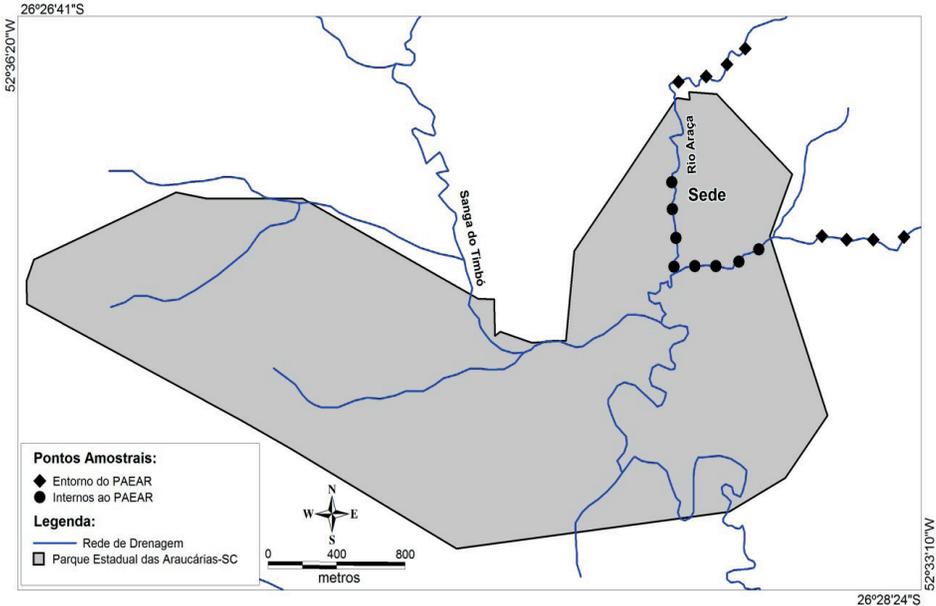


Fig. 1- Localização dos pontos amostrais no interior e entorno do Parque Estadual das Araucárias- São Domingos/SC.

Análise dos dados

O PAR avalia um conjunto de parâmetros em categorias descritas e pontuadas por quatro pontos (Ausente), dois pontos (Moderada) e zero pontos (Acentuada). Essa pontuação é atribuída a cada parâmetro, com base na observação das condições do hábitat, e reflete o nível de qualidade dos trechos dos riachos avaliados no interior e entorno do Parque. Nas pontuações finais, mais de 65 pontos representam trechos considerados naturais; 40 a 64 pontos representam trechos alterados e, acima de 0 a 39 pontos, trechos impactados.

Os dados foram submetidos a uma análise de One- Way ANOSIM, para avaliar se a diferença entre os trechos dentro e fora do Parque era significativa e, posteriormente, foi realizada uma análise de

Componentes Principais (PCA), para ordenar as unidades amostrais. As análises foram conduzidas no software PAST (Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis). Para a análise estatística, as pontuações de alguns parâmetros foram alteradas para torná-la possível.

RESULTADOS

Pela análise de ANOSIM, foi possível verificar que houve diferença significativa entre os trechos, dentro e fora do Parque, no rio Araçá ($r=0,9844$; $p=0,0302$) (Fig. S).

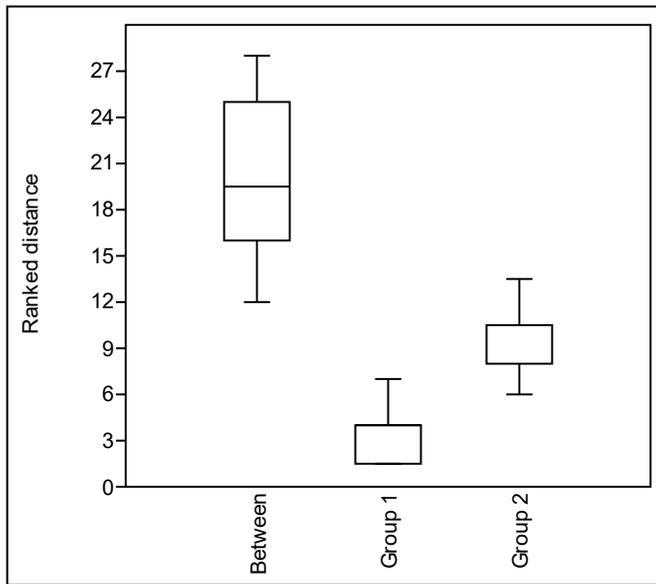


Fig. 2- Boxplot representando a comparação entre os trechos do rio Araçá, dentro do Parque, no grupo 1, e entre os trechos fora do Parque, no grupo 2, e uma comparação entre os dois grupos (Between).

Os trechos amostrais avaliados no rio Araçá, no interior e na zona de amortecimento do PAEAR, apresentaram pontuações que variaram entre 18 e 72 pontos, sendo que os quatro trechos avaliados, na

zona de amortecimento, no entorno do Parque apresentaram pontuações correspondentes à qualidade de habitats, alterado a impactado. Um trecho no interior do parque apresentou pontuações correspondentes a alterado, e os demais trechos, a qualidade de habitats naturais. De maneira geral, a análise de PCA evidenciou uma separação dos trechos em função das variáveis analisadas, agrupando os pontos analisados no interior (trecho 1, 2, 3 e 4) e área externa do Parque (trecho 5, 6, 7 e 8). Os parâmetros que mais influenciaram essa diferença no interior do Parque foram sinuosidade, vegetação nativa, serapilheira, dossel e diversidade de habitats. Na área externa do Parque, o que mais explica essa diferença é a alteração no canal do rio, alteração do solo no entorno e a área com atividades agrícolas (Fig. 3).

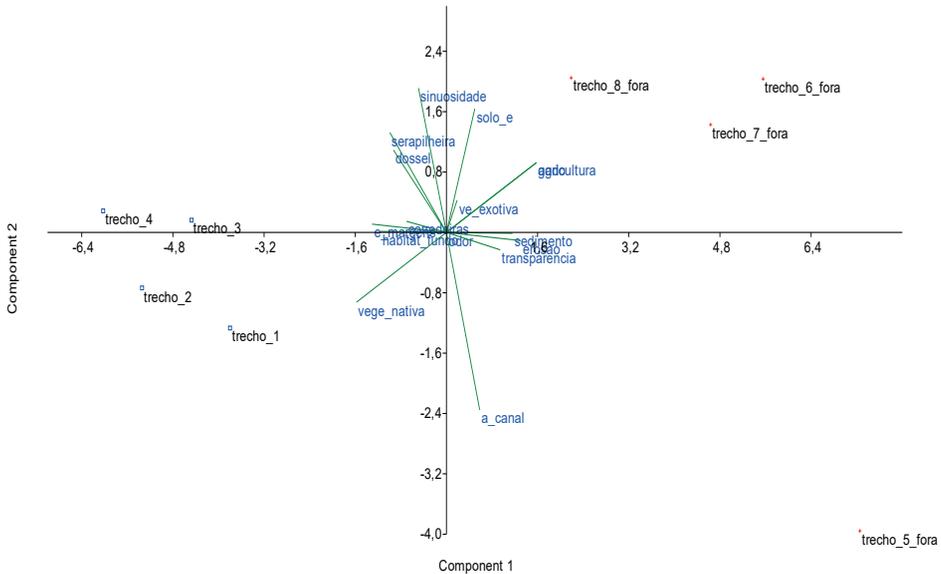


Fig. 3- Análise de Componentes Principais (PCA) do rio Araçá, no interior do PAEAR (trecho 1, 2, 3 e 4), área externa do PAEAR (trecho 5, 6, 7 e 8) em relação à pontuação dos parâmetros avaliados no Protocolo de Avaliação Rápida da Qualidade de Habitat.

Em relação ao afluente da margem direita do rio Araçá, pela análise de ANOSIM, foi possível verificar que houve diferença significativa entre os trechos dentro e fora do Parque ($r=0,974$; $p=0,0268$) (Fig. 4).

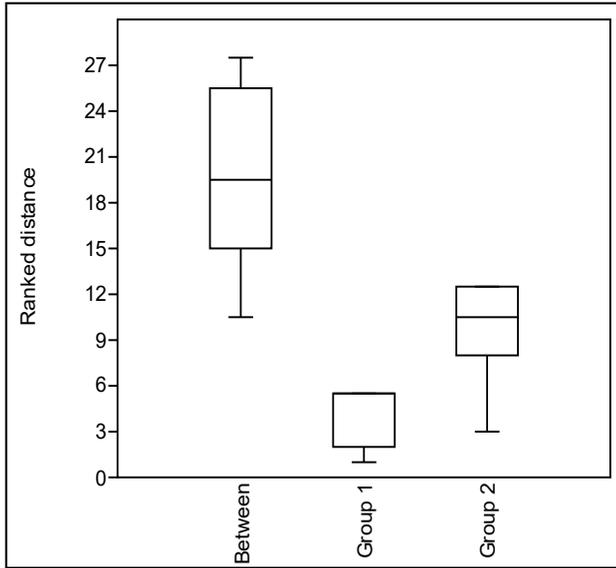


Fig. 4- Boxplot representando a comparação entre os trechos do afluente da margem direita, dentro do Parque no grupo 1, e entre os trechos fora do Parque no grupo 2, e uma comparação entre os dois grupos.

Os trechos amostrais avaliados no afluente da margem direita do rio Araçá, no interior e na zona de amortecimento do PAEAR, apresentaram pontuações que variaram entre 34 e 72 pontos. Os quatro trechos avaliados fora do Parque apresentaram pontuações correspondentes à qualidade de habitats, alterado a impactado. Dois trechos no interior do Parque apresentaram pontuações correspondentes à alterado e dois pontos com qualidade de habitats naturais. Da mesma forma, a análise de PCA evidenciou uma separação dos pontos analisados, agrupando os trechos analisados no interior do PAEAR (trecho 1, 2, 3 e 4) e área externa (trecho 5, 6, 7 e 8). Os parâmetros que mais influenciaram essa diferença, no afluente da margem direita do rio Araçá, dentro do Parque, foram serapilheira, tipo de habitat de fundo,

vegetação nativa e transparência da água. Na área externa do Parque, o que mais explica essa diferença é a alteração do solo no entorno, erosão das margens e a sedimentação depositada no leito do rio (Fig. 5).

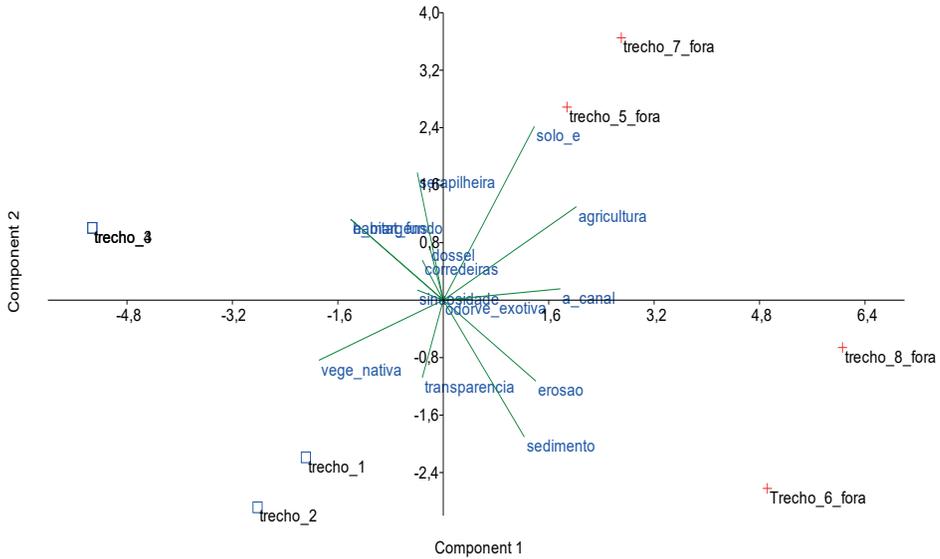


Fig 5- Análise de Componentes Principais (PCA) do afluente da margem direita do rio Araçá, no interior do PAEAR (trecho 1, 2, 3 e 4), área externa do PAEAR (trecho 5, 6, 7 e 8) em relação à pontuação dos parâmetros avaliados no Protocolo de Avaliação Rápida da Qualidade de Hábital.

DISCUSSÃO

A degradação dos habitats é considerada uma grande ameaça à biodiversidade (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). O efeito negativo do uso do solo compromete a qualidade da água dos rios e riachos e influencia diretamente na qualidade do hábitat e das assembleias de organismos, tanto aquáticos como terrestres, nos locais próximos aos cursos-d'água. A caracterização dos elementos físicos do hábitat é fundamental nos estudos ecológicos, uma vez que objetiva explicar

a diversidade física na distribuição e organização das comunidades biológicas (Fernandes et al., 2011).

A morfologia do rio, as características do sedimento, vegetação ripária, estabilidade das margens, a transparência da água estão intimamente ligadas e esses parâmetros físicos podem ser usados para avaliar a disponibilidade de habitats e medir a integridade ecológica de um riacho, assim como outras alterações do canal do rio, provocadas pela ação antrópica, como a presença das atividades agrícolas e a criação de gado. A mudança em uma dessas variáveis pode modificar outras partes do sistema fluvial, impactando a variabilidade do habitat (Rodrigues et al., 2010). Nesse sentido, as diferenças entre os trechos avaliados fora do Parque, tanto do rio Araçá quanto do seu afluente, podem estar modificando as comunidades biológicas dentro do Parque, mesmo que a maioria dos trechos apresentem condições ótimas para maioria dos parâmetros analisados.

Em relação às aplicações do PAR, considerando-se cada variável analisada nos trechos, para o parâmetro sinuosidade, com exceção de alguns trechos fora do Parque, perceberam-se condições consideradas boas ou ótimas para a grande maioria dos trechos visitados, com predomínios de corredeiras. A sinuosidade indica o padrão do canal do rio, descreve a energia relacionada com a declividade e a diversidade de habitats. A absorção de energia pelas curvas protege o curso-d'água de excessivas erosões e enchentes e fornece refúgio para a biota durante os eventos de tempestade (Barbour et al., 1999). Rios situados em áreas mais planas têm uma tendência a ser mais sinuosos, e isso pode explicar os bons valores desse parâmetro nos trechos avaliados do rio Araçá, principalmente dentro do Parque.

A vegetação nativa, nos trechos dentro do Parque de ambos os rios avaliados, foi considerada como sendo boa a ótima. Esse parâmetro identificou a quantidade de proteção oferecida ao corpo fluvial, através de raízes e plantas presentes nas margens, diminuindo a probabilidade de erosão, assoreamento e contaminação do ecossistema aquático, além

de fornecer abrigo e nutrientes a diversos organismos ao longo da cadeia trófica, atuando como barreira física à entrada de sedimentos, fertilizantes e pesticidas (Sensolo et al., 2012). Porém, nos trechos no entorno do Parque, todos apresentaram condições péssimas, com pouca vegetação (muito inferior à exigida pela legislação) ou totalmente inexistente, o que compromete, significativamente, a qualidade do hábitat nesses locais. De acordo com Barbour et al. (1999) os locais com mata ciliar oferecem melhores condições para a sobrevivência de peixes e macroinvertebrados do que os locais sem vegetação. A presença da vegetação ciliar também explica a presença da serapilheira nos trechos dos rios, dentro do Parque, e sua ausência, em alguns trechos fora do Parque, exerce papel fundamental nos ecossistemas bióticos (Caldeira et al., 2007).

A diversidade de hábitats, que também se mostrou expressiva, foi bem maior nos trechos avaliados dentro do Parque e pode ser explicada pela maior presença de vegetação no entorno. Esse parâmetro é importante, uma vez que esses locais oferecem maior diversidade e condições necessárias para que os organismos, populações e comunidades possam se estabelecer e se reproduzir (Gordon et al., 2004). Quanto mais complexos e diferenciados os trechos de um rio, maior é a disponibilidade de nichos, geralmente abrigando maior número de espécies (MacArthur e MacArthur, 1961). A presença de detritos foliares é responsável por grande parte do material alóctone (Lisboa et al., 2015). Tais detritos orgânicos, em associação às partículas inorgânicas com composição mineral, forma, tamanho, área da superfície, ofertam substratos variados para a fixação e colonização de plantas e invertebrados, criando hábitats favoráveis à reprodução, abrigo e refúgio para a biota aquática (Allan, 1995; Gore e Shields, 1995).

As atividades agrícolas estão presentes em todos os trechos avaliados fora do Parque; já a presença de gado está somente, nos trechos do rio Araçá, fora do Parque. Também os parâmetros relacionados com a presença de estradas, pontes e alterações no canal do rio, destacam-se nas análises dos trechos fora do Parque, ambos comprometendo a qualidade

de habitats e provocando modificações no ecossistema ao longo da microbacia. Segundo Gordon et al. (2004) as modificações na cobertura do solo, ao entorno dos ecossistemas aquáticos, podem alterar as taxas de escoamento superficial, aumentando a sedimentação e a entrada de poluentes nas águas. A quantidade de sedimentos depositadas no fundo dos rios afeta a qualidade dos habitats, podendo ocasionar danos e alterações nas comunidades biológicas (Vogel et al., 2009). Da mesma forma, Bernhardt et al. (2005) afirmam que a alteração do solo do entorno, onde predominam atividades agrícolas, acaba por desestruturar os habitats para a biota aquática.

Em relação à presença do gado, nos trechos (5, 6, 7 e 8) do rio Araçá, fora do Parque, o fator mais preocupante são a ausência da mata ciliar e a possibilidade da desestabilização das margens, devido à entrada dos animais no rio. A estabilidade das margens avalia a possibilidade de erosão, não só na presença de animais como o gado, mas, num contexto geral, analisa as condições favoráveis ao assoreamento e concentração de sólidos na água. Quando mais íngremes forem as margens, mais suscetível ao desmoronamento, sendo que os sinais de erosão incluem desmoronamento, áreas marginais sem vegetação, exposição de raízes e solo (Minatti-Ferreira e Beaumord, 2006). Isso pode explicar a alta concentração de sedimentos nos trechos dos dois rios fora do Parque e em alguns trechos dentro do Parque próximos à zona externa.

Diante do apresentado, o uso do PAR mostra-se como uma importante ferramenta para ser utilizada nos programas de monitoramento participativo, de diagnósticos ambientais e gestão dos recursos hídricos, além de servir para a sensibilização referente às questões de recuperação e preservação dos ecossistemas naturais (Callisto e Moreno 2006; França et al., 2013). Pelas análises dos parâmetros físicos, foi possível observar que a ação antrópica fora, ou na zona de amortecimento do Parque, está comprometendo a diversidade de habitat e, conseqüentemente, a qualidade do ecossistema aquático fora e no interior deste.

Convém ressaltar que resultados mais expressivos podem ser atingidos com a análise química da água, para avaliar a quantidade de micro e macronutrientes que estão sendo lixiviados das áreas agrícolas para dentro da microbacia, além de ser importante também uma análise biológica para verificar a influência desses resíduos externos na composição das comunidades aquáticas dentro do Parque.

REFERÊNCIAS

- Allan, J.D., 1995. Stream ecology. Structure and function of running waters. Chapman and Hall, London, 388.
- Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Snyder, B.D. et al., 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, 2a ed. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. EPA 841-B-99-002.
- Bernhardt, E.S.; Palmer, M.A.; Allan, J.D. et al., 2005. Synthesizing U.S. River restoration efforts. Science. 308, 636-637.
- Caldeira, M.V.W.; Marques, R.; Soares, R.V. et al., 2007. Quantificação de serapilheira e de nutrientes – Floresta Ombrófila Mista Montana – Paraná. Rev. Acad. Curitiba. 5, 101-116.
- Callisto, M.; Ferreira, W.R.; Moreno, P. et al., 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). Acta Limnologica Brasiliensia. 14, 91-98.
- Callisto, M.; Moreno, P., 2006. Bioindicadores como ferramenta para o manejo, gestão e conservação ambiental. Simpósio Sul de Gestão e Conservação Ambiental. 2, 18.
- Fatma, 2016. Parque Estadual das Araucárias – Plano de Manejo / Fase II. Florianópolis, Brasil, 445.
- Fernandes, M. M.; Ceddia, M.B.; Ramos, G.M. et al., 2011. Influência do uso do solo na qualidade de água na microbacia Glória, Macaé, Rio de Janeiro. Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia. 8, 105-116.

Ferreira, D. D. M.; Beaumord, A. C., 2009. Avaliação rápida de integridade ambiental das sub-bacias do rio Itajaí-Mirim no Município de Brusque, SC. *Revista Saúde e Ambiente*. 5, 21-27.

França, L.O.; Rodrigues, A.S.L.; Malafaia, G., 2013. Diagnóstico ambiental do córrego do Açude, Orizona-GO por meio de um protocolo de avaliação rápida de rios. *Revista Tropica: Ciências Agrárias e Biológicas*. 7, 32.

Gordon, N. D.; McMahon, T.A.; Finlayson, B.L. et al., 2004. *Stream hydrology: an introduction for ecologists*. John Wiley and Sons. 551.

Gore, J.; Shields, F. D., 1995. Can large rivers be restored? *BioScience*. 45, 142 - 152.

Krupek, R. A., 2010. Análise comparativa entre duas bacias hidrográficas utilizando um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats. *Ambiência*. 6, 147-158.

Lisboa, L. K., 2015. *Estrutura e Composição da fauna de macroinvertebrados bentônicos da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC*. Departamento de Ecologia e Zoologia, UFSC. 48

MacArthur, R. H.; MacArthur, J. W., 1961. On bird species diversity. *Ecology*. 42, 594-598.

Millennium Ecosystem Assessment.,2005. *Millennium ecosystem assessment. Ecosystems and human wellbeing: a framework for assessment* Washington, DC: Island Press.

Minatti-Ferreira, D. D.; Beaumord, A. C., 2006. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: aspectos físicos. *Revista Saúde e Ambiente*. 7, 39-47.

Rigotti, J. A.; Pompêo, C.A.; Fonseca, A.L.O., 2016. Aplicação e análise comparativa de três protocolos de avaliação rápida para caracterização da paisagem fluvial. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*. 11, 85-97.

Rodrigues, A.S.L.; Malafaia, G.; Castro, P.T.A., 2010. A importância da avaliação do habitat no monitoramento da qualidade dos recursos hídricos: uma revisão. *Sabios-Revista de Saúde e Biologia*. 5, 26-42.

Santa Catarina., 1991. Atlas escolar de Santa Catarina. Secretaria de Estado de coordenação geral e Planejamento, Subsecretaria de Estudos Geográficos e Estatísticos. 96.

Sensolo, D.; Hepp, L.U.; Decian, V. et al., 2012. Influence of landscape on assemblages of Chironomidae in Neotropical streams. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*. 48, 391-400.

Vargas, J. R. A.; Ferreira Júnior, P. D., 2012. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida na caracterização da qualidade ambiental de duas microbacias do Rio Guandu, Afonso Cláudio, ES. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. 17, 161-168.

Vogel, H.F.; Zawadzki, C.H.; Metri, R., 2009. Florestas ripárias: importância e principais ameaças. *Sabios: Rev. Saúde e Biol.* 4, 24-30.

PADRÕES ESPACIAIS DE MANUTENÇÃO E ALTERAÇÃO DA DIVERSIDADE EM AMBIENTES FLORESTAIS

Alexandre Copatti Loregian^º; Lariessa Olkoski^º

Resumo

A dispersão de sementes é importante para a recuperação de áreas degradadas. A *Mimosa scabrella* Bentham (Bracatinga) é uma espécie arbórea nativa do Sul do Brasil, encontrada na Floresta Ombrófila Mista, e se destaca como uma espécie potencial para a recuperação de áreas degradadas. No presente estudo, buscou-se quantificar o recrutamento de Bracatinga, em diferentes distâncias de conspecíficos adultos, em uma área destinada à conservação. Os resultados mostraram que foram encontradas plântulas em distâncias mais afastadas da árvore adulta do que em sua proximidade, devido à competição que existe entre elas e a patógenos que podem afetá-las. A espécie avaliada pode formar adensamentos por ter rápidos crescimento e estabelecimento, mas, no futuro, pode ceder espaço a indivíduos arbóreos mais tolerantes à sombra se houver disponibilidade suficiente de sementes com potencial de chegar à sombra das árvores amostradas.

Palavras-chave: Mimosa Scabrella Bentham. Recuperação. Dispersão. Áreas Degradadas.

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

Autor correspondente: lariolkoski@hotmail.com

INTRODUÇÃO

A floresta com araucária, ou Floresta Ombrófila Mista (FOM), estende-se por grande parte da região Centro-Sul do Brasil, alcançando Minas Gerais ao norte, a Argentina ao oeste e abrangendo a maior parte da Região Sul do País (Hueck, 1972). Mesmo que alguns detalhes, como o limite sul de distribuição da formação, existam, a característica que define essa formação é a presença das coníferas, *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze e *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl. (Carlucci et al. 2011). No entanto, ao longo dos anos, e devido ao desenvolvimento agrário, as áreas de FOM foram severamente fragmentadas, sendo substituídas por diferentes tipos de culturas cíclicas, reflorestamento de espécies exóticas e pecuária (Bond-Buckup 2008).

A diminuição da área florestal, provocada pelo processo de fragmentação, por si só, nem sempre é suficiente para que sejam percebidas alterações na diversidade de espécies arbóreas, o que pode ser explicado pela relação de características específicas, como formas de crescimento e dispersão de sementes a diferentes métricas de paisagem como forma e conectividade dos fragmentos (Ranta et al. 1998, Metzger, 2000). Outra razão para a aparente manutenção da diversidade são as diferentes metodologias utilizadas para amostragem de vegetação, que podem incluir, ou não, indivíduos jovens, cuja diversidade pode variar constantemente devido às frequentes alterações das condições físicas dos fragmentos (Laurance et al. 2006).

O ciclo de crescimento florestal é composto por três fases distintas: mancha de fase de clareira, fase de construção, ou preenchimento, e a fase madura (Santos, 2007). Durante o processo de regeneração, tais manchas que compõem todo esse mosaico florestal iriam se substituir dentro de uma sequência pré-determinada, normalmente, pelas necessidades de disponibilidade de luz das diferentes espécies (Gandolfi, 2000).

A dispersão de sementes é importante para a recuperação de áreas degradadas, pois, para que seja mantida a diversidade, é necessário que se considere a sucessão vegetal (Griffith et al. 1996). A dispersão é

um processo pelo qual as sementes são movidas das imediações da planta-mãe para distâncias em que a predação e a competição possam ser menores (Cordeiro e Howe, 2003, Howe e Miriti, 2004). É descrita como uma adaptação para aumentar a probabilidade de sobrevivência, uma vez que os principais fatores responsáveis pela mortalidade das plântulas são a densidade e a proximidade em relação à planta-mãe (Janzen, 1970).

A *Mimosa scabrella* Bentham (Bracatinga) é uma espécie arbórea nativa do Sul do Brasil, encontrada na Floresta Ombrófila Mista. É uma planta semidecídua, heliófila, pioneira e é característica e exclusiva das matas de pinhais, segundo Lorenzi, 1992. É principalmente de associações secundárias, onde, frequentemente, chega a formar povoamentos puros. É uma espécie nativa e, há mais de 100 anos, tem seu uso norteado pelo mercado de lenha para queima direta (Machado et al. 2015). Ainda se destaca como uma espécie potencial para a recuperação de áreas degradadas, devido às suas características. Por ser mais rústica e ter seu caráter heliófilo, esta espécie proporciona rápida cobertura de áreas, contendo solos alterados ou degradados em que suas populações ocorrem, formando muitas vezes adensamentos monoespecíficos, chamados Bracatingais (Ferreira, 2015).

O presente estudo tem por objetivo quantificar o recrutamento de Bracatinga, em diferentes distâncias de conspécificos adultos em uma área destinada à conservação. Para contemplar o objetivo, propôs-se a seguinte pergunta: O recrutamento de Bracatinga segue algum padrão de mortalidade compensatória e limitação de dispersão, sendo significativamente maior em uma distância média que exclua tais fatores?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual das Araucárias – PEA, localizado entre as coordenadas geográficas 26°27'08''S e 52°33'56''W, nos

municípios de São Domingos e Galvão, Santa Catarina/Brasil. Essa Unidade de Conservação possui uma área de 625 hectares e é exclusivamente coberta por Floresta Ombrófila Mista. Segundo a classificação de Köppen, a região apresenta tipo climático Cfa, caracterizado como um clima mesotérmico úmido, com temperatura média de 12,4°C no mês mais frio (julho) e de 21,1°C no mês mais quente (janeiro). As chuvas são bem distribuídas ao longo do ano e não há uma estação seca claramente definida. A umidade relativa média do ar é alta ao longo de todo o ano, situando-se no intervalo entre aproximadamente 62,3% e 92,1% (FATMA, 2016).

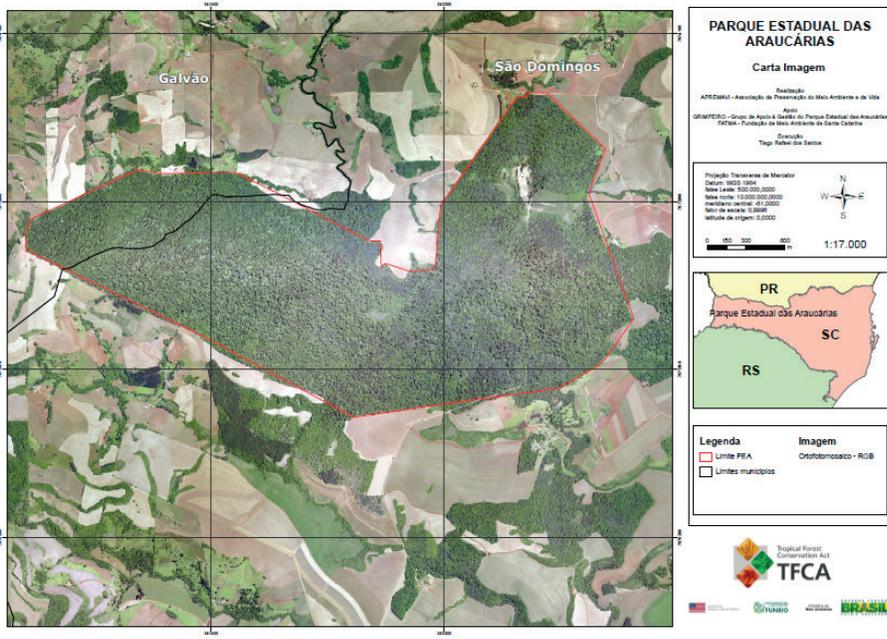


Figura 1. Imagem da área de estudo, o Parque Estadual das Araucárias. Plano de Manejo Fase II – Fatma, 2016.

Coleta de dados

A seleção de indivíduos adultos obedeceu aos seguintes critérios: Os indivíduos deveriam estar, no mínimo, 60 metros distantes entre si. Ainda, deveriam estar localizados em áreas onde a vegetação

fosse predominantemente arbórea, com formação de dossel, além de apresentarem perímetro à altura do peito (PAP), igual ou superior a 30 cm.

Uma vez selecionados os indivíduos adultos, foram instalados transectos, de 30 metros de comprimento, divididos em três partes (0 a 10 m, 10 a 20 m e 20 a 30 m), partindo desses indivíduos em direções ao acaso e, quando os adultos se encontravam em trilhas, o transecto foi instalado em direção ao interior da mata. Em cada transecto, foram observadas e contabilizadas todas as plântulas, até 1 altura máxima de 1,5 m, distantes não mais do que 1 m da linha de marcação do transecto.

Análise de Dados

Os dados foram analisados por meio de Análise de variância (ANOVA), em que a variável dependente foi o número de plântulas amostrado, e a variável independente foi a distância em relação à árvore adulta selecionada, em três fatores: de 0 a 10 m, de 10 a 20 m, de 20 a 30 m.

RESULTADOS

Foram encontradas 259 plântulas nas três classes de distância amostradas. Destas, 144 ($18 \pm 30,37$), 57 ($7,13 \pm 5,64$) e 58 ($7,25 \pm 8,03$) foram encontradas próximas, de 0 a 10 m e de 20 a 30 m de distância dos indivíduos adultos (Tabela 1).

Tabela 1. Número de plântulas amostradas em três classes de distância de indivíduos adultos de Bracatinga.

Árvore (nº)	0 a 10 m	10 a 20 m	20 a 30 m
1	6	0	0
2	1	10	3
3	8	5	6
4	92	18	23
5	17	9	16
6	1	3	4
7	12	9	5
8	7	3	1

A análise de variância não indicou diferença significativa entre as classes de distâncias avaliadas, tanto com ou sem o valor extremo identificado para a árvore número 4 ($F = 0,98$, $p = 0,415$ e $F_{s/ext.} = 0,04$, $p = 0,99$, respectivamente) (Figuras 2 e 3).

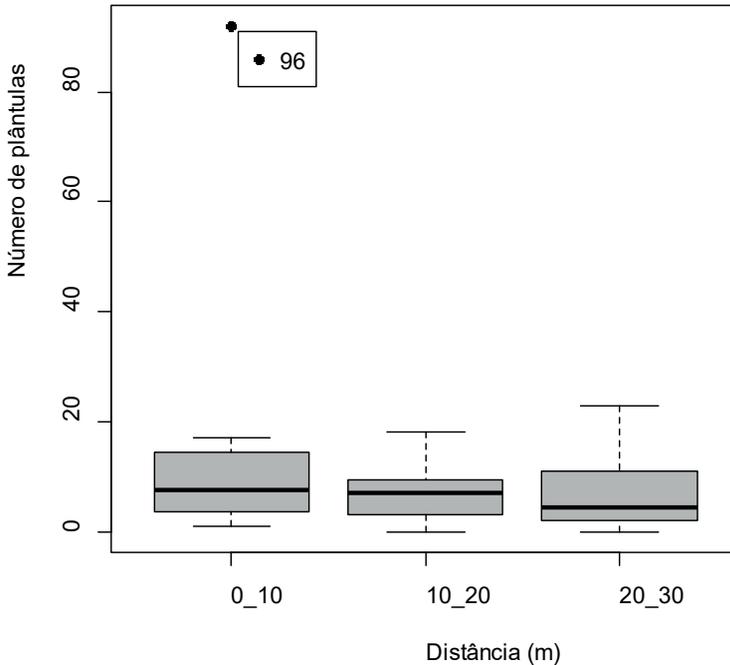


Figura 2. Análise de variância do número de plântulas encontradas nas três classes de distância avaliadas. O ponto em destaque representa um valor extremo observado.

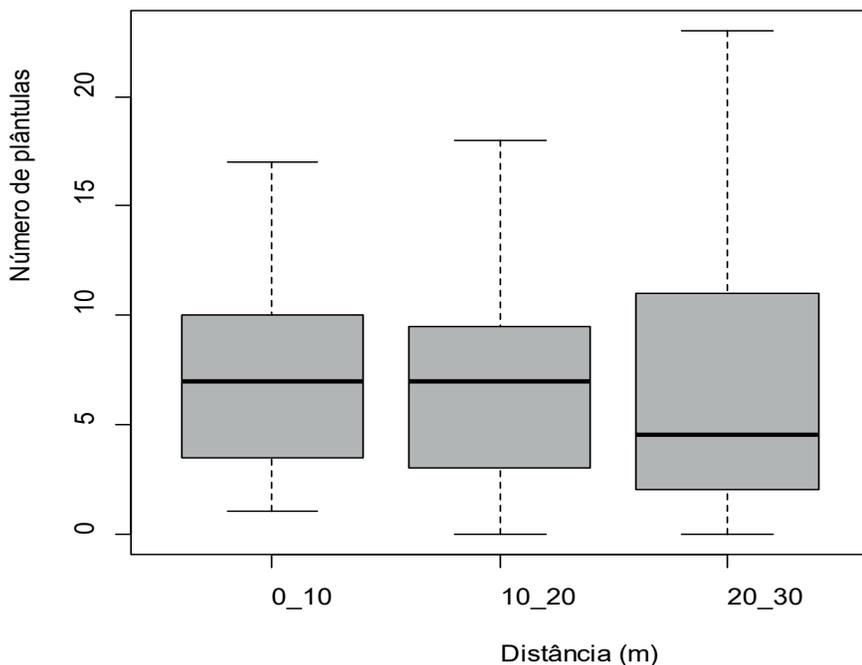


Figura 3. Análise de variância do número de plântulas encontradas nas três classes de distância avaliadas, com remoção de valores extremos observados.

DISCUSSÃO

O padrão de distribuição de plântulas, em relação aos indivíduos adultos, não nos permite rejeitar a hipótese nula de nosso trabalho. A ausência aparente de qualquer mecanismo de mortalidade compensatória, relacionado à distância, pode ser indicativo de uma dinâmica de renovação homogênea que, se permitida, pode vir a ser mantida indefinidamente, culminando na formação de uma área de monodominância (Janzen, 1970, Ferreira, 2015, Kakishima, 2015). Essa noção atenua-se uma vez que se observa, além do número elevado de plântulas encontrado, a ausência de variância em amplitude tal, que possa representar um cenário de possível mudança a curto – médio prazos, relativos ao tempo de vida dos organismos estudados.

Tal padrão, reconhecidamente evidente em escala global (Comita, 2014) poderia ser relevante, especialmente no caso de uma área destinada à conservação biológica. A ausência de mecanismos naturais que possam facilitar a manutenção da diversidade, pode indicar má qualidade do ambiente, mesmo que este não tenha perspectiva de alteração antrópica. Em casos mais graves, pode ser necessário o manejo das áreas, visando a restabelecer um equilíbrio nas taxas de recrutamento de indivíduos.

O estado atual das áreas observadas pode indicar, ainda, apenas uma imagem do espectro possível. A espécie avaliada pode formar adensamentos por ter rápido crescimento e estabelecimento, mas, no futuro, pode ceder espaço a indivíduos arbóreos mais tolerantes à sombra, se houver disponibilidade suficiente de sementes com potencial de chegar à sombra das árvores amostradas. Devem-se observar, nesse sentido, também, o comportamento e diversidade da fauna locais, visto que algumas sementes podem depender de auxílio animal para sua dispersão.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem os funcionários do Parque Estadual das Araucárias por toda a estrutura e disponibilidade de auxílio nos deslocamentos dentro do Parque, e a URI pela logística e pelos equipamentos para a coleta de dados.

REFERÊNCIAS

Bond-Buckup. G., Biodiversidade dos Campos de Cima da Serra. Libretos. Porto Alegre, 2008.

Carlucci, Marcos Bergmann et al. Conservação da Floresta com Araucária no Extremo Sul do Brasil. *Natureza & Conservação*, [s.l.], p.111-114, 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2011.015>.

Comita, Liza S. et al. Testing predictions of the Janzen-Connell hypothesis: a meta-analysis of experimental evidence for distance- and density-dependent seed and seedling survival. *Journal Of Ecology*, [s.l.], 23 jun. 2014. Wiley-Blackwell. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.12232>.

Cordeiro N, Howe HF. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2003; 100(24): 14052-14056. PMID:14614145. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.2331023100>.

FATMA., 2016. Parque Estadual das Araucárias – Plano de Manejo / Fase II. Florianópolis, Brasil, 2016.

Ferreira, Paula Iaschitzki. *Mimosa scabrella* Benth. (FABACEAE): fundamentos para o manejo e conservação. Paula Iaschitzki Ferreira. – Lages, 2015.

Gandolfi, S. História Natural de uma Floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil). Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

Griffith, J. J.; Dias, L. E.; Jucksch, I. Recuperação de áreas degradadas usando vegetação nativa. *Saneamento Ambiental*, 1996.

Howe HF, Miriti MN. When seed dispersal matters. *Bioscience* 2004; 54(7): 651-660. [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0651:WSDM\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0651:WSDM]2.0.CO;2).

Hueck K. *As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica*. São Paulo: Polígono, 1972.

Janzen, D.H., Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist*, 104, 1970.

Kakishima, Satoshi et al. The contribution of seed dispersers to tree species diversity in tropical rainforests. *Royal Society Open Science*, [s.l.] n. 10, out. 2015. The Royal Society. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.150330>.

Laurance, F.W.; Nascimento, H.E.M.; Laurance, S.G.; Andrade, A.; Ribeiro, J.E.L.S.; Giraldo, J.P.; Lovejoy, T.E.; Condit, R.; Chave, J.; Harms, K.E. & D'Angelo, S. 2006. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *PNAS* 103:19010-19014.

Lorenzi, H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa: Plantarum, 1992.

Machado, Sebastião do Amaral et al. Evolução Das Variáveis Dendrométricas Da Bracatinga Por Classe De Sítio. *Cerne*, [s.l.], jun. 2015. Fap UNIFESP (SCIELO). <http://dx.doi.org/10.1590/01047760201521021222>.

Metzger, J.P., 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10, 2000.

Santos, Mileni. B. Dos. Dinâmica da regeneração de clareiras naturais na Floresta de Restinga na Ilha do Cardoso, Cananéia/SP – Piracicaba, 2007.