

PPG Ecologia UFSC 2016



Programa de Pós-Graduação em Ecologia
Centro de Ciências Biológicas
Universidade Federal de Santa Catarina



ECOLOGIA DE CAMPO
Serra e Litoral Catarinense

2016

Organizadores

Ricardo F. Freitas
Alexandre M. S. Machado
Áurea L. L. Silva
Thiago C. L. Silveira
Eduardo L. H. Giehl

ISBN 978-85-64093-61-4



ecologia
Pós-Graduação

ISBN 978-85-64093-61-4



ISBN 978-85-64093-61-4

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Ecologia de campo: Serra e Litoral Catarinense

Organizadores

Ricardo Franco Freitas
Alexandre Marcel da Silva Machado
Aurea Luiza Lemes da Silva
Thiago Cesar Lima Silveira
Eduardo Luís Hettwer Giehl

Florianópolis
Universidade Federal de Santa Catarina
UFSC

Programa de Pós-Graduação em Ecologia – CCB – UFSC

Copyright © 2017 – PPG Ecologia UFSC

Impresso no Brasil / Printed in Brazil

Diagramação: Ricardo Franco Freitas e Alexandre Marcel da Silva Machado (texto) e Eduardo L. Hettwer Giehl (capa)

Foto da capa: araucária, *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze na RPPN Grande Floresta das Araucárias, Bom Retiro, SC. Autor: Eduardo L. Hettwer Giehl

Foto da contra-capa: costão rochoso sujeito à ação das ondas na Praia da Armação, Florianópolis, SC. Autora: Lorena Pinheiro Silva

Revisão: Autores e organizadores

Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária da Universidade Federal de Santa Catarina

E19

Ecologia de campo : Serra e Litoral Catarinense / Organizadores, Ricardo Franco Freitas... [et al.]. - Florianópolis : PPG Ecologia/UFSC, 2017.
363 p. : il., gráfs., tabs., mapa.

Inclui bibliografia.

1. Ecologia - Santa Catarina. 2. Ecossistemas - Santa Catarina. 3. Plantas - Populações. I. Freitas, Ricardo Franco.

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Centro de Ciências Biológicas, UFSC

Campus Universitário Trindade, Florianópolis, SC, Brasil - CEP 88010-970

ppgecologia@contato.ufsc.br

<http://poseco.ufsc.br>

Ecologia de campo: Serra e Litoral Catarinense



2016



Discentes

1. Alexandre Marcel da Silva Machado [PPGECO, UFSC]
2. Alexandre Deschamps Schmidt [PPGECO, UFSC]
3. Aline Pereira Cruz [PPGECO, UFSC]
4. Andrea Yanina Pellegrini [PPGECO, UFSC]
5. Angelet Sylvéus [PPGECO, UFSC]
6. Cleiton Juarez Decarli [PPGECO, UFSC]
7. Joice Elisa Klug [PPGECO, UFSC]
8. Lorena Pinheiro Silva [PPGECO, UFSC]
9. Lucas Peixoto Machado [PPGECO, UFSC]
10. Marília Medina Pupo [PPGECO, UFSC]
11. Maristela Carpintero Hensen [PPGECO, UFSC]
12. Rafaela Helena Ludwinsky [PPGECO, UFSC]
13. Ricardo Franco Freitas [PPGECO, UFSC]

Docentes

Professores responsáveis

Profa. Dra. Bárbara Segal [ECZ, UFSC]

Profa. Dra. Natalia Hanazaki [ECZ, UFSC]

Prof. Dr. Renato Hajenius Aché de Freitas [ECZ, UFSC]

Professores participantes

Prof. Dr. Elisandro Ricardo Drechsler dos Santos [BOT, UFSC]

Prof. Dr. Pedro Fiaschi [BOT, UFSC]

Profa. Dra. Malva Isabel Medina Hernández [ECZ, UFSC]

Dr. Eduardo L. Hettwer Giehl [Pós-doutorando, PPG Ecologia, UFSC]

Dr. Thiago Cesar Lima Silveira [Pós-doutorando, PPG Ecologia, UFSC]

Dra. Aurea Luiza Lemes da Silva [Pós-doutoranda, PPG Ecologia, UFSC]

Dra. Michele de Sá Dechoum [Pós-doutoranda, PPG Ecologia, UFSC]

Dra. Denise Tonetta [ECZ, UFSC]

Convidada

Profa. Dra. Tatiana Silva Leite [Departamento de Oceanografia e Limnologia, UFRN]

Apresentação

Este livro é uma publicação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Centro de Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Santa Catarina (PPGECO-UFSC). O curso de Ecologia de Campo foi realizado de 8 a 14 de novembro de 2016 na Fazenda Reunidas Campos Novos, em Bom Retiro, SC, e de 15 a 21 no Parque Municipal da Lagoa do Peri, em Florianópolis, SC.

A atividade de campo é uma prática fundamental ao Ecólogo. Neste curso de Ecologia de Campo, oito Mestrandos e cinco Doutorandos realizaram trabalhos de curta duração, utilizando modelos biológicos e sistemas distintos dos quais dedicam sua formação acadêmica. O curso foi organizado a fim de proporcionar aos alunos uma imersão teórica e prática em Ecologia. Os trabalhos foram elaborados e orientados por professores do departamento de Ecologia e Zoologia da UFSC e pós-doutorandos do PPGECO-UFSC. Também participaram da elaboração e orientação dos trabalhos a Prof. Dra. Tatiana Silva Leite (Depto. De Oceanografia e Limnologia - UFRN), e os Professores Dr. Elisandro Ricardo Drechsler dos Santos e Dr. Pedro Fiaschi (Depto. de Botânica - UFSC).

Neste livro você encontrará 22 publicações do 9º Curso de Ecologia de Campo do PPGECO-UFSC. Foram orientados nove trabalhos em Bom Retiro e seis trabalhos no Parque Municipal da Lagoa do Peri. Outras sete publicações são resultados de projetos livres, desenvolvidos em conjunto por alunos e professores. Os trabalhos foram desenvolvidos em diversos ambientes: riachos, vegetação ribeirinha e de encosta, Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Mista, restinga, áreas com vegetação em regeneração e sob diferentes intensidades de manejo, lagos, praias e costões rochosos. Foram estudadas plantas, peixes, crustáceos, macroinvertebrados aquáticos, besouros e outros insetos, artrópodes, raias, até pescadores.

Esta publicação se destina a alunos de cursos de Graduação e Pós-Graduação e profissionais da área de biodiversidade e de áreas afins. Esperamos que os trabalhos aqui apresentados inspirem outros cientistas e apoiem tomadores de decisões na conservação da biodiversidade.

Agradecimentos

Agradecemos à Universidade Federal de Santa Catarina, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro e pela disponibilização dos materiais utilizados no Curso de Ecologia de Campo 2016. Agradecemos à Dra. Karla Scherer pelo seu empenho na organização do material levado a campo. Agradecemos também ao Instituto Chico Mendes (ICMBio) pelo auxílio e apoio logístico para a realização dos trabalhos na Fazenda Reunidas Campos Novos, em Bom Retiro, SC. À FLORAM, ao Parque Municipal da Lagoa do Peri e a todos aqueles que ali trabalham para o desenvolvimento das atividades.

Agradecemos aos pesquisadores pelo companheirismo e colaboração no desenvolvimento dos projetos em campo e dos capítulos deste livro. Agradecemos também aos nossos colegas de disciplina pela amizade, aprendizado mútuo e companheirismo em todas as etapas das atividades realizadas. Finalmente, agradecemos a todas as pessoas que apoiaram de forma indireta ou direta para o sucesso desta nona edição do Curso de Ecologia de Campo da Pós-Graduação em Ecologia da UFSC.

Sumário

Discentes	5
Docentes.....	7
Professores responsáveis.....	7
Professores participantes	7
Convidada.....	7
Apresentação.....	9
Agradecimentos.....	11
SERRA CATARINENSE.....	15
Área de estudo: entorno da Reserva Particular do Patrimônio Natural Grande Floresta das Araucárias.....	17
Efeitos da presença do gado sobre o estrato herbáceo em um mosaico de paisagens culturais	27
Efeito de inundações sobre a resistência e área foliar da vegetação ribeirinha em Floresta Ombrófila Mista	39
Efeito do manejo na regeneração de <i>Araucaria angustifolia</i> após retirada de <i>Pinus</i> sp. em área de Floresta Ombrófila Mista.....	53
Riqueza e distribuição vertical de epífitas vasculares sobre <i>Dicksonia sellowiana</i> Hook. (Dicksoniaceae).....	63
Diversidade- α em gradientes de regeneração da Mata Atlântica: Influência do ambiente na riqueza de Coleoptera	75
Distribuição espacial de coleópteros em um mosaico de floresta e campo: particionando a diversidade beta.....	89
Continue a nadar, continue a nadar: padrões ecomorfológicos de peixes de riacho em diferentes ambientes.....	99
Efeito da adição de sedimento fino sobre a comunidade de invertebrados aquáticos: um estudo de caso em trecho de riacho de altitude	121
Efeito da cobertura vegetal na abundância de macroinvertebrados fragmentadores e pastejadores em pequenos riachos de altitude.....	137
LITORAL CATARINENSE.....	151
Área de estudo: Parque Municipal da Lagoa do Peri e praias adjacentes.....	153

Avaliação do efeito de árvores exóticas nos padrões de regeneração da vegetação em restinga.....	163
Riqueza de macrofungos em diferentes condições de substrato (madeira) em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa no Parque Municipal da Lagoa do Peri.....	179
Abundância do lambari <i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger, 1887) (Characidae) em duas áreas com diferentes graus de antropização na Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina	191
Variação espacial da produção primária e respiração em um sistema lacustre	207
Diferentes condições de hidrodinamismo afetam a abundância de caranguejos ermitões e o tipo de concha utilizada?	219
Riqueza da epifauna bentônica em diferentes condições de hidrodinamismo de um costão rochoso	237
PROJETOS LIVRES.....	247
Fauna associada a bromélias do gênero <i>Tillandsia</i> e sua relação com a complexidade estrutural destas plantas	249
“O que não mata, fortalece”: Resposta à herbivoria em <i>Guapira opposita</i> em restinga e Floresta Ombrófila Densa.....	271
Preferência de habitat do lambari, <i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Characidae), na Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina	285
Variações na densidade populacional de <i>Excirolana braziliensis</i> (Isopoda, Cirolanidae) – Pulga da areia – e <i>Emerita brasiliensis</i> (Crustacea, Hippidae) – Tatuí – durante o forrageio.....	303
Caminhada na praia: identificando padrões de movimento de <i>Excirolana braziliensis</i> (Isopoda: Cirolanidae).....	315
Assembléia de poliquetas (Polychaeta) bentônicos ao longo de um gradiente de salinidade estuarino.....	327
Diferenças e similaridades nos conhecimentos ecológicos locais sobre arraiais entre pescadores, moradores e turistas da praia da Armação (Florianópolis, SC).....	343

SERRA CATARINENSE



Foto por Alexandre M. S. Machado

Área de estudo: entorno da Reserva Particular do Patrimônio Natural Grande Floresta das Araucárias

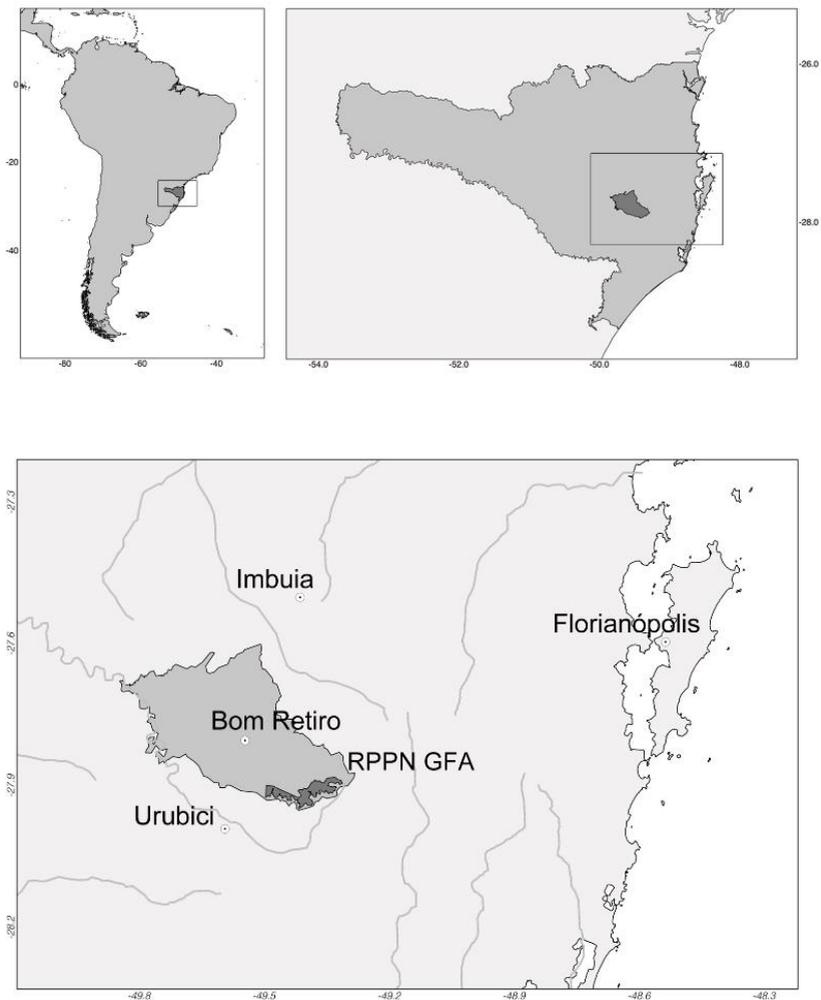
A Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Grande Floresta das Araucárias é uma importante unidade de conservação para a manutenção das florestas com araucária. A RPPN está instalada na Serra Catarinense, no município de Bom Retiro. A RPPN é de propriedade da Fazenda Reunidas Campo Novo, totalizando 4.018,77 ha de área protegida. A RPPN foi oficialmente criada via Portaria Nº 78, publicada no Diário Oficial da União em 28 de setembro de 2011, páginas 100-101.

Durante a disciplina de Ecologia de Campo, da qual resulta este livro, realizamos estudos em várias áreas do entorno da RPPN Grande Floresta das Araucárias. Embora não tenhamos acessado a RPPN diretamente, acreditamos que os dados coletados contribuem direta ou indiretamente para entendimento dessa importante unidade de conservação. A seguir, detalhamos alguns aspectos do ambiente e da vegetação regional.

Ambiente

A região de Bom Retiro está inserida na Bacia Sedimentar do Rio Paraná, com rochas de origem sedimentar (paleozoico e mesozoico) e vulcânica (mesozoico; Rocha & Marimon 2014). Os solos da região são variados, havendo relação destes com o relevo e a vegetação (Rocha & Marimon 2014). Os Cambissolos Álicos, de áreas onduladas, Litólicos distróficos, de áreas montanhosas, e Podzólico Vermelho-Amarelo Álico, de áreas onduladas, estão normalmente associados com vegetação florestal. Quando o relevo é escarpado e os solos são Litólicos Álicos, podem ocorrer floresta ou campo.

O município de Bom Retiro apresenta um relevo acidentado, com altitudes variando de 400 a 1827 metros. O processo de erosão pela ação direta das correntes fluviais esculpiu vales profundos nessa região (Rocha & Marimon 2014), que são moldados continuamente pelos rios (Suguió 1998). O grande contraste entre as declividades faz



Localização da região de estudo, entorno da da RPPN Grande Floresta das Araucárias (RPPN GFA). (WGS 84 - SIRGAS 2000). Mapa: Thiago C. L. Silveira.



Sede da RPPN GFA inserida na bacia hidrográfica do Rio Campo Novo do Sul. (UTM 22 J; Datum SIRGAS 2000). Mapa: Thiago C. L. Silveira.

com que os rios da região apresentem curso predominantemente sinuoso (Santa Catarina 1986) e que os cursos d'água escoem paralelamente uns aos outros (Christofolletti 1980). Em função da variação da declividade, desde suave até bastante acentuada, os cursos d'água apresentam habitats distintos, como remansos, corredeiras e cachoeiras (Santa Catarina 1986). Como consequência, esses habitats podem apresentar comunidades aquáticas distintas. Os estudos aqui apresentados foram realizados em riachos de segunda e terceira ordem, e fazem parte da bacia hidrográfica do rio Campo Novo do Sul, afluente do Rio Canoas.



Um dos riachos da RPPN Grande Floresta das Araucárias, Bom Retiro, Santa Catarina. Foto: Eduardo L. H. Giehl.

Em altitudes acima de 800 m, como é o caso da região do município de Bom Retiro onde os estudos aqui apresentados foram realizados, o clima é denominado mesotérmico úmido com verão fresco (segundo Nimer 1989) e Cfb segundo a classificação de Köppen. A temperatura média anual é de $\sim 13^{\circ}\text{C}$ e a pluviosidade média é de $\sim 1600\text{ mm ano}^{-1}$, apresentando um equilíbrio na distribuição das chuvas ($82\text{--}178\text{ mm ano}^{-1}$) durante

o ano e uma certa amplitude térmica anual (10-17° C; dados obtidos a partir das normais climatológicas, período de 1961-1990, para a estação climatológica São Joaquim e disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia).

Vegetação

As florestas com araucária são formalmente classificadas como Floresta Ombrófila Mista (FOM) e estão inseridas no domínio da Mata Atlântica (Brasil 2006). A FOM resulta da combinação plantas de ambientes tropicais e temperados (Fontoura et al. 2006). Além disso, esse tipo de vegetação pode ocorrer tanto como florestas contínuas, quanto em mosaicos com campos naturais nos planaltos do sul do Brasil (Rambo 1956). Acima de 500 metros de altitude, a FOM constitui o tipo de floresta predominante na região (Duarte & Dillenburg 2000). Duas espécies muito características da FOM são *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae) e *Dicksonia sellowiana* Hook. (Dicksoniaceae), ambas listadas como ameaçadas de extinção, categoria “Em Perigo”, segundo a Portaria Nº 443, publicada no Diário Oficial da União em 17 de dezembro de 2014.

Popularmente conhecida como araucária ou pinheiro-brasileiro, *A. angustifolia* imprime o aspecto fitofisionômico da FOM por ser emergente, alcançando de 25 a 50 metros de altura (Klein 1960), pelo formato característico da sua copa, e por representar 40% dos indivíduos lenhosos desse tipo de vegetação (Koch & Corrêa 2010).

Dicksonia sellowiana Hook. (Dicksoniaceae), popularmente conhecida como xaxim, é uma samambaia arborescente (monilófita/pteridófita). Apresenta cáudice arborescente de até 6 m de altura, muitas vezes abundante no sub-bosque da FOM, especialmente em áreas de encosta ou próximas a essas. Trata-se de uma espécie de grande importância ecológica, não apenas em termos da matéria orgânica que pode adicionar ao solo, mas também por abrigar muitas espécies de epífitas, algumas de ocorrência exclusiva (Fraga et al. 2008).



Áreas de encosta com Floresta Ombrófila Mista (ao fundo) e pastagem com uso intenso por gado bovino (frente) no entorno da RPPN Grande Floresta das Araucárias, Bom Retiro, Santa Catarina. Foto: Rafael B. Sühs.

A paisagem e o manejo

As paisagens da Serra Catarinense constituem um mosaico cultural que inclui áreas manejadas em diferentes intensidades, e onde foram ou são realizadas atividades de extrativismo madeireiro, agricultura, silvicultura e pastejo de gado bovino (gado).

As áreas de floresta vêm sendo fortemente exploradas como consequência do extrativismo madeireiro realizado até a década de 1960 e posterior conversão das áreas para a agricultura, pastoreio e silvicultura (principalmente *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp.; Sonogo *et al.* 2007). Na própria área de entorno da RPPN houve plantio de *Pinus* sp. que foram removidos entre os anos 2012 e 2013 e atualmente se encontram em regeneração. Em 2006, a extensão cumulativa da mudança no uso da terra levou à alteração do status da

araucária de “vulnerável” para “em perigo crítico de extinção” na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (Thomas 2013).

Por outro lado, o gado pode afetar a vegetação via herbivoria e pisoteio (Wilson 1994, Sampaio & Guarino 2007). Atividades de manejo moldam as paisagens e têm implicações importantes nos padrões de diversidade e nos processos ecológicos (McKey et al. 2010). Por exemplo, as fitofisionomias de florestas e campos (IBGE 2012) vêm sendo transformadas pelo uso para pastoreio (Fontoura et al. 2006, Silva et al. 2012). Algumas dessas áreas são caracterizadas por diferentes densidades de espécies arbóreas e por um estrato herbáceo formado por pastagens nativas ou exóticas (Hanisch et al. 2009). Esta forma é conhecida como caívas no planalto norte catarinense e no Paraná (Mello & Peroni 2015). Nestes mosaicos podem ocorrer algumas barreiras físicas entre as diferentes unidades de paisagem e que podem definir um gradiente de impacto do gado sobre a vegetação nativa, resultando em diferentes tipos de caívas (Mattos 2011). Dentro da área estudada, também foram observados pontos em que a vegetação ribeirinha arbórea foi suprimida, possivelmente devido à altas densidades de gado bovino, potencializando a erosão das margens e o assoreamento.



Áreas de pastagem com uso intenso por gado bovino (frente) e encosta com Floresta Ombrófila Mista (ao fundo) no entorno da RPPN Grande Floresta das Araucárias, Bom Retiro, Santa Catarina. Foto: Alexandre M. S. Machado



Coleta de informações sobre epífitas sobre xaxins em área de encosta no entorno da RPPN Grande Floresta das Araucárias, Bom Retiro, Santa Catarina. Foto: Eduardo L. H. Giehl.

Referências

- Duarte L.D. & Dillenburg L.R. (2000) Ecophysiological responses of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) seedlings to different irradiance levels. *Australian Journal of Botany*, **48**, 531–537.
- Fontoura S.B., Ganade G., & Larocca J. (2006) Changes in plant community diversity and composition across an edge between Araucaria forest and pasture in South Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, **29**, 79–91.
- Fraga L.L., da Silva L.B., & Schmitt J.L. (2008) Composição e distribuição vertical de pteridófitas epífitas sobre *Dicksonia sellowiana* Hook. (Dicksoniaceae), em floresta ombrófila mista no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, **8**, 123–129.

- Hanisch A.L., Vogt G.A., da Cunha Marques A., Bona L.C., & Bosse D.D. (2010) Estrutura e composição florística de cinco áreas de caíva no Planalto Norte de Santa Catarina. *Pesquisa Florestal Brasileira*, **30**, 303.
- IBGE (1992) *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- Klein R.M. (1960) O aspecto dinâmico do Pinheiro Brasileiro. *Sellowia*, **12**, 17–44.
- Koch Z. & Corrêa M.C. (2010) *Araucária: A Floresta do Brasil Meridional*. Curitiba: Editora Olhar Brasileiro.
- Mattos A.G. (2011) *Caracterização das práticas de manejo e das populações de erva-mate (Ilex paraguariensis A. Sant. Hil) nativa em exploração no planalto norte catarinense*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina.
- McKey D., Rostain S., Iriarte J., Glaser B., Birk J.J., Holst I., & Renard D. (2010) Pre-Columbian agricultural landscapes, ecosystem engineers, and self-organized patchiness in Amazonia. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **107**, 7823–7828.
- Mello A.J.M. & Peroni N. (2015) Cultural landscapes of the Araucaria Forests in the northern plateau of Santa Catarina, Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, **11**, 51.
- Nimer E. (1979) *Climatologia do Brasil*. Secretaria de Planejamento da Presidência da República, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria Técnica, Superintendência de Recursos Naturais e Meio Ambiente.
- Rambo S.J.B. (1954) *A Fisionomia do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Editora Unisinos.
- Rocha I. de O. & Marimon M.P.C. (2014) *Diagnóstico socioambiental e proposições de planejamento territorial: Alfredo Wagner e Bom Retiro (Santa Catarina)*. Florianópolis: Editora UDESC.
- Sampaio M.B. & Guarino E. de S.G. (2007) Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista. *Revista Árvore*, **31**, 1035–1046.

Santa Catarina (1986) *Atlas de Santa Catarina. Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral*. Rio de Janeiro: Aerofoto Cruzeiro do Sul.

da Silva A.C., Higuchi P., de Aguiar M.D., Negrini M., Neto J.F., & Hess A.F. (2012) Relações florísticas e fitossociologia de uma Floresta Ombrófila Mista montana secundária em Lages, Santa Catarina. *Ciência Florestal*, **22**, 193–206.

Sonego R.C., Backes A., & Souza A.F. (2007) Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil, utilizando estimadores não-paramétricos de riqueza e rarefação de amostras. *Acta Botanica Brasilica*, **21**, 943–955.

Wilson H.D. (1994) Regeneration of Native Forest on Hinewai Reserve, Banks Peninsula. *New Zealand Journal of Botany*, **32**, 373–383.

Efeitos da presença do gado sobre o estrato herbáceo em um mosaico de paisagens culturais

Decarli, C.J.; Machado, A.M.S.; Cruz, A.P.; Klug, J.E.; Hanazaki, N.

Introdução

As paisagens da serra catarinense podem ser definidas como um mosaico cultural que inclui áreas de manejo tradicional de gado. O gado pode afetar a vegetação por herbivoria, podendo se alimentar de folhas, frutos e sementes, e pelo pisoteio, que compacta o solo e afeta as plântulas, influenciando negativamente na colonização vegetal (Wilson 1994, Sampaio & Guarino 2007). Atividades de manejo moldam as paisagens e têm implicações importantes nos padrões de diversidade e nos processos ecológicos (McKey et al. 2010). Com isso, as fitofisionomias de florestas e campos (IBGE 2012) vêm sendo transformadas pelo uso para pastoreio (Fontoura et al. 2006, Silva et al. 2012). Algumas dessas áreas são caracterizadas por diferentes densidades de espécies arbóreas e por um estrato herbáceo formado por pastagens nativas ou exóticas (Hanisch et al. 2009). Esta forma é conhecida como caívas no planalto norte catarinense e no Paraná (Mello & Peroni 2015).

Nestes mosaicos podem ocorrer algumas barreiras físicas entre as diferentes unidades de paisagem, as quais podem ser naturais, como cursos de água, ou construídas, como cercas. Essas barreiras limitam o movimento do gado entre as unidades em contato, bem como todo o fluxo de propágulos entre as mesmas e, com isso, há consequências sobre a diversidade (Kolasa 2014). Isso define um gradiente de impacto de gado sobre a vegetação nativa, resultando em diferentes tipos de caívas (Mattos 2011).

Em remanescentes florestais, o impacto decorrente do acesso do gado é um dos principais fatores de desestruturação do estrato herbáceo no sul do Brasil (Sampaio & Guarino 2007). Após uma área sofrer distúrbios causados pelo gado, espécies invasivas podem colonizar, contribuindo com a perda de espécies nativas e ocasionando perda na

biodiversidade e dinâmica local (Firn et al. 2010). Estudos sobre a estrutura herbácea em Florestas Ombrófilas Mistas podem auxiliar no entendimento sobre o estado de conservação florestal (Meira-Neto & Martins 2003). O estrato herbáceo possui significativa importância ecológica na composição dos estratos superiores, já que plântulas de diversas espécies, através da competição, passam por um filtro biológico (George & Bazzaz 1999). Além disso, diversas herbáceas são sensíveis a distúrbios (Gilliam 2007), reforçando os estudos nesse estrato. Neste estudo, o objetivo deste trabalho foi avaliar o impacto da presença do gado sobre o estrato herbáceo em um gradiente de intensidade de pastoreio e de cobertura vegetal. Nossa hipótese é que a presença de gado altera a composição e a estrutura da vegetação, causando redução da riqueza de espécies.

Material e métodos

Área de Estudo

Os dados foram coletados na Fazenda Reunidas Campos Novos, situada na localidade de Campo Novo, município de Bom Retiro, Santa Catarina, em um mosaico de paisagens culturais de florestas com vegetação de Araucária. Foram definidos três sítios em um gradiente de intensidade de pastejo pelo gado. Consideramos a presença de barreiras físicas para o acesso do gado como uma linha de transição entre os gradientes. Os sítios foram definidos pela presença de corpos hídricos (riachos), encosta e cercas. O sítio com maior intensidade de pastejo é delimitado por uma cerca (A), o intermediário localiza-se após a cerca e entre dois corpos hídricos (B), e o de menor intensidade entre um corpo hídrico e uma encosta (C) (Figura 1. 1). Os sítios A e B (Figura 1. 1) possuem estrutura de floresta e o sítio C apresenta apenas algumas árvores esparsas. O sítio com maior intensidade de impacto de gado corresponde a uma área que era utilizada há cerca de dois anos para culturas agrícolas e que hoje não passa por nenhum manejo, além do pastoreio.

As parcelas foram instaladas em áreas planas, paralelamente às linhas de transição entre as áreas, distribuídas com uma distância de 10 m entre si e a pelo menos 10 m da linha de transição.

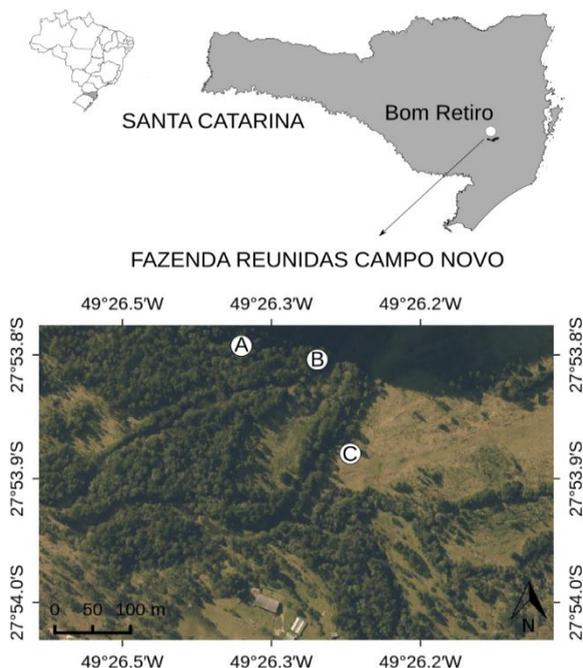


Figura 1. 1. Localização geográfica da Fazenda Reunidas; município de Bom Retiro, Santa Catarina, Brasil e localização das áreas de estudo: Pastejo baixo (A), intermediário (B) e alto (C).

Coleta de dados

Para avaliar o impacto da presença do gado sobre o estrato herbáceo (<50 cm de altura) foram construídas oito parcelas de 1 x 1 m em cada sítio amostral (Figura 1. 2). Estabelecemos uma distância de 10 metros entre cada parcela. Utilizamos uma classificação visual para estimar a cobertura vegetal ocupada na parcela por cada forma de vida. Definimos sete classes de cobertura: briófitas, gramíneas, pteridófitas, herbáceas, lenhosas, outros (formas de vida diferente das demais, como lianas) e solo exposto (solo visível,

pedaços de madeira e rochas). Para a identificação dos morfotipos realizamos coletas e registros fotográficos.

Para caracterização ambiental, aferimos a temperatura do solo em cada parcela com um termômetro INCOTERM e estimamos a abertura do dossel utilizando um densiômetro esférico, sempre manuseado pelo mesmo observador. Realizamos buscas ativas para avaliar a intensidade da presença de gado através da contagem de fezes em uma parcela de 10 x 20 m em cada sítio amostral (Figura 1. 2).



Figura 1.2. A) Classificação visual para estimar a cobertura vegetal ocupada por cada forma de vida em parcelas de 1x1m; B) Utilização do densiômetro esférico para estimar abertura do dossel; C) Busca ativa para contagem de fezes em parcela de 10 x 20m.

Análises estatísticas

Para cada parcela foram atribuídos valores de riqueza de morfotipos e percentual de cobertura de cada forma de vida. Para inferir sobre o efeito do gado sobre a diversidade nas diferentes intensidades de manejo por gado utilizamos curva de rarefação para os morfotipos. Utilizamos uma análise de ordenação pelo método de análise de redundância (RDA), com o intuito de avaliar a estrutura do estrato herbáceo, em termos de porcentagem de cobertura e verificar a influência das variáveis abióticas e da intensidade da presença de gado sobre o estrato herbáceo. A curva de rarefação foi realizada com auxílio do pacote iNEXT (Chao et al. 2014, Hsieh et al. 2015). Todas as análises estatísticas foram realizadas em ambiente R (R Core Team 2016).

Resultados

No total, foram identificados 46 indivíduos em nível de morfotipos. Para as unidades de pastejo baixo e intermediário foram identificados 20 morfotipos em cada área e para pastejo alto 34 morfotipos (Tabela 1. 1).

Tabela 1. 1. Atributos aferidos nos três sítios amostrais de acordo com a intensidade de pastejo na Fazenda Reunidas em Bom Retiro, SC, Brasil.

	Pastejo		
	Baixo	Intermediário	Alto
Riqueza total	20	20	34
Médias de morfotipos/parcela	9,1±1,7	8,3±1,6	11,2±3,64
Temperatura	17,5±0,45	17,5±0,63	21±0,58
Contagem de fezes	10	16	50
% média de cobertura de:			
Gramíneas	10	14	20
Herbáceas	6	7	2
Lenhosa	15	12	2
Pteridófitas	12	0	0
Outros	0	0	2
Briófitas	7	7	1
% Solo exposto	28	26	5
Abertura de dossel médio (%)	29,71	32,71	95,00

Não foram observadas diferenças significativas no número de morfotipos entre as áreas de pastejo baixo e intermediário. Entretanto, na área de pastejo alto ocorreu uma diferença significativa quanto ao número de morfotipos (Curvas de rarefação, Figura 1. 3). No pastejo alto para alcançar a assíntota, o número de indivíduos coletados é maior que nas outras áreas (Tabela 1. 2).

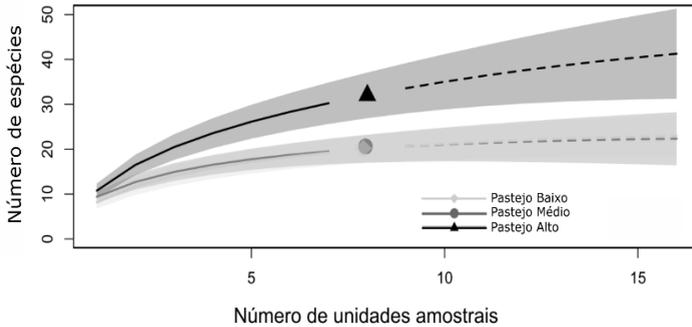


Figura 1. 3. Curvas de rarefação Chao 2 calculadas para verificar a riqueza de morfotipos em cada área de estudo de acordo com tipo de pastejo.

Tabela 1. 2. Valores de riqueza observados e estimados via Chao 2 e respectivos intervalos de confiança (IC).

	Pastejo		
	Baixo	Intermediário	Alto
Riqueza	20	20	34
IC de 95% (Riqueza)	16,96- 23,04	16,44- 23,56	27,08 – 40,92
Chao2	21,75	22,63	49,31
IC de 95% (Chao2)	20,24 - 32,54	20,43 – 36,05	38,44 – 86,81
Exclusivas	5	6	15
% riqueza observada	91,95	88,38	68,95

A análise de redundância (RDA) (Figura 1. 4, Tabela 1. 3) explicou 34,28% da variação total dos dados. O eixo 1 explicou 28,58% da variação dos dados e o eixo 2 explicou 5,71% da variação. A RDA evidenciou segregação espacial das formas de vida relacionadas às características ambientais aferidas nos locais. A forma de vida Gramíneas ocorreu relacionada a maior abertura de dossel e fezes. Já Briófitas, Lenhosas e Pteridófitas relacionaram-se com solo exposto (SE). Não houve padrão evidente entre as áreas de pastejo com as variáveis ambientais aferidas no estudo.

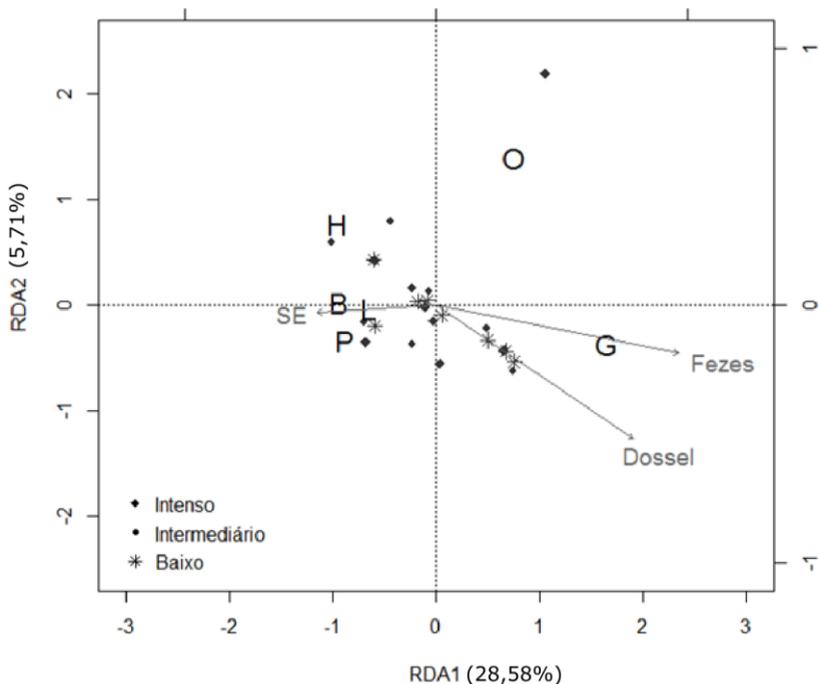


Figura 1. 4. Análise de redundância (RDA) para as parcelas do estrato herbáceo nas áreas de pastejo amostradas. Área de pastejo intenso (♦), intermediário (●) e baixo (*); formas de vida: Briófitas (B); Gramíneas (G); Herbáceas (H); Lenhosas (L); Outros (O) e Pteridófitas (P). Variável ambiental SE corresponde a solo exposto.

Tabela 1. 3. Valores calculados para os eixos na análise de redundância (RDA). Para as formas de vida e variáveis ambientais (solo exposto, abertura de dossel e fezes) coletadas nas parcelas do estrato herbáceo nas áreas de pastejo amostradas na Fazenda Reunidas em Bom Retiro, SC, Brasil.

	RDA1	RDA2
Gramíneas	1,205	-0,177
Herbáceas	-0,698	0,378
Lenhosa	-0,478	-0,013
Pteridófitas	-0,649	-0,016
Outros	0,549	0,686
Briófitas	-0,688	0,014
Solo exposto	-0,475	-0,027
Dossel	0,785	-0,519
Fezes	0,963	-0,184

Discussão

A riqueza de morfotipos foi maior na área de pastejo alto em comparação às outras duas áreas (pastejo intermediário e intenso). Os resultados não corroboram com a nossa hipótese de que a maior presença do gado diminui a riqueza de herbáceas. Porém, o número de morfotipos encontrados neste estudo corrobora com um estudo realizado no Parque Nacional de Aparados da Serra, onde foi observada uma maior diversidade em adensamentos de plantas no estrato herbáceo, mesmo com distúrbios naturais e antrópicos, principalmente ocasionados pelo gado (Citadini-Zanette et al. 2011).

A colonização de plantas é fortemente influenciada pela heterogeneidade espacial e presença de gado (Hegland et al. 2001, Miller & Wells 2003, Sampaio & Guarino 2007). As áreas de caíva possuem grande número de espécies, mesmo que o manejo seja realizado há bastante tempo (Lingner et al. 2007, Hanisch et al. 2010), entretanto no nosso estudo, o maior número de morfotipos foi na área de pastejo alto, o campo. Sampaio & Guarino (2007) constataram que o gado influencia o tipo de cobertura do solo, compactação, e aumenta abertura do dossel, tendo efeito direto na germinação, estabelecimento de plântulas e composição florística do estrato herbáceo. Ainda, onde o pastejo é intenso, ocorre favorecimento de gramíneas, já que pteridófitas e plântulas de espécies arbóreas são suscetíveis à herbivoria. Além de terem sido os organismos

que tiveram maior riqueza e porcentagem de cobertura, as gramíneas limitam o estabelecimento de outras formas de vida. As gramíneas possuem resistência ao pastejo e, onde o gado pasteja regularmente, ocorre o domínio dessa forma de vida. As gramíneas coevoluíram com animais pastadores, resultando em adaptações na posição basal dos meristemas, reposição de folhas, reprodução, crescimento e reserva energética subterrânea (Coughenour 1985).

Pteridófitas foram exclusivas das áreas de pastejo baixo. Lenhosas, herbáceas, briófitas ocorreram em maior porcentagem nas áreas de pastejo baixo, médio e com menos expressividade na área de pastejo alto. Todas essas formas de vida relacionaram-se com solo exposto. As áreas de borda de fragmentos florestais podem propiciar a colonização do estrato herbáceo com diferentes formas de vida (Fontoura et al. 2006). Além disso, plantas lenhosas tem dificuldade de se estabelecer em áreas de campo (Fontoura et al. 2006, Sampaio & Guarino 2007). A expressividade dessas formas de vida é maior nas áreas de menor intensidade de pastejo, indicando que a influência do gado é determinante para o estabelecimento e crescimento dessas plantas.

Conservar áreas que possuem remanescentes florestais é importante para a manutenção dessa fitofisionomia, já que a influência antrópica é preponderante para a comunidade. A realização de um rodízio entre as áreas com intuito de preservação do banco de sementes, dando condições ao estabelecimento de diversas formas de vida é essencial nessas áreas, bem como a baixa intensidade de pastejo de modo a evitar o predomínio de gramíneas.

Considerações finais

O impacto da presença de gado sobre o estrato herbáceo num mosaico de paisagens culturais na Fazenda Reunidas em Bom Retiro, SC, varia em função da intensidade de pastejo. Nas áreas com menor intensidade, é possível verificar a ocorrência de plantas lenhosas, herbáceas, briófitas e pteridófitas. Já para locais com intensidade de pastejo alto, a dominância é baseada em gramíneas, com pouca prevalência das outras formas de vida, por serem suscetíveis a herbivoria. A maior riqueza de morfotipos neste estudo foi observada na área de intensa utilização do gado, resultado da capacidade adaptativa

das gramíneas. O gado altera as condições físicas do solo, seja diretamente com pisoteio ou pela compactação do solo. Indiretamente, não possibilitando crescimento e estabelecimento de diferentes formas de vida. O não estabelecimento de plantas lenhosas pode estar associado ao estabelecimento da forma de vida das gramíneas. Recomenda-se um estudo com foco no estabelecimento de plântulas para avaliar esses efeitos a longo prazo, especialmente em áreas com baixa intensidade de pastejo.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à Fazenda Reunidas, por disponibilizar a estrutura necessária para a realização deste estudo. Ao professor Pedro Fiaschi pelo auxílio na identificação das plantas e Eduardo L. Hettwer Giehl nas análises estatísticas.

Bibliografia

- Assis, A.L., Hanazaki, N., Reis, M.S., Mattos, A., & Peroni, N. (2010) Espécie-chave cultural: indicadores e aplicabilidade em etnoecologia. *Etnoecologia em perspectiva: natureza, cultura e conservação*, NUPEEA, Recife, PE, Brazil, 145-153.
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., & Ellison, A.M. (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, **84**, 45-67.
- Citadini-Zanette, V., Pereira, J.L., Jarenkow, J.A., Klein, A.S., & Santos, R. (2011) Estrutura da sinúsia herbácea em Floresta Ombrófila Mista no Parque Nacional de Aparados da Serra, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, **9**, 56-63.
- Coughenour, M.B. (1985) Graminoid Responses to Grazing by Large Herbivores: Adaptations, Exaptations, and Interacting Processes. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, **72**, 852-863.
- Firn, J., House, A.P.N., & Buckley, Y.M. (2010) Alternative states models provide an effective framework for invasive species control and restoration of native communities. *Journal of Applied Ecology*, **47**, 96-105.

- Fontoura, S.B., Ganade, G., & Larocca, J. (2006) Changes in plant community diversity and composition across an edge between Araucaria forest and pasture in South Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, **29**, 79–91.
- George, L.O. & Bazzaz, F.A. (1999) The Fern Understory As an Ecological Filter: Emergence and Establishment of Canopy-Tree Seedlings. *Ecology*, **80**, 833–845.
- Gilliam, F.S. (2007) The Ecological Significance of the Herbaceous Layer in Temperate Forest Ecosystems. *BioScience*, **57**, 845.
- Hanisch, A.L.; Marques, A.C.; Bona, L.C. (2009) Resposta de pastagens nativas à adubação com insumos agroecológicos em áreas de caíva no Planalto Norte Catarinense. *Revista de Estudos do Vale Iguaçu*, **14**, 139–148.
- Hanisch, A.L., Vogt, G.A., Marques, A.D.C., Bona, L.C., & Bosse, D.D. (2010) Estrutura e composição florística de cinco áreas de caíva no planalto norte de Santa Catarina. *Pesquisa Florestal Brasileira*, **30**, 303–310.
- Hegland, S.J., van Leeuwen, M., Oostermeijer, J.G.B. (2001) Population structure of *Salvia pratensis* in relation to vegetation and management of Dutch dry floodplain grasslands. *Journal of Applied Ecology*, **38**, 1277–1289.
- Hsieh, T., Ma, K., & Chao, A. (2015) Interpolation and extrapolation for species diversity. R package, version 2.0.12. Disponível em: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download/>.
- IBGE. (2012) *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- Kolasa, J. (2014) Ecological boundaries: A derivative of ecological entities. *Web Ecology*, **14**, 27–37.
- Lingner, D.V., Oliveira, M.M., Rosot, N.C., & Dlugosz, L.F. (2007) Caracterização da estrutura e da dinâmica de um remanescente de Floresta com Araucária no Planalto Catarinense. *Pesquisa Florestal Brasileira*, **55**, 55–66.

- Mattos, A.G. (2011) *Caracterização das práticas de manejo e das populações de erva-mate (Ilex paraguariensis St. Hil.) nativa em exploração no planalto norte catarinense*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina.
- McKey, D., Rostain, S., Iriarte, J., Glaser, B., Birk, J.J., Holst, I., & Renard, D. (2010) Pre-Columbian agricultural landscapes, ecosystem engineers, and self-organized patchiness in Amazonia. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **107**, 7823–7828.
- Meira-Neto, J.A.A. & Martins, F.R. (2003) Estrutura do sub-bosque herbáceo-arbustivo da mata da silvicultura, uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa, MG. *Revista Árvore*, **27**, 459- 471.
- Mello, A.J.M. & Peroni, N. (2015) Cultural landscapes of the Araucaria Forests in the northern plateau of Santa Catarina, Brazil. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, **11**, 51.
- Miller, C. & Wells, A. (2003) Cattle grazing and the regeneration of totara (*Podocarpus totara* var. *waihoensis*) on river terraces, south Westland, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, **27**, 37–44.
- R Core Team. (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- Sampaio, M.B. & Guarino, E.S.G. (2007) Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de floresta ombrófila mista. *Revista Árvore*, **31**, 1035–1046.
- Silva, A.C., Higuchi, P., Aguiar, M.D., Negrini, M., Neto, J.F., & Hess, A.F. (2012) Relações florísticas e fitossociologia de uma floresta ombrófila mista montana secundária em lages, Santa Catarina. *Ciencia Florestal*, **22**, 193–206.
- Wilson, H.D. (1994) Regeneration of Native Forest on Hinewai Reserve, Banks Peninsula. *New Zealand Journal of Botany*, **32**, 373–383.

Efeito de inundações sobre a resistência e área foliar da vegetação ribeirinha em Floresta Ombrófila Mista

Hensen, M.C.; Pellegrini, Y.; Machado, L.P.; Pupo, M.M.; Freitas, R.F.; Giehl, E.L.H.

Introdução

Muitos estudos em ecologia de comunidades apresentam uma abordagem centrada na identidade das espécies, relacionando a riqueza e abundância das espécies com condições ambientais às quais as comunidades estão submetidas. Assim, muitos modelos de comunidades são construídos a partir de modelos de dinâmica populacional aplicados a interações entre pares de espécies (McGill et al. 2006, Schleuter et al. 2010). Porém, podemos ter comunidades muito similares quanto à riqueza de espécies, mas muito diferentes em relação aos seus atributos funcionais. Em virtude das dificuldades em obter regras gerais para as comunidades, em grande parte devido a singularidades das espécies, abordagens funcionais vêm recebendo maior atenção (McGill et al. 2006).

Um distúrbio pode ser considerado como um evento que causa perda de biomassa de organismos (Grime 1979). Os distúrbios podem não só alterar a riqueza total de espécies num local, como também provocar mudanças na ocupação do espaço funcional por remoção de espécies com características inadequadas para o ambiente alterado, mas permitindo a colonização por espécies mais bem adaptadas (Mouillot et al. 2013). Nas interfaces entre ecossistemas terrestres e de água doce, as inundações representam um distúrbio natural que cria heterogeneidade dentro das zonas ripárias. Vários cenários podem ser esperados para uma comunidade vegetal como resultado das inundações: reprodução por regeneração endógena, exógena ou substituição por uma nova comunidade de plantas (Naiman & Decamps 1997).

Dependendo da sua duração, frequência ou intensidade, as inundações podem ter um grande impacto nos padrões de riqueza de espécies, na diversidade e na distribuição da vegetação. Na escala local, inundações frequentes ou persistentes reduzem a diversidade, mas em escala maior, esses eventos permitem alta diversidade porque geram

heterogeneidade na paisagem (Ferreira & Stohlgren 1999). Fatores como a intensidade da inundação, a topografia, a cobertura da margem do rio e a eleva o, faz também que a riqueza mude ao longo do gradiente longitudinal (Lite et al. 2005). Inunda es representam também um distúrbio mecânico para a vegeta o porque provoca erosão do substrato e abrasão.

Em geral, comunidades ripárias apresentam plantas especializadas e adaptadas a distúrbios, determinando em grande parte a riqueza dessas comunidades. Já a diversidade e a composi o funcional também podem ser determinadas pelas inunda es (Giehl & Jarenkow 2015). Por exemplo, a flexibilidade dos ramos em plantas lenhosas confere resistência frente a níveis potencialmente altos de estresse durante inunda es (Naiman & Decamps 1997). Nesse sentido, organismos expostos a inunda es possivelmente apresentam atributos funcionais que propiciem resistência   perda de biomassa. No entanto, até o momento, não há nenhum estudo que avalie a influência de inunda es em comunidades vegetais utilizando atributos funcionais de resistência foliar. Como as folhas são unidades importantes dos organismos vegetais, espera-se que a resistência   danifica o ou perda de folhas sejam atributos vantajosos a plantas da vegeta o ribeirinha.

Com o objetivo de verificar se a vegeta o ribeirinha apresenta atributos funcionais influenciados por um gradiente de inunda o, medimos diferentes atributos relacionados   resistência física das folhas de plantas lenhosas. Nossa hipótese central   que os organismos mais próximos ao curso da água e, portanto, mais suscetíveis a inunda es, apresentam maior resistência física   ruptura e abscisão foliar do que aqueles mais distantes e mais elevados em rela o   margem do rio.

Material e métodos

 rea de Estudo

Este estudo foi desenvolvido nas margens de um riacho da bacia hidrográfica do rio Campo Novo do Sul, afluente do Rio Canoas (próximo às coordenadas 27 53'44,1"S e 49 26'11,6"W), na fazenda Reunidas Campos Novos, Bom Retiro, Santa Catarina.

Coleta de dados

Foram estabelecidas 12 parcelas de 1 × 1 m nas margens do rio João Paulo. As parcelas foram estabelecidas a diferentes distâncias e elevações da margem do rio. Em cada parcela foram identificadas todas as plântulas e arbustos lenhosos maiores que 30 cm de altura e com menos de 15 cm de perímetro à altura do peito. Foram tomadas medidas de altura e diâmetro à altura do solo e coletadas amostras de 30 cm de ramos por indivíduo para posterior análise da resistência foliar e resistência à abscisão foliar.

A resistência foi medida usando um "rupturômetro", um sistema que prendia a folha ou galho em sua parte superior a uma altura de 20 cm da mesa e, do lado inferior, preso à folha. Na parte inferior foi atrelado um recipiente no qual se adicionava moedas, uma a uma (Figura 2. 1). O número de moedas que provocava a ruptura da folha e da abscisão foliar foi contabilizado e convertido em peso (g), funcionando como indicativo de resistência. O peso do pote e clipe utilizado na parte inferior do rupturômetro foi de 16 g e foi adicionada em cada medida. A resistência à abscisão foliar consistiu no peso necessário para remover a folha do ramo, e a resistência à ruptura foliar consistiu no peso necessário para romper a folha lateralmente. Cada uma dessas medidas foi realizada em 3 folhas por planta.

Para cada folha utilizada na medida de resistência à ruptura foliar também foram medidas seu comprimento (C) e largura (L). Com base nessas medidas foi estimada a área foliar (A) das plântulas através da fórmula: $A=C*L/4*\pi$. Para as plântulas com folhas compostas, estimou-se a área do folíolo e área total foi calculada multiplicando-se esta área pelo número médio de folíolos.



Figura 2.1. Rupturômetro usado para a medida da resistência e abscisão foliar.

Análises estatísticas

Foram realizadas análises de regressão simples exploratórias entre os atributos funcionais avaliados (resistência à abscisão foliar, resistência à ruptura da folha e área da folha) e a riqueza de espécies. Posteriormente, foram avaliadas as relações entre elevação relativa e distância do rio com a riqueza de espécies e os atributos funcionais por meio de regressões múltiplas. As análises foram realizadas no programa R-Studio versão 3.2.4 (R Core Team 2016).

Resultados

Foram coletadas 48 plântulas e arbustos de 21 espécies diferentes nas 12 parcelas. A espécie mais abundante foi *Justicia cf. floribunda* (Tabela 2. 1). A riqueza variou nas parcelas entre uma e quatro espécies, e o número de indivíduos amostrados, entre um e

sete. Os valores médios (\pm desvio-padrão) de ruptura foliar nas parcelas foram de 506,65 g ($\pm 91,35$), 217,75 g ($\pm 5,42$) para abscisão foliar, e 10,03 cm² ($\pm 5,66$) para área foliar.

Tabela 2. 1. Riqueza taxonômica, abundância e valores médios de peso para ruptura e abscisão foliar (g) e área foliar (cm²) das plântulas e arbustos de uma floresta ribeirinha na Serra Catarinense. N: número de indivíduos amostrados; AF: área foliar média da espécie.

Espécie	Família	N	Rup-tura	Absci-são	AF
<i>Allophylus edulis</i>	Sapindaceae	4	206,8	130,0	5,52
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	Myrtaceae	4	479,2	180,4	5,32
<i>Casearia decandra</i>	Salicaceae	2	246,4	131,2	5,58
<i>Citronella gongonha</i>	Cardiopteridaceae	1	943,0	563,2	22,66
<i>Dasyphyllum spinescens</i>	Asteraceae	1	510,4	294,4	11,23
<i>Escallonia bifida</i>	Escalloniaceae	1	385,6	208,0	10,05
<i>Eugenia sp.</i>	Myrtaceae	5	596,3	257,9	7,33
<i>Justicia cf. floribunda</i>	Achantaceae	6	372,0	108,8	3,41
<i>Myconia sp.</i>	Melastomataceae	1	457,6	712,0	34,27
<i>Myrcia cf. palustris</i>	Myrtaceae	3	827,2	193,6	7,97
<i>Myrcia sp.</i>	Myrtaceae	1	870,4	212,8	13,99
<i>Myrciaria sp.</i>	Myrtaceae	1	246,4	54,4	0,99
<i>Myrrhimum atropurpureum</i>	Myrtaceae	4	560,8	350,8	5,04
<i>Myrsine lorentziana</i>	Primulaceae	1	318,4	20,8	7,35
<i>Pavonia sp.</i>	Malvaceae	2	880,0	861,4	42,39
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Anacardiaceae	1	294,4	328,0	4,02
<i>Sebastiania commersoniana</i>	Euphorbiaceae	1	630,4	236,8	8,85
<i>Solanum cf. ramulosum</i>	Solanaceae	3	248,0	107,2	22,54
<i>Styrax leprosus</i>	Styracaceae	3	596,8	180,8	7,24
<i>Triumpheta</i>	Malvaceae	2	416,8	78,4	21,59
<i>Xylosma ciliatifolia</i>	Salicaceae	2	440,8	186,4	16,13

Atributos funcionais

Em relação aos atributos funcionais das plântulas, somente a relação entre abscisão foliar e a área foliar foi significativa ($P = 0,03$; $R^2 = 0,40$). Já as relações entre ruptura e abscisão foliar ($P = 0,21$; $R^2 = 0,15$) e ruptura e área foliar ($P = 0,08$; $R^2 = 0,26$) não foram significativas (Figura 2. 2).

Riqueza

A relação entre a riqueza com ruptura foliar ($P = 0,16$; $R^2 = 0,18$) não foi significativa (Figura 2. 3), nem a relação entre riqueza e abscisão foliar ($P = 0,88$; $R^2 = 0,01$), e entre riqueza e área foliar ($P = 0,66$; $R^2 = 0,02$).

Elevação

Não houve associação da elevação com abscisão foliar ($P = 0,70$; $R^2 = 0,02$), ruptura foliar ($p = 0,25$; $R^2 = 0,13$), riqueza ($p = 0,15$; $R^2 = 0,24$) ou área foliar ($p = 0,80$; $R^2 = 0,10$; Figura 2. 4).

Distância

A relação entre distância e riqueza de espécies não foi significativa ($P = 0,51$; $R^2 = 0,05$), bem como a relação da distância com ruptura foliar ($P = 0,75$; $R^2 = 0,02$), abscisão foliar ($P = 0,66$; $R^2 = 0,02$) ou área foliar ($P = 0,17$; $R^2 = 0,17$; Figura 2. 5).

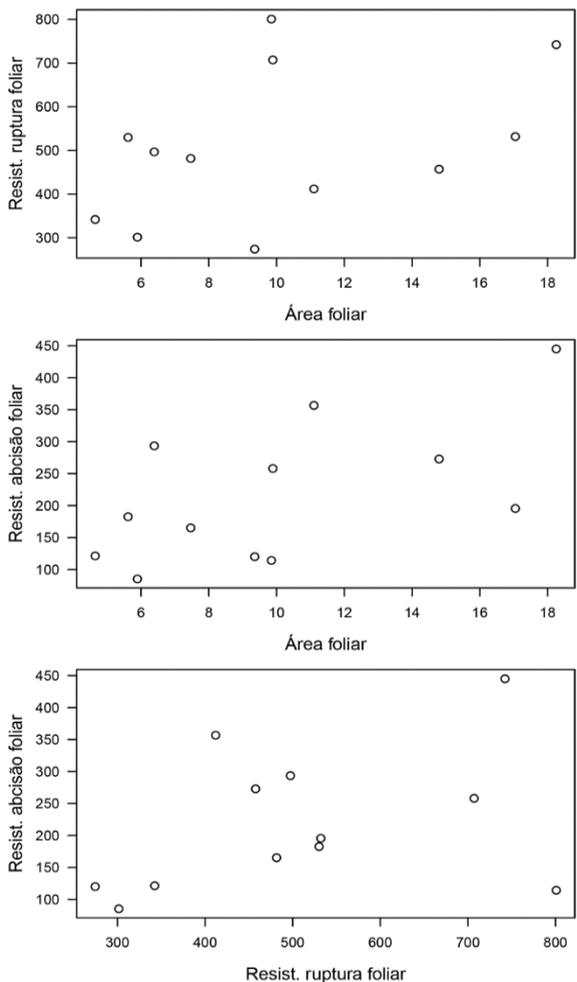


Figura 2. 2. Correlação entre os atributos funcionais das plântulas lenhosas de uma floresta ribeirinha na Serra Catarinense. Somente a relação entre abscisão foliar e a área foliar foi significativa ($P = 0,03$; $R^2 = 0,40$).

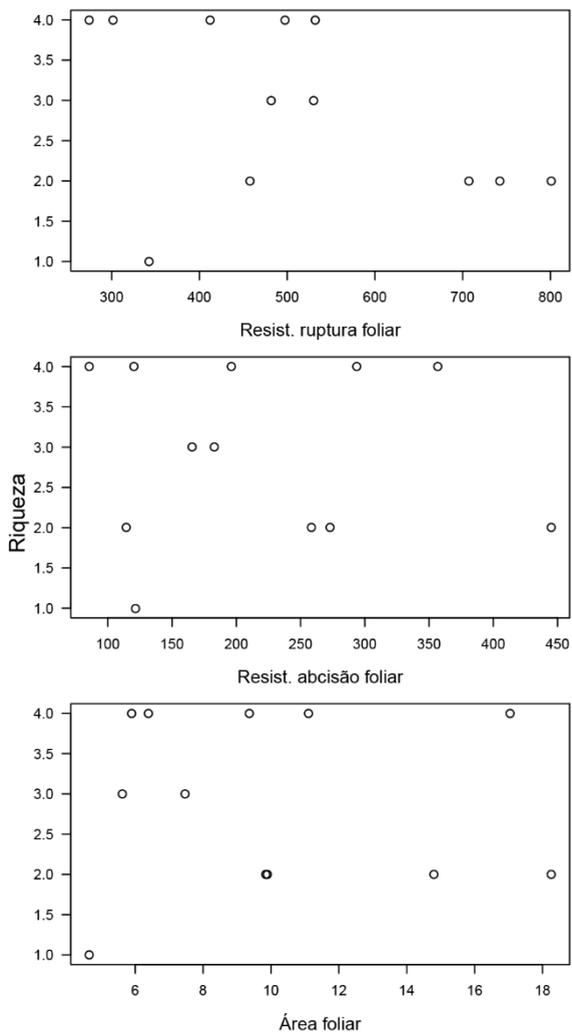


Figura 2. 3. Regressão entre riqueza com a ruptura, abscisão foliar e área foliar das plântulas de uma floresta ribeirinha na Serra Catarinense. Nenhuma relação foi significativa

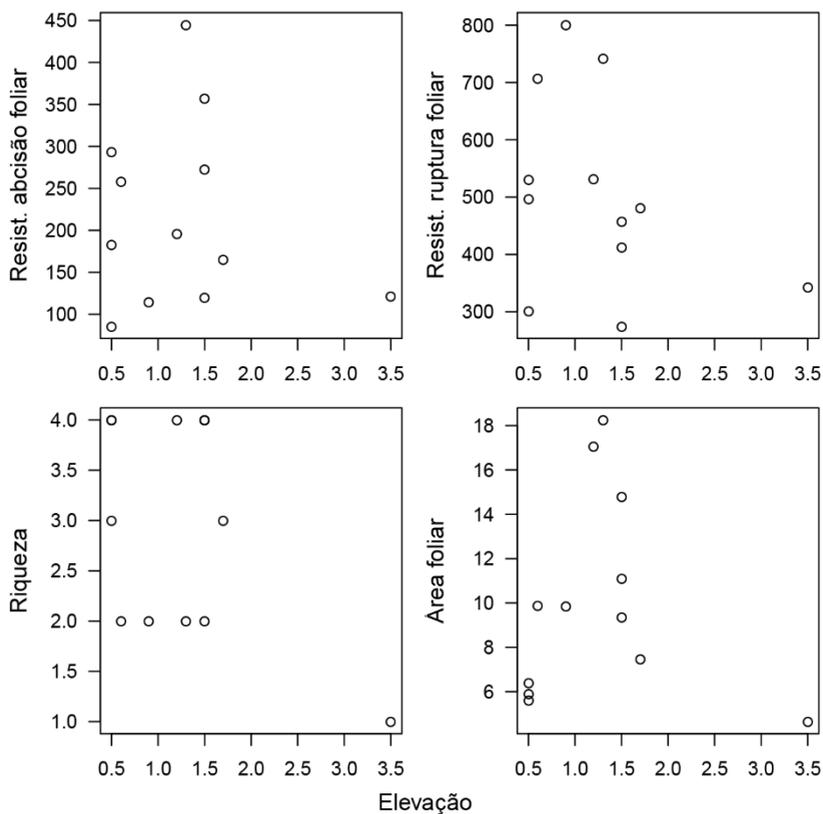


Figura 2. 4. Regressão entre elevação e abscisão foliar, ruptura, riqueza e área foliar das plântulas de uma floresta ribeirinha na Serra Catarinense. Nenhuma relação foi significativa.

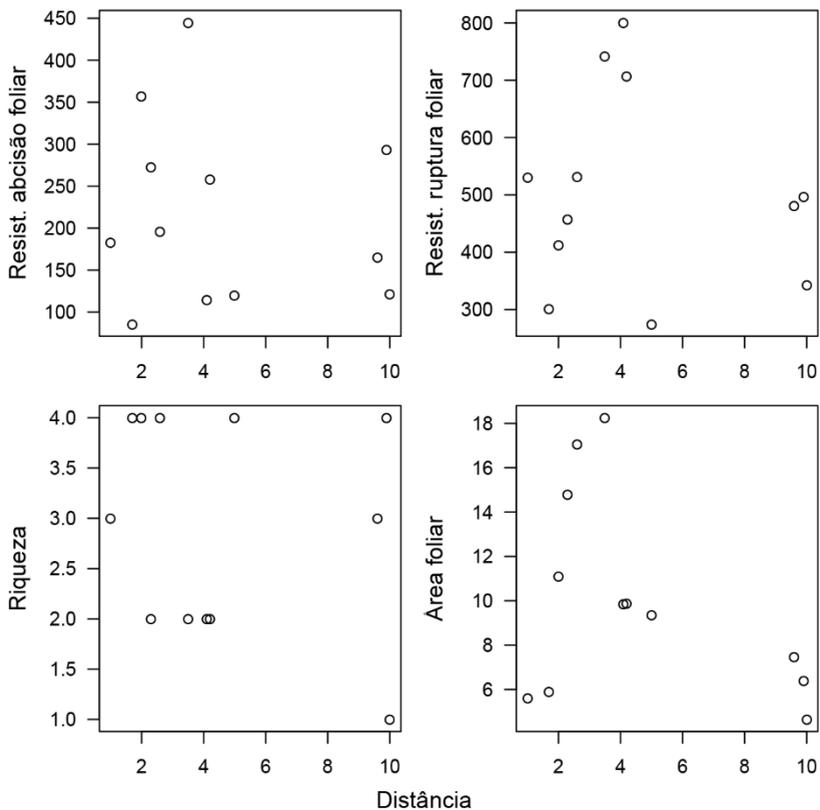


Figura 2. 5. Regressões entre distância e riqueza, abscisão foliar, ruptura, e área foliar das plântulas de uma floresta ribeirinha na Serra Catarinense. Nenhuma relação foi significativa.

Discussão

Não houve relação do gradiente de inundação com a riqueza de espécies e nem com os atributos funcionais avaliados. Embora relações da frequência de inundações com a riqueza de espécies (Budke et al. 2007, 2008, Giehl & Jarenkow 2008) e com atributos funcionais (Naiman et al. 1998, Giehl & Jarenkow 2015), já tenham sido encontradas anteriormente, fatores metodológicos e a interação com outros gradientes podem ter influenciado a ausência de relação entre as variáveis aqui estudadas. Esses fatores serão avaliados a seguir.

Três fatores metodológicos foram considerados importantes no entendimento dos resultados encontrados. Primeiro, o curto gradiente avaliado, já que as distâncias do rio e a elevação relativa consideradas na amostragem não foram suficientes para observar diferenças. Segundo, a homogeneidade da vegetação ribeirinha na extensão do gradiente avaliado e o baixo número de plântulas amostradas. Enquanto os primeiros fatores estão relacionados com o pouco tempo disponível para delinear uma amostragem adequada e eficiente, o baixo número de plântulas pode estar relacionado com a presença de gado na maior parte da área amostrada.

Já em relação a outros gradientes que podem interagir com respostas a inundações, os atributos foliares podem responder à luminosidade, umidade, nutrientes e herbivoria. A área foliar, por exemplo, diminui em habitats pobres em nutrientes, secos e ensolarados para evitar a perda de água (Givnish 1988). Por outro lado, diferenças na área foliar podem estar correlacionadas com atributos de resistência foliar. Neste estudo, encontramos que a área foliar está relacionada com a resistência à abscisão foliar, mas não com a resistência à ruptura foliar. Este resultado pode ser um indicativo que as plântulas que apresentam uma maior área foliar seriam mais resistentes à perda de biomassa, mas não necessariamente em função da suscetibilidade a inundações. Isso indica que outros atributos funcionais ou variáveis ambientais, como a luminosidade e/ou espessura da folha (como encontrado por Fontoura et al. 2015), precisariam ser controlados para entender a relação dos atributos foliares com o gradiente de inundação. Além disso, a herbivoria também pode causar uma pressão seletiva sobre as espécies e levar a modificações da área foliar (Alves & Giehl 2014) e na resistência das

folhas (Machado et al. 2016, neste volume, página 2717). Na área estudada, tanto insetos, quanto o gado podem promover diferenças na intensidade da herbivoria e desencadear respostas estruturais de defesa nas plantas. Porém, esses fatores não foram considerados em conjunto com o gradiente de inundação, de forma que a interação entre os mesmos não pode ser aqui avaliada. Desta forma, concluímos que na extensão do gradiente de inundação avaliado, não houve variação na riqueza de espécies e nos atributos funcionais de resistência foliar, contrariando nossa hipótese inicial.

Agradecimentos

Os autores agradecem aos professores e colegas que contribuíram com críticas e sugestões. Agradecemos em especial principalmente à RPPN Grande Floresta das Araucárias (GFA), na Serra Catarinense pela infraestrutura oferecida para a realização deste trabalho.

Bibliografia

- Alves, V. & Giehl, E.L.H. (2014) Pode haver convergência filogenética em resposta à herbivoria? Um estudo em árvores de restinga. In L. Faroni-Perez, D.M. Brentano, B. Segal, & M.I.M. Hernández (Eds.), *Ecologia de campo: Do Ambiente à Comunidade*. PPG Ecologia UFSC, Florianópolis.
- Budke, J.C., Jarenkow, J.A., & Oliveira-Filho, A.T. (2007) Relationships between tree component structure, topography and soils of a riverside forest, Rio Botucarai, Southern Brazil. *Plant ecology*, **189**, 187–200.
- Budke, J.C., Jarenkow, J.A., & de Oliveira-Filho, A.T. (2008) Tree community features of two stands of riverine forest under different flooding regimes in Southern Brazil. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, **203**, 162–174.
- Ferreira, L.V. & Stohlgren, T.J. (1999) Effects of river level fluctuation on plant species richness, diversity, and distribution in a floodplain forest in Central Amazonia. *Oecologia*, **120**, 582–587.

- Fontoura, L., Maes, M., Sühs, R.B., Beras, T.T., Teixeira, T.R., & Giehl, E.L.H. (2015) Diversidade funcional e variação fenotípica em duas espécies de árvores em diferentes condições ambientais. In T.R. Teixeira, M. Agrelo, B. Segal, N. Hanazaki, E.L.H. Giehl (Eds.), *Ecologia de Campo: do Mar às Montanhas*. PPG Ecologia UFSC, Florianópolis.
- Giehl, E.L.H. & Jarenkow, J.A. (2008) Gradiente estrutural no componente arbóreo e relação com inundações em uma floresta ribeirinha, rio Uruguai, sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, **22**, 741–753.
- Giehl, E.L.H. & Jarenkow, J.A. (2015) Disturbance and stress gradients result in distinct taxonomic, functional and phylogenetic diversity patterns in a subtropical riparian tree community. *Journal of Vegetation Science*, **26**, 889–901.
- Givnish, T.J. (1988) Adaptation to sun and shade: a whole-plant perspective. *Functional Plant Biology*, **15**, 63–92.
- Grime, J.P. (1979) *Plant Strategies and Vegetation Processes*. John Willey & Sons, Toronto.
- Lite, S.J., Bagstad, K.J., & Stromberg, J.C. (2005) Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA. *Journal of Arid Environments*, **63**, 785–813.
- McGill, B.J., Enquist, B.J., Weiher, E., & Westoby, M. (2006) Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & evolution*, **21**, 178–185.
- Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villéger, S., Mason, N.W.H., & Bellwood, D.R. (2013) A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, **28**, 167–177.
- Naiman, J. R. & Decamps, H. (1997) The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual review of Ecology and Systematics*, **28**, 621–658.
- Naiman, R.J., Fetherston, K.L., McKay, S.J., & Chen, J. (1998) Riparian forests. *River ecology and management: lessons from the Pacific Coastal Ecoregion* Springer-Verlag,

R Core Team. (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.

Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., & Argillier, C. (2010) A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*, **80**, 469–484.

Efeito do manejo na regeneração de *Araucaria angustifolia* após retirada de *Pinus sp.* em área de Floresta Ombrófila Mista

Pupo, M. M.; Pellegrini, Y.; Machado, L.P.; Hensen, M.C.; Freitas, R.F.; Fiaschi, P.; Hanazaki, N.

Introdução

A Floresta Ombrófila Mista, também conhecida como Floresta com Araucária, é uma formação florestal integrante do Bioma Mata Atlântica (Brasil 2006), resultante da combinação de floras tropicais e temperadas (Fontoura et al. 2006). Esta formação ocorre tanto em florestas contínuas quanto em mosaicos com campos naturais, especialmente em altitudes acima de 500 metros nos planaltos do sul do Brasil (Rambo 1956), onde constitui o tipo de floresta predominante na região (Duarte & Dillenburg 2000).

A *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae), popularmente conhecida como araucária, imprime o aspecto fitofisionômico característico dessa formação por seu porte e copa corimbiforme. Consiste em uma árvore de tronco único retilíneo que alcança de 25 a 50 metros de altura (Klein 1960) e ocorre em latitudes de 18° a 30° no sul e sudeste do Brasil e em áreas adjacentes do Paraguai e Argentina (Klein 1960, Backes 1999). Na Floresta Ombrófila Mista a araucária representa aproximadamente 40% dos indivíduos lenhosos (Koch & Corrêa 2010).

Segundo Reitz e Klein (1966) a araucária é uma espécie pioneira e heliófila na fase adulta, que se estende sobre os campos, formando novos capoeirões, mas sendo beneficiada por leve sombreamento na fase de germinação e crescimento até o período juvenil. As diferentes comunidades de araucária são antes fases sucessionais do que comunidades maduras e integradas (Klein 1960), que com o passar dos estágios sucessionais é paulatinamente substituída por espécies ciófilas mais exigentes da floresta pluvial (Rizzini 1997). Formam-se então as florestas mistas, com a araucária na qualidade de árvores emergentes, com baixa taxa de regeneração natural no interior

sombreado e pouco perturbado (Klein 1960), mantendo-se acantonada nas formações campestres acima da mata (Rizzini 1997).

A Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil encontra-se, no presente, praticamente no limiar do seu desaparecimento, devido ao extrativismo da madeira até a década de 1960 e posterior utilização da terra para agricultura, pastoreio e silvicultura em larga escala de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. (Sonego et al. 2007). A destruição de habitat ascendeu a posição da araucária de “vulnerável” para “em perigo crítico de extinção” desde 2006 na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (Thomas 2013).

As árvores jovens de araucária começam a produzir sementes (pinhões) entre 12 e 15 anos de idade agrupadas em pinhas, que iniciam a maturação dois anos após a polinização (Thomas 2013). As sementes da araucária têm germinação rápida e curta longevidade natural, com perda total de viabilidade até um ano após a coleta (Aquila & Ferreira 1984).

O objetivo do presente estudo foi avaliar o efeito de uma prática de manejo na regeneração de *Araucaria angustifolia* na Floresta Ombrófila Mista após a retirada de *Pinus* sp. Este manejo, que ocorreu nos últimos três anos, teve como objetivo facilitar a regeneração natural da araucária, através de roçada para a retirada de indivíduos lenhosos de outras espécies arbustivas e arbóreas entre as plântulas emergentes e plantio através do lançamento de sementes. É esperado um maior recrutamento de indivíduos de araucária nas áreas onde ocorreu manejo do que nas áreas sem manejo. Ainda, espera-se encontrar uma maior densidade de plântulas na área manejada e uma maior variação das alturas das plântulas na área não manejada, pela ausência de eventos de plantio.

Material e métodos

Área de Estudo

Foram escolhidas duas áreas originalmente ocupadas por Floresta Ombrófila Mista, situadas a uma altitude aproximada de 1000 m. Em ambas as áreas houve plantio de *Pinus* sp. As duas áreas estão em regeneração após a retirada do *Pinus* sp. entre os anos 2012 e 2013 (Figura 3. 1). A área A foi considerada área com manejo, pois ali houve roçada e

plântio de sementes de araucária, concentrada próxima aos caminhos, nos últimos três anos. A área B foi considerada como área sem manejo (regeneração natural de araucária). A área sem manejo está mais próxima da borda da floresta e, portanto, da fonte de propágulos, do que a área com manejo.



Figura 3. 1. Fotografia das áreas de estudo em 2014, com manejo (A) e sem manejo (B) com as cinco parcelas de amostragem em cada área. As linhas brancas indicam as parcelas amostradas.

Coleta de dados

Em cada área foram feitas cinco parcelas de 4 x 50 m, alinhadas na direção sudeste-noroeste, afastadas entre si por uma distância lateral de 10 m. Em cada parcela foi anotada a quantidade de tocos de *Pinus* sp. (indivíduos que foram retirados) e o diâmetro da base de cada toco. Também foram contabilizados todos os indivíduos de araucária, cujas alturas foram mensuradas ou estimadas. Para este estudo os indivíduos menores de 1,50 m foram considerados como plântulas. Para os indivíduos acima de 1,50 m foi tomado também o DAP (diâmetro a 1,3 m do solo).

Análises estatísticas

Para a descrição da estrutura populacional da araucária foi elaborado um histograma de classes de tamanho de indivíduos de araucária para cada área. Foram realizadas análises de regressão para avaliar as relações entre o número total de indivíduos de araucária e o número de indivíduos de pinus, e o número total de plântulas de araucária e o número total de indivíduos de pinus. Foi usado o software estatístico R para a realização de todas as análises (R Core Team 2016). Também foi realizado um teste t unidirecional para verificar se existem diferenças entre as médias das alturas das plântulas de araucária entre as áreas e para comparar o diâmetro médio entre os tocos de pinus entre as áreas. Foi realizado um teste F (teste de variância) para comparar as variâncias das alturas das plântulas de araucária entre as áreas.

Resultados

Na estrutura populacional das duas áreas amostradas observamos uma alta frequência de plântulas de araucária (Figura 3. 2). A abundância das plântulas de araucária entre as áreas não diferiu significativamente ($P=0,18$, $t=-0,9$), bem como a altura de todos os indivíduos de araucária entre as áreas ($P=0,19$, $t=-0,9$) (Figura 3. 3).

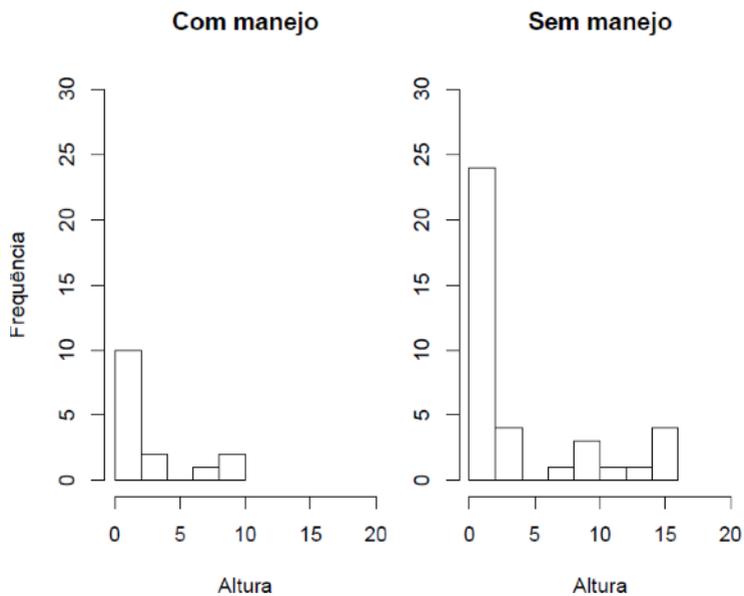


Figura 3. 2. Histograma de classes de tamanho de indivíduos de araucária das áreas com e sem manejo.

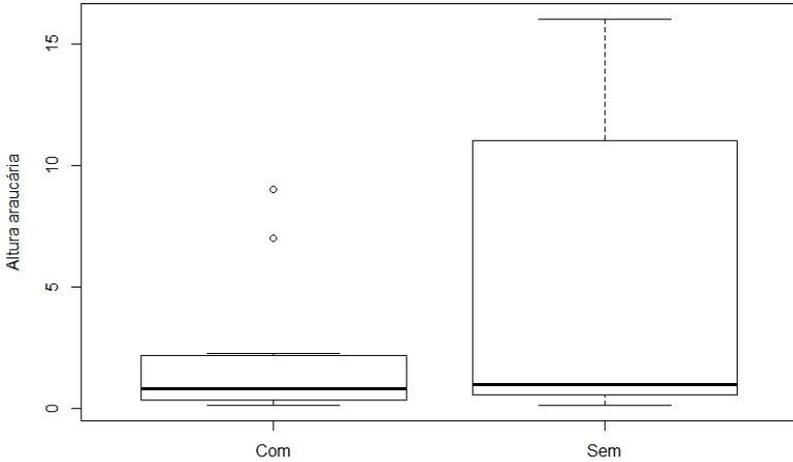


Figura 3. 3. Valores médios da altura das plantas de araucária das duas áreas (Com = área com manejo; Sem = área sem manejo).

Não houve diferença significativa no diâmetro médio dos tocos de pinus entre as áreas ($t= 1,11$, $P=0,13$). A regressão entre o número total de tocos de pinus e o número total de indivíduos de araucária não foi significativa ($P=0,30$; $r^2= 0,14$) e entre o número de tocos de pinus e o número de plântulas de araucária também não foi significativa ($P=0,40$; $R^2=0,10$).

O teste t não apresentou diferenças significativas ($t= -1,14$; $P=0,13$) entre a altura média das plântulas de araucária entre as áreas (Figura 3. 4), mas o teste de variância entre altura média das plântulas de araucária entre as áreas mostrou diferenças significativas ($P < 0,001$) entre a área sem manejo (d.p. = 3,7) e com manejo (d.p. = 0,7). Os resultados desse teste indicam que a área com manejo tinha plântulas com uma altura mais homogênea do que a sem manejo, o que era esperado. No teste t da altura de todos os indivíduos de araucária também não houve diferença significativa entre as áreas ($P= 0,19$, $t=-0,9$).

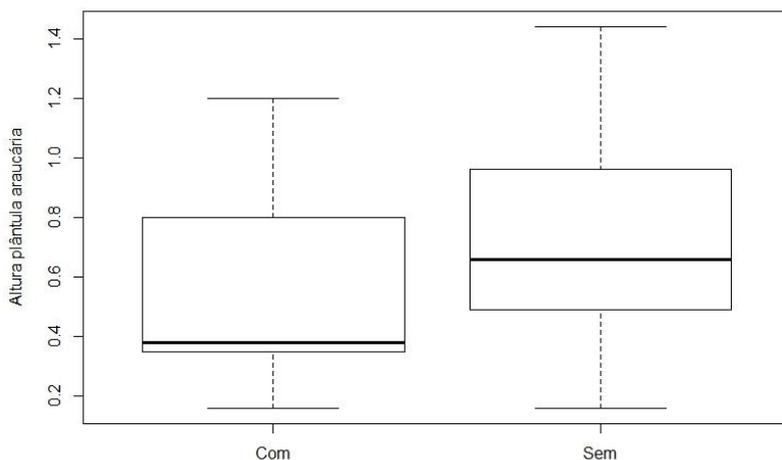


Figura 3. 4. Altura das plântulas de araucária das duas áreas. Com = área com manejo; Sem = área sem manejo.

Discussão

A ausência de diferença significativa no diâmetro basal dos tocos de pinus entre as áreas indica a mesma época de plantio, descartando possíveis diferenças na influência do pinus entre as áreas amostradas. Esse resultado foi reforçado com a não significância na relação do número total de indivíduos de araucária e também das plântulas de araucária com o número de tocos de pinus.

As duas áreas amostradas apresentaram estruturas populacionais com abundância de plântulas de araucária, o que indica a regeneração desta espécie nos locais. Na área com manejo essa abundância pode ter sido influenciada pelo plantio realizado nos últimos 3 anos, enquanto na área sem manejo pela proximidade de fonte de propágulos. A distância da fonte de propágulos entre as áreas não foi mensurada antes da coleta dos dados, pois foi observada posteriormente ao analisar a fotografia da área de estudo.

Vários são os fatores que podem influenciar a abundância de indivíduos na regeneração, entre eles: o recrutamento pode ser limitado devido à oferta de sementes (Crawley & Ross 1990), que pode estar relacionada com a variação anual natural da oferta de sementes da espécie (Mantovani et al. 2004); à predação de sementes; ou, ainda, ao ambiente inadequado para o desenvolvimento das plântulas (Clark & Clark 1987). Os testes não mostraram diferenças significativas entre abundância de plântulas de araucária entre as áreas. Este resultado sugere que o manejo pode ter um efeito deletério sobre o recrutamento e estabelecimento de plântulas, apesar do esforço do plantio, pois o manejo também inclui roçadas periódicas, que acidentalmente podem ter cortado plântulas de araucária. Outros fatores a serem considerados, que podem ter influência nestes resultados, são a maior proximidade de uma fonte de propágulos, como já mencionado, a falta de informação precisa sobre o local manejado, e a forma de plantio e densidade de sementes plantadas na área manejada.

Os valores médios das alturas das plântulas de araucária não apresentaram diferenças entre as áreas, mas as suas variâncias foram significativamente diferentes, sendo mais homogênea na área com manejo. Isso seria esperado em uma área onde ocorrem eventos de plantio, pois cada evento pode resultar em um aporte maior de recrutas quando comparado a um recrutamento contínuo da regeneração natural.

Conclusão

O manejo com plantio e roçada mostrou não ser uma boa estratégia para o incremento da regeneração de araucária após a retirada de pinus na área amostrada, quando comparado a uma área onde tais intervenções não ocorreram. No entanto, para estudos futuros sugere-se evitar amostragem em áreas com diferentes distâncias da área fonte de propágulos, para que não seja outra variável que possa influenciar os resultados. Sugere-se também a avaliação de áreas onde houve intervenção de manejo através do plantio de sementes, mas sem roçadas periódicas. Para aumentar o sucesso do plantio, recomenda-se que sejam plantadas mudas ao invés de sementes, pois o uso de sementes aumenta a chance de que sejam predadas por diversos organismos.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à Fazenda Reunidas Campos Novos (RPPN Grande Floresta das Araucárias) pela oportunidade e acolhimento.

Bibliografia

- Aquila, M.E.A. & Ferreira, A.G. (1984) Germinação de sementes escarificadas de *Araucaria angustifolia* em solo. *Ciência e Cultura*, **36**, 1583–1589.
- Backes, A. (1999) Condicionamento climático e distribuição geográfica de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no Brasil - II. *Pesquisas. Botanica*, 31–51.
- Brasil (2006) Lei n. 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Atos2004-2006/2006/Lei/L11428.htm. Acesso em: 15 jan. 2017.
- Clark, D.A. & Clark, D.B. (1987) Análisis de la regeneración de árboles del dosel en bosque muy húmedo tropical: aspectos teóricos y prácticos. - *Revista de Biología Tropical*, **35, Suppl1**, 41–54.
- Crawley, M.J. & Ross, G.J.S. (1990) The population dynamics of plants [and discussion]. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, **330**, 125–140.
- Duarte, L.D. & Dillenburg, L.R. (2000) Ecophysiological responses of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) seedlings to different irradiance levels. *Australian Journal of Botany*, **48**, 531–537.
- Fontoura, S.B., Ganade, G., & Larocca, J. (2006) Changes in plant community diversity and composition across an edge between *Araucaria* forest and pasture in South Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, **29**, 79–91.
- Klein, R.M. (1960) O aspecto dinâmico do Pinheiro Brasileiro. *Sellowia*, **12**, 17–44.

- Koch, Z. & Corrêa, M.C. (2010) *Araucária: A Floresta do Brasil Meridional*. Curitiba: Olhar brasileiro Editora.
- Mantovani, A., Morellato, L.P.C., & Reis, M.S. (2004) Fenologia reprodutiva e produção de sementes em *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. *Revista Brasileira de Botânica*, **27**, 787–796.
- R Core Team. (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- Rambo, S.J.B. (1956) *A Fisionomia do Rio Grande do Sul*. Unisinos Editora.
- Reitz, R. & Klein, R.M. (1966) *Araucariáceas. Flora Ilustrada Catarinense*. Herbario Barbosa Rodrigues.
- Rizzini, C.T. (1997) *Tratado de fitogeografia do Brasil. Aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos*. Âmbito Cultural Editora.
- Sonego, R.C., Backes, A., & Souza, A.F. (2007) Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil, utilizando estimadores não-paramétricos de riqueza e rarefação de amostras. *Acta Botânica Brasilica*, **21**, 943–955.
- Thomas, P. (2013) *Araucaria angustifolia*: The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T32975A2829141.en>.

Riqueza e distribuição vertical de epífitas vasculares sobre *Dicksonia sellowiana* Hook. (Dicksoniaceae)

Ludwinsky, R.H.; Schmidt, A.D.; Sylvéus, A.; Pinheiro-Silva, L.; Giehl, E.L.H.; Fiaschi, P.

Introdução

Dicksonia sellowiana Hook. (Dicksoniaceae), popularmente conhecida como xaxim, é uma samambaia (pteridófitas) arborescente que ocorre no sul do México, América Central e América do Sul, da Venezuela até a Colômbia, Bolívia, Paraguai, Uruguai, sudeste e sul do Brasil (Gasper et al. 2011). Apresenta como características cáudice arborescente, ereto, de aproximadamente 6 m de altura, envolvido por uma espessa bainha de raízes adventícias, ao longo de toda a sua extensão. Trata-se de uma espécie de grande importância ecológica, não apenas em termos da matéria orgânica que pode adicionar ao solo, mas também por abrigar muitas espécies de epífitas, algumas de ocorrência exclusiva (Fraga et al. 2008).

O xaxim apresenta microhabitats distintos para diferentes plantas epífíticas (Fraga et al. 2008). Assim, diferentes condições abióticas ao longo do cáudice, como disponibilidade de luz e umidade, são fatores que podem influenciar a ocupação vertical por epífitas no xaxim (Fontoura 2001). No entanto, o estudo das pteridófitas muitas vezes se resume à florística e à taxonomia, sendo pouco expressivo o conhecimento ecológico deste grupo (Gasper et al. 2011).

Com a escassez de dados sobre o comportamento de suas populações, o xaxim foi incluído na lista de espécies da flora brasileira ameaçada de extinção e no apêndice II da Convenção Internacional das Espécies da Flora e da Fauna Selvagens em Perigo de Extinção – CITES (Schmitt et al. 2009). Em decorrência da exploração extrativista do xaxim, o desaparecimento de plantas adultas compromete a preservação da espécie em si e, principalmente, das epífitas exclusivas (Fernandes 2000, Fraga et al. 2008).

O trabalho desenvolvido teve como objetivo identificar a riqueza de epífitas vasculares presentes em indivíduos de xaxim (*D. sellowiana*), avaliando a ocupação de diferentes microhabitats em função da estratificação vertical (estratos alto, médio e baixo) e a face (iluminada ou sombreada) ao longo dos cáudices. Visamos responder as seguintes perguntas: existe diferença na riqueza de epífitas entre as faces amostradas (iluminada e sombreada)? Existe diferença na riqueza de epífitas entre os três estratos amostrados (alto, médio e baixo)? Nossas hipóteses foram: (1) quanto maior a inclinação do caule de *D. sellowiana*, maior a riqueza de epífitas na face iluminada, devido à maior disponibilidade de luz; e (2) haverá maior riqueza de epífitas no estrato baixo, devido à maior incidência de luz, e tempo disponível para colonização.

Material e métodos

Área de Estudo

Os dados foram coletados na Fazenda Reunidas Campo Novo, sede da RPPN Grande Floresta das Araucárias, Bom Retiro – SC. A amostragem foi realizada em uma área de encosta, voltada em maior parte para o sul.

Coleta de dados

Amostramos 10 xaxins à esmo, com distância mínima de 10 m entre os indivíduos. O critério de inclusão dos indivíduos foi a altura do cáudice, entre 1,5 e 2 m. Em cada xaxim, amostramos as espécies de plantas vasculares presentes em cada estrato, separando também as epífitas das faces iluminada e sombreada. Quando não foi possível a identificação em campo, as amostras foram coletadas para posterior morfotipagem.

Foram obtidos os dados abióticos, como a inclinação indireta do xaxim, ou seja, a distância do ápice do xaxim até a base, em metros. Além disso, em cada face (iluminada e sombreada) foram coletados dados de abertura do dossel (%), com auxílio de um densiômetro da marca Spherical Densiometer®, modelo Model-C; e em todos os estratos de cada face (A – alto, M – médio e B – baixo) representados na Figura 4. 1. Os valores de incidência luminosa (lumes/m²) foram registrados com auxílio de um luxímetro da

marca Extech®, modelo 401025 (Figura 4. 1), pareando-se as medidas em cada estrato e face de cada planta logo após a coleta das epífitas.



Figura 4. 1. Tomada de valores de incidência luminosa (lumes/m^2) em cada estrato (lado esquerdo) e face do xaxim e coleta das epífitas vasculares encontradas no xaxim (lado direito).

Análises estatísticas

Foi realizado uma análise exploratória dos dados, como proposto por Zuur et al. (2010) através de análises gráficas, com o objetivo de verificar a distribuição dos dados. Foram calculadas a riqueza das espécies e sua frequência relativa. Na tentativa de minimizar o efeito da variação das medidas de incidência luminosa tomadas em diferentes momentos, os dados foram centralizados com base na média de cada planta. Assim, para

responder se existe diferença na riqueza de epífitas entre as faces iluminada e sombreada, bem como entre os estratos alto, médio e baixo, foram utilizados modelos lineares generalizados mistos, com distribuição binomial negativa, para avaliar quais variáveis explicariam a riqueza de epífitas vasculares sobre o xaxim. Os modelos incluíram a planta como efeito aleatório e estrato (alto, médio e baixo), face iluminada e sombreada, inclinação do xaxim como efeitos fixos. Para cada conjunto de modelos, foi utilizado o Critério de Informação de Akaike (AIC) para escolher o modelo mais parcimonioso. Todas as análises foram realizadas no ambiente R (R Core Team 2015) com o pacote glmmTMB (Magnusson et al. 2016).

Resultados

Foram registradas 48 morfoespécies de epífitas vasculares sobre indivíduos de xaxim (Anexo 4. 1). As maiores abundâncias relativas foram observadas para *Trichomanes* sp., *Blechnum* sp., *Pilea* sp. e *Vittaria lineata* (L.) Sm. (Tabela 4. 1). As demais espécies obtiveram abundâncias relativas entre 0,5% e 2,7%.

Tabela 4. 1. Epífitas com maior ocorrência e abundância relativa.

Espécies	N	Abund. relativa
<i>Trichomanes</i> sp.	34	18%
<i>Blechnum</i> sp.	31	17%
<i>Pilea</i> sp.	15	8%
<i>Vittaria lineata</i> (L.) Sm.	11	6%

As variáveis explanatórias coletadas, como inclinação e intensidade da luz, não apresentaram qualquer efeito significativo na riqueza de espécies ao longo do gradiente vertical (A, M e B) quando os estratos não foram aninhados às faces (Tabela 4. 2, Modelo 1).

Tabela 4. 2. Modelos mistos utilizados para avaliar quais variáveis explicariam a riqueza de epífitas vasculares sobre xaxim.

Modelo 1	Modelo 2	Modelo 3
Riqueza ~ face + estrato + inclinação + lux + (1 Ind), data = dados, Family = nbinom2	Riqueza ~ estrato + (1 Ind), data = dados, Family = nbinom2	Riqueza ~ face / estrato + inclinação + (1 Ind), data = dados, Family = nbinom2

Quando avaliada apenas a estratificação (Tabela 4. 2, Modelo 2), houve diferença significativa entre os estratos alto e baixo, e também entre os estratos alto e médio para a mesma face (Tabela 4. 3), mostrando que a riqueza de espécies é crescente ao longo do gradiente vertical (B, M e A).

Tabela 4. 3. Comparação da riqueza de epífitas encontradas entre os estratos de *D. sellowiana* através do modelo 2.

Comparação	Diferença na média	Erro padrão	Z	P
Estrato A - Estrato B	-1,055	0,28	-3,761	< 0,001 ***
Estrato A - Estrato M	-0,8	0,286	2,796	0,005 **
Estrato B - Estrato M	0,255	0,247	-1,032	0,302

Quando os estratos foram aninhados às faces (Tabela 4. 2, Modelo 3), houve diferenças entre as faces e os estratos (Tabela 4. 4). Foi observada uma diferença significativa entre os estratos baixo e médio das faces sombreada e iluminada, porém, a mesma diferença não foi observada para o estrato alto.

Tabela 4. 4. Comparação da riqueza de epífitas entre os estratos e as faces do caule de *D. sellowiana*. Face S = sombreada, Face I = iluminada.

Comparação	Coefficiente	Erro padrão	Z	P
Face S	0,765	0,272	2,809	0,005*
Face I	0,795	0,309	2,573	0,010*
Inclinação	0,004	0,002	1,820	0,069
Face S - Estrato A	-0,410	0,367	-1,118	0,263
Face I - Estrato A	-1,577	0,368	-4,281	0,000*
Face S - Estrato M	0,120	0,334	0,359	0,719
Face I - Estrato M	-0,481	0,291	-1,656	0,098

Através da análise de todos os modelos (1, 2 e 3) foi observado que as faces iluminada e sombreada apresentaram diferença significativa em relação à riqueza de espécies. Também foi possível verificar diferenças significativas entre os estratos baixo e alto e entre os estratos médio e alto, dentro da face iluminada (Figura 4. 2). Além disso, também foi observada diferença significativa do estrato baixo entre a face iluminada e a sombreada do mesmo indivíduo, e também do estrato médio entre a face iluminada e sombreada do mesmo indivíduo.

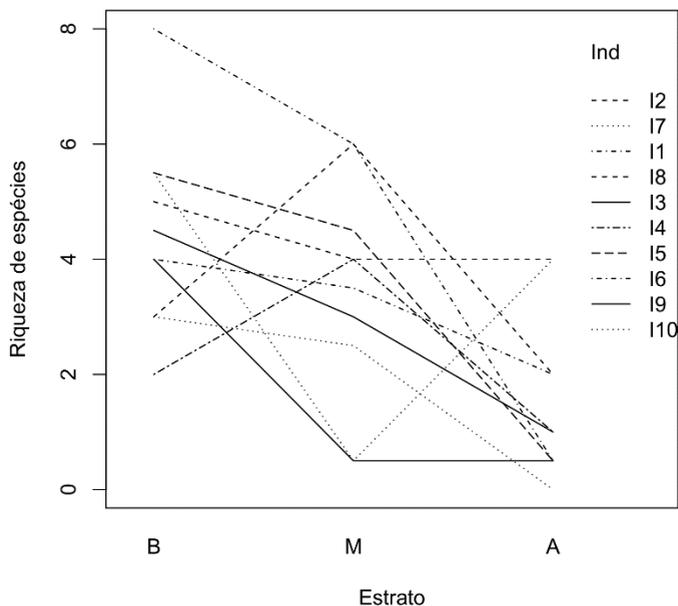


Figura 4. 2. Relação de riqueza de epífitas vasculares sobre *D. sellowiana* nos estratos baixo (B), médio (M) e alto (A). Ind = indivíduos amostrados.

Discussão

A riqueza de espécies de epífitas vasculares apresentou diferenças entre os estratos, com as partes mais altas dos cáudices apresentando menor riqueza de espécies de epífitas. Além disso, também houve riqueza superior nas faces iluminadas em relação às sombreadas, possivelmente influenciada pelas diferenças nos estratos baixo e médio. O modelo misto indicou que os estratos baixo, médio e a face iluminada são as condições onde há maior riqueza de epífitas.

Quanto à hipótese (1), verificamos que a inclinação não foi uma variável significativa para influenciar a riqueza vertical sobre *D. sellowiana*. No entanto, a maior incidência de luz mostrou-se importante e, desta forma, corroboramos a hipótese que é observada uma maior riqueza de epífitas, principalmente na face iluminada do estrato baixo, possivelmente devido à estabilidade do estrato e tempo disponível para colonização. A intensidade da luz não se mostrou significativa neste estudo, porém cabe salientar que a coleta de dados ocorreu durante apenas uma manhã. Sendo assim, seriam necessárias mais coletas, em diferentes horários do dia para testar tais variáveis preditoras com maior precisão.

Relacionando os dados levantados neste trabalho com a literatura revisada, observamos a importância do xaxim (*D. sellowiana*) como planta hospedeira na floresta ombrófila mista. Segundo Cortez (2001), tanto *D. sellowiana* quanto outras espécies de samambaias arborescentes, constituem substrato para o desenvolvimento de espécies que crescem exclusivamente sobre elas, demonstrando a importância dessa espécie hospedeira para epífitas vasculares no ambiente florestal. Porém, fatores como luminosidade e o tempo de disponibilidade do substrato são fatores importantes para a colonização dos substratos pelas plantas epifíticas (Yeaton & Gladstone 1982). Dessa forma, como o estrato superior de *D. sellowiana* é o mais recente, ou seja, aquele que ofereceu menos tempo para a colonização por epífitas nele, é encontrado menos espécies.

Além disso, entendemos que a retirada dessa espécie, seja por ação antrópica ou por outro distúrbio, compromete a disponibilidade de hábitat, especialmente para as epífitas. Dentre as espécies potencialmente prejudicadas estão as do gênero *Trichomanes*, gênero aqui encontrado com elevada abundância, e com espécies como *Trichomanes angustatum* e *Trichomanes anadromum* de ocorrência exclusiva ou preferencial sobre *D. sellowiana* (Sehnen 1977, Bueno & Senna 1992, Schmitt & Windisch 2005).

Considerações finais

Uma maior riqueza de epífitas vasculares foi encontrada próximo à base e no meio dos cáudices de *D. sellowiana* e na face de exposição mais bem iluminada. A distribuição

vertical também pode estar relacionada com o tempo de colonização, uma vez que o topo do cáudice é mais recente e passível de distúrbios quando as bases das frondes são perdidas, possivelmente reduzindo as chances de colonização destas.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à RPPN Grande Floresta das Araucárias pelo suporte e acolhimento durante a pesquisa.

Bibliografia

- Bueno, R.M. & Senna, R.M. (1992) Pteridófitas do Parque Nacional dos Aparados da Serra. 1. Região do Paradoiro. *Caderno Pesquisa, Serie Botânica*, **4**, 5–12.
- Cortez, L. (2001) Pteridófitas epífitas encontradas em Cyatheaceae y Dicksoniaceae de los bosques nublados de Venezuela. *Gayana Botánica*, **58**, 13–23.
- Fernandes, I. (2000) *Taxonomia e fitogeografia de Cyatheaceae e Dicksoniaceae nas regiões sul e sudeste do Brasil*. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo.
- Fontoura, T. (2001) Bromeliaceae e outras epífitas - estratificação e recursos disponíveis para animais na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Rio de Janeiro. *Bromélia*, **6**, 33–39.
- Fraga, L.L., da Silva, L.B., & Schmitt, J.L. (2008) Composição e distribuição vertical de pteridófitas epífitas sobre *Dicksonia sellowiana* Hook. (Dicksoniaceae), em floresta ombrófila mista no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, **8**, 123–129.
- Gasper, A.L., Sevegnani, L., Vibrans, A.C., Uhlmann, A., Lingner, D.V., Verdi, M., Dreveck, S., Stival-Santos, A., Brogni, E., Schmitt, R., & Klem, G. (2011) Inventário de *Dicksonia sellowiana* Hook. em Santa Catarina. *Acta Botanica Brasilica*, **25**, 776–784.
- Magnusson, A., Skaug, H., Nielsen, A, Berg, C., Kristensen, K., Maechler, M., van Bentham, K., Bolker, B. & Brooks, M. (2016) *glmmTMB: Generalized Linear Mixed Models using Tem-plate Model Build-er*. R package version 0.0.2.

- R Core Team. (2015) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria.
- Schmitt, J.L. & Windisch, P.G. (2005). Aspectos ecológicos de *Alsophila setosa* Kaulf. (Cyatheaceae, Pteridophyta) no sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, **19**, 861-867.
- Schmitt, J.L., Schneider, P.H., & Windisch, P.G. (2009) Crescimento do cáudice e fenologia de *Dicksonia sellowiana* Hook. (Dicksoniaceae) no sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, **23**, 289–291.
- Sehnen, A. (1977) As filicíneas do Sul do Brasil, sua distribuição geográfica, sua ecologia e suas rotas de migração. *Pesquisas Botânicas*, **31**, 1–108.
- Yeaton, R.I. & Gladstone, D.E. (1982) The Pattern of Colonization of Epiphytes on Calabash Trees (*Crescentia alata* HBK.) in Guanacaste Province, Costa Rica. *Biotropica*, **14**, 137–140.

Anexo 4. 1. Morfoespécies amostradas sobre cáudices de xaxim (*D. sellowiana*).

Morfoespécies

<i>Acanthaceae</i> sp.	<i>Myrceugenia</i> sp.
<i>Adiantum</i> sp.	Myrtaceae sp.
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil.) Niederl.	<i>Oreopanax fulvum</i> Marchal
<i>Asplenium</i> sp.	<i>Pecluma</i> sp.
Asteraceae sp.	<i>Peperomia</i> sp. 1
<i>Baccharis</i> sp. 1	<i>Peperomia</i> sp. 2
<i>Baccharis</i> sp. 2	<i>Pilea</i> sp.
<i>Begonia</i> sp. 1	Poaceae sp. 1
<i>Begonia</i> sp. 2	Rubiaceae sp.
<i>Begonia</i> sp. 3	<i>Sebastiania</i> sp.
<i>Blechnum</i> sp.	<i>Solanum</i> sp.
Brassicaceae sp.	<i>Tradescantia</i> sp.
<i>Campyloneurum</i> sp.	<i>Trichomanes</i> sp.
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Urticaceae sp. 1
<i>Serjania</i> sp.	Urticaceae sp. 2
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R. A. Howard	<i>Vittaria lineata</i> (L.) Sm.
<i>Clethra</i> sp.	Indet. 1
Dryopteridaceae sp.	Indet. 2
Euphorbiaceae sp.	Indet. 3
<i>Gallium</i> sp.	Indet. 4
Melastomataceae sp. 1	Indet. 5
Melastomataceae sp. 2	Indet. 6
Melastomataceae sp. 3	Indet. 7
	Indet. 8

Diversidade- α em gradientes de regeneração da Mata Atlântica: Influência do ambiente na riqueza de Coleoptera

Schmidt, A.D.; Pinheiro-Silva, L.; Ludwinsky, R.H.; Sylvéus, A.; Hernández, M.I.M.

Introdução

A Mata Atlântica, com sua elevada riqueza de espécies e níveis de endemismo (Brown Jr. & Brown 1992, Campos & Hernandez 2013) é considerada uma das mais ameaçadas florestas tropicais, tendo sido intensivamente degradada pela extração de madeira, fragmentação de habitat e pelo crescimento populacional, restando cerca de 7,6% de sua cobertura original (Ministério do Meio Ambiente 1999). Este cenário de degradação implica em uma redução da biodiversidade, levando muitas espécies à extinção.

O grupo Coleoptera é um importante componente biótico em florestas tropicais, sendo o grupo de insetos mais diversos do planeta e responsável por diversos serviços ecossistêmicos como, por exemplo, a incorporação de matéria orgânica na ciclagem de nutrientes, a aeração do solo, a polinização, o controle populacional de outros insetos através da predação, entre outras (Hanski & Cambefort 1991, Andresen & Feer 2005, Slade et al. 2007, Nichols et al. 2008). Além disso, podem ser utilizados como bioindicadores uma vez que apresentam sensibilidade frente às alterações da paisagem, apresentando padrões de organização distintos em fragmentos florestais ou em áreas degradadas pela ação humana (Hernandez & Vaz-de-Mello 2009), sendo abundantes e apresentando baixo custo para amostragem (Gardner et al. 2008).

Assim, avaliar a diversidade alfa (α) em gradientes de regeneração através de coleópteros representa uma importante ferramenta para caracterização do grau de conservação da paisagem. A diversidade alfa (α) ou diversidade local pode ser considerada como o número total de espécies em um habitat relativamente homogêneo e pode auxiliar no embasamento de estratégias para a conservação da biodiversidade (Magurran 2004). Neste âmbito, o objetivo do presente estudo foi avaliar quais as características ambientais que mais influenciam a diversidade local de Coleópteros ao

longo de um gradiente de regeneração de Floresta Atlântica. Diante do exposto, nossa hipótese é a de que: quanto maior a densidade do bosque e sub-bosque, maior será a riqueza local de coleópteros.

Material e Métodos

Área de Estudo

Os dados foram coletados durante o mês de novembro de 2016 na Fazenda Reunidas Campo Novo, sede da RPPN Grande Floresta das Araucárias, Bom Retiro – SC.

Coleta de dados

Foram escolhidas três áreas de mata ciliar em um gradiente de degradação com três níveis, designadas como: área degradada, área intermediária e área de mata (Figura 5. 1). Foram colocamos de maneira aleatória dez armadilhas *pitfalls* em cada área, distancias entre si a cada 10 metros. As armadilhas consistiam de potes plásticos de 1 L de capacidade e foram protegidas por uma tampa de plástico apoiada por pequenas varas de madeira. Dentro das armadilhas, adicionou-se água (200 ml) com detergente. Fezes de cachorro foram utilizadas como isca (~10g) para atrair espécies coprófagas, com a isca pendurada na tampa do pote em um pequeno saco de pano fino (Figura 5. 2A). Após um intervalo de 36 horas, as armadilhas foram recolhidas e o material acondicionado em álcool 70° para posterior identificação por especialista.

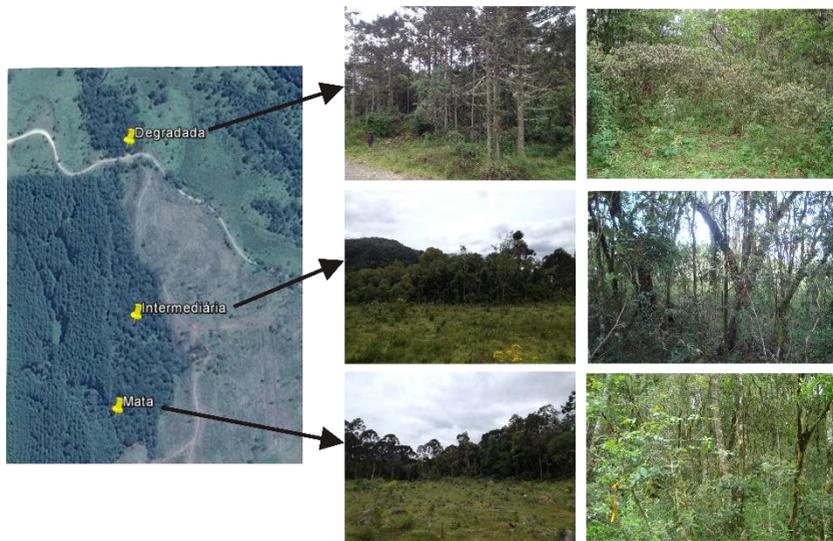


Figura 5. 1. Localização de três áreas de Mata Atlântica, nomeadas: “Degradada”, “Intermediária”, e “Mata” dentro da Fazenda Reunidas Campo Novo, Bom Retiro, SC.

Em cada uma das áreas foi escolhida ao acaso uma armadilha como referência para fazer uma descrição de cada ambiente. Por meio do método do ponto-quadrante foram estimados, nas direções NE, SE, SO e NO a porcentagem de cobertura verde e de solo nu, bem como medida a espessura da serapilheira, tendo como referência um quadrado de 1 m² em pvc e uma régua graduada para aferição da serapilheira (Figura 5. 2B). Mediu-se também a distância do ponto de referência à primeira árvore como medida de densidade, assim como seu DAP e altura; ao primeiro arbusto assim como seu DAT (diâmetro à altura do tornozelo = 10 cm) e altura; à primeira araucária; às primeiras fezes de gado ou cavalo. Essas variáveis foram escolhidas como descritores dos substratos herbáceo, arbustivo, arbóreo e ambiental.



Figura 5. 2. (A) Armadilha tipo *Pitfall* para captura de Coleópteros. (B) Método ponto quadrante para análise do ambiente. (C) Identificação dos insetos por especialista. (D) Compilação e análise de dados.

Análises estatísticas

A curva de acumulação de espécies (Mao Tau) foi construída a partir do número de espécies de coleópteros capturados em cada armadilha, para avaliar a suficiência amostral, assim como o cálculo do estimador Chao 1, que foi utilizado para avaliar a riqueza em cada local. A riqueza de espécies, a abundância de indivíduos e a curva de rarefação para cada área foram realizados no ambiente de programação R (R Core Team 2015), com o pacote *iNEXT*.

Para análise inicial dos dados ambientais foram calculados a média, o desvio padrão, o mínimo e o máximo de todas as variáveis. A análise exploratória dos dados (AED) foi realizada como proposto por Zuur et al. (2010) através de análises gráficas no ambiente de programação R (R Core Team 2015).

A colinearidade entre as variáveis explanatórias foi verificada, a fim de selecionar as melhores descritoras do ambiente (distância do primeiro arbusto + altura do mesmo, distância da primeira árvore + altura da mesma e porcentagem de cobertura verde e distância das primeiras fezes de gado ou cavalo) Para testar quais variáveis ambientais estão relacionadas à riqueza de espécies de coleópteros foram realizadas Análises de Correspondência Canônica (CCA) utilizando o software R, versão 3.3.2., com o pacote *Vegan*.

Resultados

Composição da fauna de Coleópteros

Foram capturados um total de 383 indivíduos pertencentes a 35 espécies, sendo 45 indivíduos de 11 espécies na área degradada, 248 indivíduos de 22 espécies na área intermediária, e 88 indivíduos de 23 espécies na área de mata (Figura 5. 3). A abundância relativa dos indivíduos mostrou a dominância da espécie *Staphylinidae_sp4*, representando cerca de 42,56% do total amostrado.

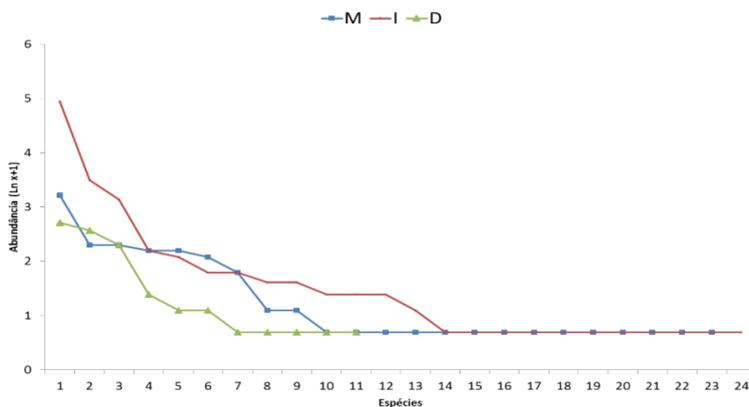


Figura 5. 3. Distribuição de abundância relativa das espécies de Coleoptera em três áreas de Mata Atlântica em Bom Retiro, SC, sendo M = mata, I = intermediária, e D = degradada.

A curva de rarefação dos coleópteros coletados indica uma baixa suficiência amostral do estudo, uma vez que o número observado de espécies foi de 77,14% para área degradada, 46,70% para a intermediária e 43,40% para a área de mata, do total de espécies estimado pelo estimador Chao 1. O número de *singletons* pode ser considerado elevado, representando uma composição com cerca de 50% de espécies raras em cada local amostrado (Tabela 5. 1). Analisando a riqueza observada nas diferentes áreas foi possível demonstrar que a área degradada apresenta uma riqueza menor que a da área intermediária e da área de mata (Figura 5. 4).

Tabela 5. 1. Riqueza de Coleópteros em três áreas de Mata Atlântica em Bom Retiro, SC. IC: Intervalo de Confiança.

	Degradada	Intermediária	Mata
Riqueza	11	24	23
IC de 95% (riqueza)	7,72 - 14,28	17,7 - 30,3	16,42 - 29,58
Chao 1	14,26	51,39	52,99
IC de 95% (Chao 1)	11,49 - 32,66	30,64 - 137,05	31,09 - 134,2
Exclusivas	5	11	14
% Riqueza observada	77,14	46,70	43,40

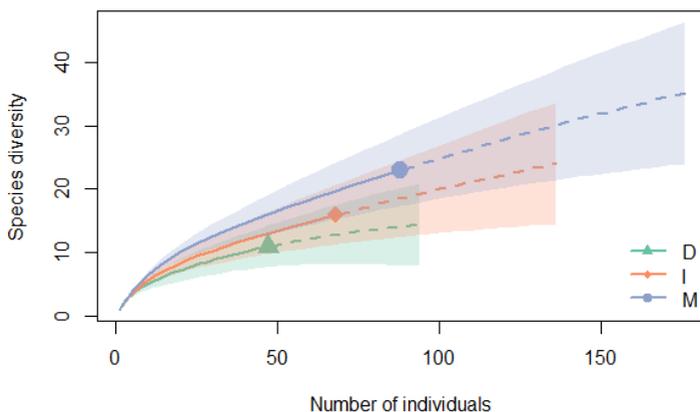


Figura 5. 4. Curvas de rarefação dos coleópteros coletados, com intervalo de confiança de 95%. Linha verde corresponde à área degradada, linha vermelha à área intermediária e linha azul à área de mata.

Esta diminuição de riqueza da área degradada pode ser reflexo do ambiente, observando as variáveis relativas ao solo e ao estrato arbustivo e arbóreo, através de análises de correspondência canônica (CCA). Observa-se na Figura 5. 5, a relação entre as variáveis descritoras do ambiente em função do seu respectivo estágio de conservação. Por exemplo, a porcentagem de cobertura verde é maior na área degradada do que na área de mata, uma vez que a incidência de luz na primeira é maior possibilitando o desenvolvimento do estrato herbáceo. Por outro lado, a distância da primeira árvore é menor na área de mata do que na área degradada.

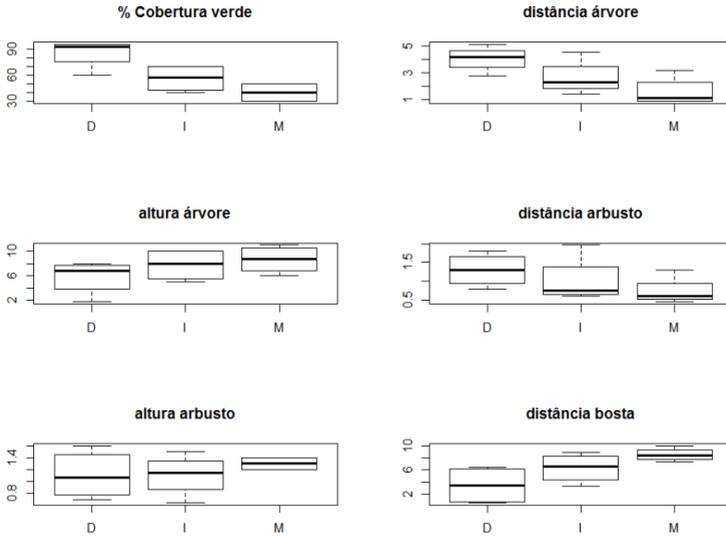


Figura 5. 5. *Boxplot* das variáveis descritoras do ambiente em três áreas de Mata Atlântica e selecionadas para as análises, onde D = degradada, I = intermediária, e M = mata.

Os resultados das análises de correspondência canônica (CCA), representados na Figura 5. 6, Figura 5. 7 e Figura 5. 8, mostram que o vetor altura do arbusto (alt_arb) tem uma maior associação com a área de Mata, e apresenta como principais representantes as morfo-espécies *Carabidae_sp1*, *Canthidium* e *Staphylinidae_sp8*. A altura da árvore (alt_arv) e a distância da bosta (dist_bosta) apresentam também uma maior relação com a Mata. A distância do arbusto (dist_arb), distância da árvore (dist_arv) e percentual de cobertura verde (cobertura) apresentaram uma maior relação com a área Degradada. A sobreposição de morfo-espécies associadas às diferentes áreas (Mata, Intermediária e Degradada) representa o elevado valor de raridade encontrado, uma vez que ocorrem exclusivamente nestas áreas.

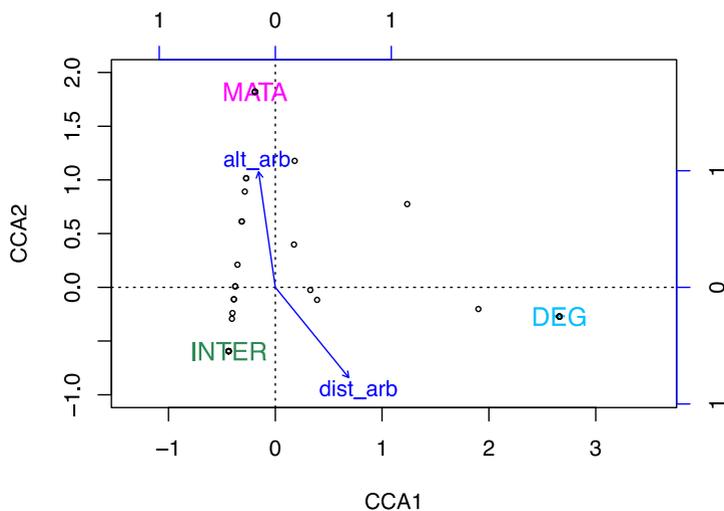


Figura 5. 6. Representação gráfica da Análise de Correspondência Canônica (CCA), tendo como vetores altura do arbusto (alt_arb) + distância do arbusto (dist_arb), cada círculo representa uma espécie.

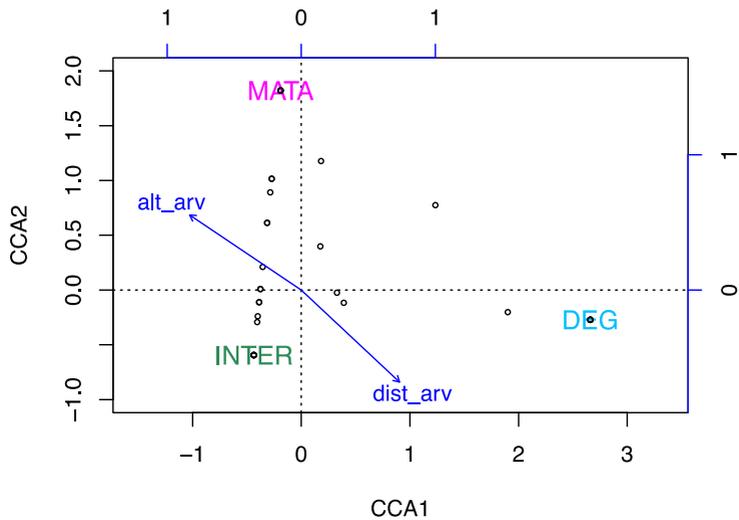


Figura 5. 7. Representação gráfica da Análise de Correspondência Canônica (CCA), tendo como vetores altura da árvore (alt_arv) + distância da árvore (dist_arv), cada círculo representa uma espécie.

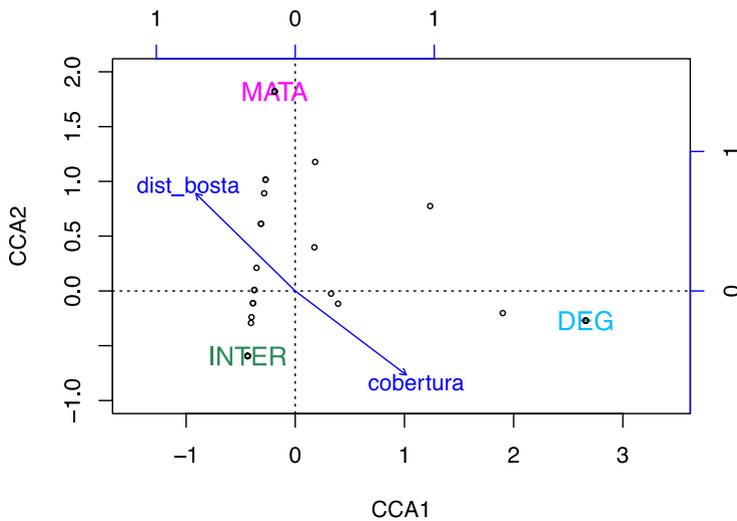


Figura 5. 8. Representação gráfica da Análise de Correspondência Canônica (CCA), tendo como vetores distância da bosta (dist_bosta) + % de cobertura verde (cobertura), cada círculo representa uma espécie.

Conclusão

A conclusão geral do estudo é de que a diversidade alfa (α) na área degradada é significativamente menor que a encontrada nas áreas intermediária e de mata. Esta diminuição é atribuída às características do ambiente relacionadas com a menor densidade de árvores e arbustos (maior distância), assim como com a menor altura dos mesmos e à maior cobertura verde do solo e maior antropização (medida pela menor distância à bosta de animais). Estes seriam os motivos que levaram aos coleópteros se mostrarem importantes bioindicadores na caracterização do estado de conservação das

formações florestais. Além disso, o estudo aponta a necessidade de manutenção de remanescentes florestais como estratégia visando a manutenção da biodiversidade local.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à Fazenda Reunidas Campo Novo e aos seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante a pesquisa. Além disso, gostaríamos também de agradecer à equipe de professores, pós-doutorandos e colegas de turma pelo auxílio em todas as etapas da realização desse trabalho.

Bibliografia

- Andresen, E. & Feer, F. (2005) The role of dung beetles as secondary seed dispersers and their effect on plant regeneration in tropical rainforests. In P.M. Forget, J.E. Lambert, P.E. Hulme, & S.B. Vander Wall (Eds.), *Seed Fate: Predation, Dispersal and Seedling Establishment* (pp. 331–349). Oxoon: CABI International.
- Brown, K.S. Jr. & Brown, G.G. (1992). Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. In T.C. Whitmore & J.A. Sayer (Eds.), *Tropical Deforestation and Species Extinction* (pp. 129–142). Londres: Chapman and Hall.
- Campos, R.C. & Hernández, M.I.M. (2013) Dung beetle assemblages (Coleoptera: Scarabaeinae) in Atlantic forest fragments in southern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, **57**, 47–54.
- Gardner, T.A., Hernández, M.I.M., Barlow, J., & Peres, C.A. (2008) Understanding the biodiversity consequences of habitat change, the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 883–893.
- Hanski, I. & Cambefort, Y. (1991) *Dung Beetle Ecology*. New Jersey: Princeton University Press.

- Hernández, M.I.M. & Vaz-de-Mello, F.Z. (2009) Seasonal and spatial species richness variation of dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae s. str.) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, **53**, 607–613.
- Hervé, M. (2015) *RVAideMemoire: Diverse Basic Statistical and Graphical Functions*. R package version 0.9-51.
- Magurran, A.E. (2004) *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Science.
- Ministério do Meio Ambiente (1999) RESOLUÇÃO CONAMA nº 249, de 29 de janeiro de 1999. Publicada no DOU no 21, de 1º de fevereiro de 1999, Seção 1, página 60.
- Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amezcuita, S., & Favila, M.E. (2008) Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation*, **141**, 1461–1474.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., & Wagner, H. (2013) *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-7. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- R Core Team. (2015) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria.
- Slade, E.M., Mann, D.J., Villanueva, J.F. & Lewis, O.T. (2007) Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. *Journal of Animal Ecology*, **76**, 1094–1104.
- Zuur, A. F., Ieno, E.N., & Elphick, C.S. (2010) A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, **1**, 3–14.

Distribuição espacial de coleópteros em um mosaico de floresta e campo: particionando a diversidade beta

Decarli, C.J.; Klug, J.E.; Cruz, A.P.; Machado, A.M.S.; Hernández, M.I.M.

Introdução

A riqueza ou número de espécies de uma comunidade parece ser intuitivamente a medida de diversidade mais simples e satisfatória, mas a obtenção desse dado pode ser complexa, particularmente em comunidades de insetos, devido ao grande número de espécies (Krebs 1999). Além disso, avaliar a diversidade em uma comunidade não se resume apenas a computar a ocorrência táxons em determinado local, já que há diversos fatores que podem influenciar a diversidade dentro de determinada comunidade (Magurran 2011).

Para descrever e comparar comunidades, o conceito de diversidade foi dividido em três componentes: diversidade alfa (α), beta (β) e gama (γ). A diversidade local de uma comunidade é a chamada diversidade alfa; a extensão da mudança espacial ou temporal na composição da comunidade é a diversidade beta; e a riqueza de espécies de um conjunto de comunidades, em escala regional, é a diversidade gama (Krebs 1999). Conceitualmente, diversidade alfa e gama são descritores de diversidade em uma determinada área e diferem apenas na escala (Whittaker 1960). Já a diversidade beta pode ser medida a partir da dissimilaridade entre comunidades via diferentes métricas (Magurran 2011).

Frente às diversas possibilidades de medir a diversidade beta, Anderson et al. (2011) revisaram as abordagens, distinguindo dois componentes como partes da diversidade beta: "turnover" e aninhamento. O "turnover" é a taxa de mudança a partir da comparação da diferença na composição de comunidades ao longo de um gradiente espacial ou temporal (Anderson et al. 2011). O aninhamento indica o quanto comunidades que apresentam baixos valores de riqueza de espécies são um subconjunto de comunidades que possuem maior riqueza (Baselga et al. 2010).

Legendre (2014) ressalta a utilização dos componentes de “turnover” e aninhamento em análises de diversidade beta, sendo o aninhamento um importante componente da diferença de riqueza. A diferença de riqueza corresponde justamente à inclusão do número de espécies em uma determinada comunidade em comparação a outra. Assim, a combinação das duas métricas aumenta a capacidade de interpretação da diversidade beta, já que uma comunidade pode ser gerida por dois processos: a perda sequencial de espécies (aninhamento) e a troca de espécies (“turnover”), com a contribuição de cada processo diferindo entre grupos taxonômicos (Baselga et al. 2010)

Paisagens são mosaicos de diferentes habitats ou unidades de cobertura do solo (Metzger 2001), havendo necessariamente áreas onde essas unidades entram em contato. Esse contato resulta em áreas de transição, que podem apresentar bordas nítidas, quando há ocorrência de barreiras físicas, ou difusas, com transição gradual entre as comunidades adjacentes (Hammond & Kolasa 2014). Nessa zona de transição, também chamada de borda, podem ocorrer espécies de ambas as comunidades fontes, o que pode resultar em um maior número de espécies. Assim, a riqueza ou diversidade alfa, comumente utilizada para a definição de áreas prioritárias para a conservação, pode não ser a mais adequada. A escolha de uma área de transição devido à maior riqueza em detrimento das áreas fontes não permitiria a manutenção das mesmas ao longo do tempo. A diversidade beta pode assim complementar a interpretação da diversidade e dos processos adjacentes à estruturação desta.

Na Serra Catarinense, a fitofisionomia é um mosaico de Floresta Ombrófila Mista e campos (IBGE 2012). Em alguns locais, a vegetação campestre é resultado do manejo para a introdução de gado e pode ser chamada de pastagem. Também ocorrem áreas de transição entre ambientes florestais e os campos. Partindo das hipóteses de que: 1) áreas de transição apresentam um maior número de espécies; e 2) o maior número de espécies é devido ao compartilhamento entre duas comunidades, nosso objetivo foi de avaliar esse efeito sobre a riqueza de coleópteros em um gradiente de floresta, borda e campo, particionando a diversidade beta em “turnover” e aninhamento.

Material e métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado em novembro de 2016 na Fazenda Reunidas Campo Novo, município de Bom Retiro em Santa Catarina, em uma paisagem caracterizada como mosaico de campo e floresta (Figura 6. 1).

Coleta dos insetos

Foram definidos três sítios, um em área de campo, um na área de transição entre pastagem e floresta, que denominamos como borda, e um em área de floresta. Em cada sítio foram instaladas dez armadilhas de queda do tipo "pitfall" com iscas. As armadilhas consistiram de recipientes de plástico (6 cm de profundidade e 15 cm de diâmetro), que foram enterradas com a borda superior ao nível do solo, permitindo a entrada de insetos. As armadilhas foram protegidas contra chuva utilizando-se uma tampa circular sustentada por arestas de madeira, colocada acima do recipiente. Uma mistura de água e detergente neutro foi adicionada a cada recipiente para capturar os insetos. Foi utilizado fezes de cachorro doméstico como isca para atração de besouros. A isca foi envolvida em pano fino e amarrado na parte central da tampa, logo acima do recipiente enterrado.

As armadilhas foram distribuídas de maneira aleatória, com pelo menos 10 m de distância entre as réplicas e foram recolhidas após 36 h. Os coleópteros foram triados, fixados com álcool 70% e posteriormente identificados a nível de morfoespécie com auxílio de microscópio estereoscópico.

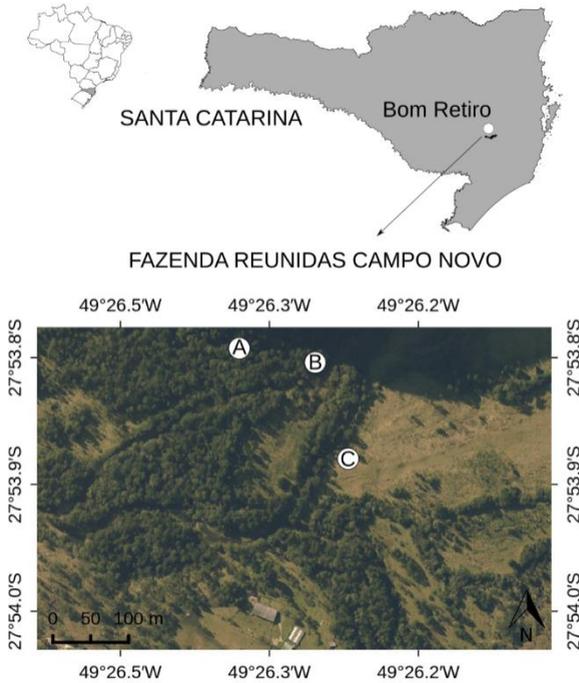


Figura 6. 1: Localização da área de estudo e dos três sítios de amostragem: floresta (A), borda (B) e campo (C); Fazenda Reunidas Campo Novo, município de Bom Retiro, Santa Catarina, Brasil.

Análises dos dados

As análises foram realizadas em ambiente R (R Core Team 2016), com suporte dos pacotes *vegan* (Oksanen et al. 2016) e *betapart* (Baselga & Orme 2016). A diversidade beta de coleópteros foi descrita a partir de análise de partição de diversidade com o intuito de avaliar o aninhamento e *turnover* na comunidade de besouros entre as áreas de campo, borda e floresta.

Resultados

Foram coletadas 36 morfoespécies de coleópteros, distribuídas em 16 morfoespécies na floresta, 20 na borda e nove no campo, o que fez com que a borda apresentasse a maior riqueza (diversidade alfa; Figura 6. 2). Das 36 morfoespécies, apenas uma foi comum aos três sítios e oito foram comuns à floresta e à borda. Oito espécies foram exclusivas para a floresta, 12 para a borda e oito para o campo.

A análise pelo índice de dissimilaridade de Jaccard mostra que as maiores dissimilaridades são entre a comunidade do campo e borda (0,964) e campo e floresta (0,958). Já para borda e floresta, a dissimilaridade foi menor (0,714). O "turnover" indicou uma substituição de espécies alta entre as áreas: 0,941 entre campo e floresta e 0,941 entre pastagem e borda. Entre floresta e borda, o valor de "turnover" foi menor em relação aos outros pares (0,666), mas ainda assim foi a principal causa da dissimilaridade. Os valores de aninhamento foram muito baixos na comparação pareada de todos os ambientes, mostrando que as comunidades são diferentes principalmente por apresentarem troca de espécies e não por serem um subconjunto das comunidades das outras áreas (Tabela 6. 1).

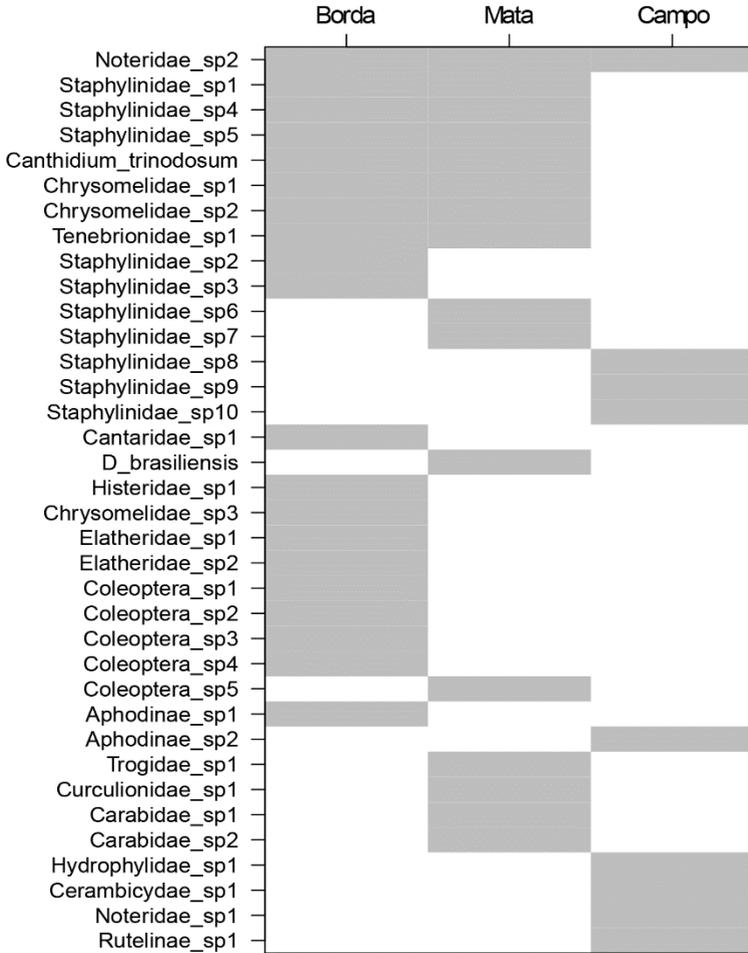


Figura 6. 2. Aninhamento e “turnover” para coleópteros em área de floresta, borda e campo na Fazenda Reunidas Campo Novo, em Bom Retiro, SC, Brasil.

Tabela 6. 1. Índice de dissimilaridade de Jaccard e particionamento do mesmo em “turnover” e aninhamento para coleópteros em área de floresta, borda e campo na Fazenda Reunidas Campo Novo, em Bom Retiro, SC, Brasil.

Jaccard	Floresta	Borda
Borda	0,714	
Campo	0,958	0,964
“Turnover”	Floresta	Borda
Borda	0,666	
Campo	0,941	0,941
Aninhamento	Floresta	Borda
Borda	0,048	
Campo	0,017	0,023

Discussão

A área de borda ou de transição entre ambientes, um natural e um antropogênico, teve o maior número de espécies observadas, corroborando com a nossa hipótese. Um estudo de diversidade beta de Coleoptera em Floresta Ombrófila Mista também constatou o maior número de espécies e diferenciação na região de borda (Marinoni & Ganho 2006). Mudanças nas comunidades são processos naturais, porém, atividades antropogênicas influenciam a colonização e extinção de espécies, com consequências sobre padrões de diversidade (Mckinney & Lockwood 1999, Clavel et al. 2011). Espécies são perdidas por processos naturais ou artificiais, favorecendo colonização por espécies exóticas em ambientes modificados pela presença humana (Clavel et al. 2011). Enquanto isso, fragmentos de florestas com habitats conservados podem manter a riqueza de espécies de besouros (Barlow et al. 2008), e podem funcionar como fontes de espécies para sistemas degradados (Hill 1995). Contudo, a hipótese de que o maior número de espécies na área de borda se deve ao compartilhamento de espécies tanto com a floresta quanto com o campo não foi corroborada no presente estudo. Isso porque os valores de “turnover” elevados e de aninhamento baixos entre áreas indicam que o fragmento de floresta e o campo não funcionaram como fontes de espécies para a área de borda.

O componente de “turnover” das medidas de dissimilaridade pode refletir a influência das variáveis que determinam gradientes ecológicos sobre a estrutura da comunidade (Legendre 2014). Isso foi constatado no presente trabalho, onde o “turnover” foi o componente mais expressivo da diversidade beta. Evidentemente, os padrões observados podem ser uma combinação de “turnover” e aninhamento e particionar a diversidade beta favorece o entendimento de processos subjacentes (Baselga & Leprieur 2015). Os resultados ressaltam ainda a importância da diversidade beta na área, visto que apenas o componente de “turnover” é independente da diferença de riqueza, enquanto a diferença de riqueza é responsável pelo componente de aninhamento (Baselga & Leprieur 2015).

Considerações finais

A diversidade alfa de coleópteros foi maior nas áreas de borda entre floresta e campo. Contudo, o “turnover” entre as áreas foi alto, não corroborando a expectativa de uma diversidade alfa maior na borda devido ao compartilhamento de espécies. Assim, o particionamento da diversidade beta foi eficaz no entendimento dos padrões de diferenciação, indicando que os padrões de diversidade beta são gerados pela substituição de espécies e diferenciação entre as áreas, não sendo restringidos pela diferença de riqueza de espécies ou aninhamento das comunidades. Dessa forma, medidas de conservação devem levar em conta a partição de diversidade beta, que nesse caso indica que a manutenção da diversidade depende da preservação dos três tipos de ambientes: campo, borda e floresta.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à Fazenda Reunidas Campo Novo, por disponibilizar a estrutura necessária para a realização deste estudo, e aos colegas da disciplina pelo auxílio na montagem das armadilhas.

Bibliografia

- Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L., Sanders, N.J., Cornell, H.V., Comita, L.S., Davies, K.F., Harrison, S.P., Kraft, N.J.B., Stegen, J.C., & Swenson, N.G. (2011) Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, **14**, 19–28.
- Barlow, J., Araujo, I.S., Overal, W.L., Gardner, T.A., da Silva Mendes, F., Lake, I., & Peres, C.A. (2008) Factors affecting abundance and richness of fruit-feeding butterflies in tropical Eucalyptus plantations. *Biodiversity and Conservation*, **17**, 1089–1104.
- Baselga, A. (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, **19**, 134–143.
- Baselga, A. & Leprieur, F. (2015) Comparing methods to separate components of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, **6**, 1069–1079.
- Baselga, A. & Orme, C.D.L. (2016) Betapart : An R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, **3**, 808–812.
- Clavel, J., Julliard, R., & Devictor, V. (2011) Worldwide decline of specialist species: Toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*, **9**, 222–228.
- Hammond, M.P. & Kolasa, J. (2014) Spatial variation as a tool for inferring temporal variation and diagnosing types of mechanisms in ecosystems. *PLoS ONE*, **9**, e89245.
- Hill, C.J. (1995) Linear Strips of Rain Forest Vegetation as Potential Dispersal Corridors for Rain Forest Insects. *Conservation Biology*, **9**, 1559–1566.
- IBGE. (2012) *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Série Manuais Técnicos em Geociências. IBGE: Rio de Janeiro.
- Krebs, C.J. (1999) *Ecological Methodology*. Menlo Park: Addison Wesley Educational Publishers.

- Legendre, P. (2014) Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, **23**, 1324–1334.
- Magurran, A.E. (2011) *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: Editora UFPR.
- Marinoni, R.C. & Ganho, N.G. (2006) A diversidade diferencial beta de Coleoptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária. *Revista Brasileira de Entomologia*, **50**, 64–71.
- McKinney, M.L. & Lockwood, J.L. (1999) Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in ecology & evolution*, **14**, 450–453.
- Metzger, J.P. (2001) Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. *Biota Neotropica*, **1**, BN00101122001.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H. (2016) *Vegan: Community Ecology Package*. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
- R Core Team. (2016) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- Whittaker, R.H. (1960) Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, **30**, 279–338.

Continue a nadar, continue a nadar: padrões ecomorfológicos de peixes de riacho em diferentes ambientes

Klug, J.E.; Cruz, A.P.; Machado, A.M.S.; Decarli, C.J.; Silva, A.L.L. da; Silveira, T.C.L.

Introdução

Variações morfológicas levam a diferenças funcionais e de desempenho, que possibilitam ou não o uso de um determinado recurso (Motta et al. 1995). A partir dessa relação surgiu a ecomorfologia, termo que foi introduzido por Karr & James (1975). A ecomorfologia tem como ideia fundamental que as formas e funções dos organismos estão correlacionadas e que o ambiente exerce pressões seletivas sobre elas, de acordo com suas características físicas e as interações bióticas que ali ocorrem (Norton et al. 1995). Isto tem fundamento no conceito de adaptação, embasado teoricamente por Darwin, onde através do processo de seleção natural, experimentado pelas espécies ao longo de sua história evolutiva, caracteres são moldados de forma a uma melhor adaptação aos seus ambientes e modos de vida (Breda et al. 2005).

A diversidade morfológica e ecológica das espécies pode ser resultado das distintas pressões que lhes são impostas e essas diferenças podem ser inferidas através de Índices Ecomorfológicos, que são calculados a partir das medidas morfométricas dos indivíduos (Gatz Jr. 1979a, b, Watson & Balon 1984, Winemiller 1991). Índices Ecomorfológicos descrevem as características corporais, no sentido de explicitar a eficiência de estruturas para uma determinada função, como locomoção, respiração, alimentação, entre outras, as quais podem indicar o nicho ecológico ocupado pelo peixe (Gatz Jr. 1979a, b, Watson & Balon 1984). Assim, o estudo da ecomorfologia possibilita a inferência de muitos aspectos do nicho ecológico de um determinado organismo (Winemiller 1991), além de previsões acerca da distribuição das espécies nos ambientes (Watson & Balon 1984) ou a delimitação de grupos tróficos (Pouilly et al. 2003).

Os peixes representam mais de 50% das espécies de vertebrados, dos quais 40% são de água doce, apesar deste ambiente cobrir apenas 1% da superfície terrestre (Moyle &

Cech Jr. 2004). Dentre os organismos que compõem a biota aquática, os peixes estão entre os que apresentam maior diversidade morfológica e ecológica (Winemiller 1991, Freire & Agostinho 2001), existindo relações entre a morfologia, a ecologia e o uso do habitat (e.g. Gatz Jr. 1979a, b, Watson & Balon 1984, Teixeira & Bennemann 2007). Evidências gerais de que os peixes evoluíram para habitats específicos inclui a forma corporal altamente adaptada e a estrutura da boca (Lowe-McConnell 1975, Wood & Bain 1995). Dependendo do que se alimentam, o tamanho da boca e da cabeça vai diferenciar e influenciar na eficiência de forrageio (Pouilly et al. 2003, Teixeira & Bennemann 2007); dependendo da velocidade de corrente e substrato do habitat onde o peixe vive, a morfologia corporal das espécies pode afetar diretamente o desempenho da natação (e.g. Gatz Jr 1979a, Webb 1984).

O ambiente ocupado pelas espécies de peixes é multidimensional (Watson & Balon 1984), com características físico-químicas diversas, além das interações intra e interespecíficas (Gorman & Karr 1978). Assim, é notório que fatores hidráulicos como substrato, profundidade e velocidade da corrente influenciam a seleção de habitats por essas espécies (Gorman & Karr 1978, Leal et al. 2011). A Mata Atlântica é um dos bioregiões mais ricas em espécies do Neotrópico devido principalmente à variedade de habitats e dos tipos e subtipos de florestas que ali ocorrem (Morellato & Haddad, 2000). De acordo com Abilhoa et al. (2011), 70% dos peixes de água doce da Mata Atlântica são endêmicas, como resultado do grande número de bacias hidrográficas e o efeito do isolamento dessas bacias pelas cordilheiras.

Assim, a riqueza de espécies nos cursos de água da Mata Atlântica é alta, sendo que a biodiversidade é representada por 269 espécies, pertencentes a 89 gêneros (Abilhoa et al. 2011), sendo os gêneros mais conspícuos: *Trichomycterus*, com 19 espécies; *Phalloceros*, com 18 espécies e *Astyanax*, compreendendo 15 espécies. A diversidade da região parece ser devida à história macroevolutiva da Mata Atlântica, sendo que alguns peixes são encontrados em corredeiras e fundos rochosos, enquanto outros em ambientes temporários que se formam durante as estações chuvosas (Abilhoa et al. 2011), sendo estes locais distintos considerados mesohabitats. Os rios, riachos, córregos e lagoas que ocorrem nas bacias hidrográficas podem conter diferentes mesohabitats, que são assim

considerados por apresentarem uma elevada diferenciação estrutural (Moyle & Cech Jr 2004).

Remansos e corredeiras são mesohabitats típicos de riachos, que diferem principalmente na velocidade da corrente, profundidade, variações espaciais e temporais na entrada de água, composição do substrato e estruturas bióticas (Abilhoa et al. 2011). Como consequência dessas diferenças, esses mesohabitats podem apresentar uma comunidade aquática distinta, que apresenta diferentes respostas morfológicas frente ao uso do habitat. Neste contexto, as espécies podem ser classificadas como generalistas (utilizam uma vasta gama de mesohabitats disponíveis) ou especialistas (usam mesohabitats específicos ou similares) (Abilhoa et al. 2011), embora essa denominação possa variar entre indivíduos de uma mesma espécie (Moyle & Baltz 1985). Sendo assim, o objetivo desse trabalho foi caracterizar a ictiofauna presente em um pequeno riacho utilizando 14 Índices Ecomorfológicos, buscando associar esses atributos aos dois mesohabitats distintos, remanso e corredeira, a fim de averiguar se suas características morfológicas estão associadas ao ambiente em que vivem.

Material e métodos

Área de Estudo

Este estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Campo Novo do Sul, afluente do Rio Canoas (27°53'53.83"S; 49°26'25.37"O), situado na Fazenda Reunidas Campo Novo, município de Bom Retiro, SC. O município de Bom Retiro apresenta um relevo acidentado, com altitudes variando de 400 a 1827 metros (Oliveira 2006). O processo de erosão pela ação direta das correntes fluviais esculpiu vales profundos nessa região (Rocha & Marimon 2014), que são moldados continuamente pelos rios, que vertem das regiões elevadas adjacentes (Suguo 1998).

A área de estudo apresenta formações geológicas com declividades suaves até bastante acentuadas, onde se formam corredeiras e cachoeiras (Santa Catarina 1986). O grande contraste entre as declividades faz com que os rios da região "apresentem curso sinuoso com pequenos trechos retilinizados", como são descritos em Santa Catarina

(1986). Isto faz com que os cursos da água escoem paralelamente uns aos outros (Christofolletti 1980).

A região é dominada por Mata Atlântica, sendo a vegetação de Bom Retiro, uma formação denominada Floresta Ombrófila Mista (FOM - mata de Araucárias), além de vegetação campestre (Campos do Planalto) (Klein, 1978). No trecho de riacho definido para a coleta, encontramos áreas de remanso, com formação de poços e maior deposição de sedimento fino e matéria orgânica, como galhos e folhas, e locais com corredeiras, onde o substrato predominante são as pedras. Em alguns locais da área de estudo pôde-se observar a supressão da vegetação nas margens do riacho, sendo que a ausência dessa mata ciliar facilitou a erosão das margens, onde foram encontradas árvores caídas sobre o curso do riacho e pontos de parcial assoreamento.

Coleta de dados

Foram selecionadas uma área de remanso e uma de corredeira (Figura 7.1) para a amostragem da ictiofauna. As variáveis abióticas de cada mesohabitat foram descritas com auxílio do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR; Buss 2008), para as seguintes categorias: substrato de fundo; deposição de sedimentos finos e fluxo do canal. Foram medidas também a largura do leito e a profundidade nos dois mesohabitats, usando uma trena. Em cada mesohabitat foram realizadas trélicas de cada medida, distribuídas no espaço onde ocorreu a amostragem da ictionofauna, a fim de abranger possíveis variações na fisionomia de cada trecho.



Figura 7. 1. Tipos de mesohabitats: A) remanso e B) corredeira, nos quais foram realizadas as amostragens da ictiofauna.

Para coleta da ictiofauna na corredeira foi utilizado o método de rede do tipo “kick net” (2,5 × 1,5 m), com malha de um centímetro (entre nós adjacentes), aplicando um esforço de aproximadamente um minuto, com três pessoas removendo o substrato com os pés (Figura 7.2). Na coleta da ictiofauna nas áreas de remanso foi utilizada uma rede de cerco (2,5 × 1,5 m), com malha de 1 × 1 cm (entre nós adjacentes). Os métodos foram aplicados com o intuito de capturar o maior número de indivíduos.



Figura 7. 2. Técnica de amostragem da ictiofauna na corredeira utilizando rede do tipo “kick net”.

Os peixes foram estocados em baldes contendo água do riacho. No laboratório, os peixes foram sacrificados por imersão em solução de 285 mg/L de Eugenol durante 10 minutos (Vidal et al. 2008) e fixados em solução formalina 10%. Os indivíduos foram identificados ao menor nível taxonômico possível e depositados na coleção zoológica MCT-PUCRS. Os indivíduos de *Jenynsia eirmostigma* tombados como MCT 50975; *Bryconamericus* sp. como MCT 50976; *Pareiorhaphis* spp. como MCT 50977, sendo que existia um espécime diferente deste gênero tombado como MCT 50978.

Utilizando um paquímetro com precisão de 0,05 mm, as seguintes medidas morfológicas foram obtidas: comprimento padrão (CP), altura máxima do corpo (AMC), largura máxima do corpo (LMC), altura mediana do corpo (AMCo), comprimento do

pedúnculo caudal (CPC), altura do pedúnculo caudal (APC), largura do pedúnculo caudal (LPC), comprimento da cabeça (CC), altura da cabeça (AC), largura da cabeça (LC), altura do olho (AO), altura da boca (AB), largura da boca (LB), comprimento da nadadeira dorsal (CND), altura da nadadeira dorsal (AND), comprimento da nadadeira caudal (CNC), altura da nadadeira caudal (ANC), comprimento da nadadeira peitoral (CNP), altura da nadadeira peitoral (ANP) (Figura 7.3; adaptado de Gatz Jr. 1979a,b, Watson & Balon 1984).

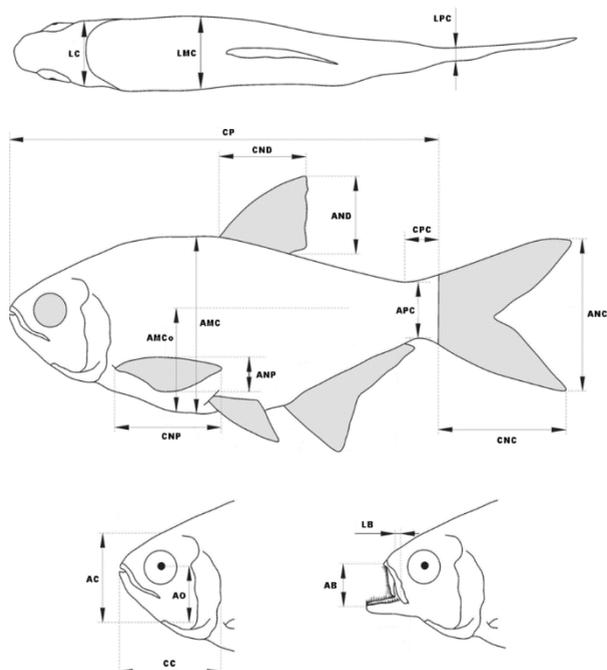


Figura 7. 3. Medidas morfológicas obtidas de cada indivíduo (adaptado de Oliveira et al. 2010).

Análise dos dados

Com base nas medidas morfométricas obtidas foram calculados 14 índices ecomorfológicos (Tabela 7. 1), que foram interpretados como indicadores dos tipos de habitat onde os peixes foram capturados ou como adaptações a ocupação de diferentes habitats. A fim de relacionar os índices ecomorfológicos dos peixes com os dois diferentes mesohabitats em que foram capturados, remanso e corredeira, foi utilizada uma Análise de Componentes Principais (PCA). Todas as análises foram realizadas em ambiente R, utilizando os pacotes Vegan (Oksanen et al. 2016) e GGbiplot (Vu 2011).

Tabela 7. 1. Índices ecomorfológicos obtidos com base nas medidas morfométricas (adaptado de Oliveira et al., 2010).

Índices	Fórmulas	Descrição
1. Índice de compressão do corpo	ICC = AMC/LMC	Valores altos indicam peixes que exploram habitats com baixa velocidade de corrente (Gatz Jr., 1979a; Watson & Balon, 1984).
2. Índice de depressão do corpo	IDC = AMCo/AMC	Valores baixos estão associados com peixes que vivem no fundo (Watson & Balon, 1984).
3. Comprimento relativo do pedúnculo caudal	CRPC = CPC/CP	Valores altos indicam peixes que ocupam habitats com fluxos de água rápidos (bons nadadores); no caso de cascudos seria em função da propulsão em curtas distâncias (Watson & Balon, 1984; Winemiller, 1991).
4. Altura relativa do pedúnculo caudal	ARPC = APC/AMC	Valores baixos indicam bom potencial de manobrabilidade (Winemiller, 1991).
5. Largura relativa do pedúnculo caudal	LRPC = LPC/LMC	Valores altos indicam melhores nadadores contínuos (Winemiller, 1991).

Índices	Fórmulas	Descrição
6. Comprimento relativo da cabeça	CRC = CC/CP	(6-10) Valores altos indicam peixes capazes de predar presas grandes
7. Altura relativa da cabeça	ARC = AC/AMC	(Gatz Jr., 1979a; Watson & Balon, 1984; Winemiller, 1991; Pouilly et al., 2003; Ward-Campbell et al., 2005; Willis et al., 2005).
8. Largura relativa da cabeça	LRC = LC/LMC	
9. Altura relativa da boca	ARB = AB/AMC	
10. Largura relativa da boca	LRB = LB/LMC	
11. Altura Relativa do Olho	ARO = AO/AC	Provém informação da posição do peixe na coluna d'água e das atividades visuais, como a alimentação (Pouilly et al., 2003).
12. Área relativa da nadadeira dorsal	ARND = CND × AND/CP	Valores altos estão associados à melhor capacidade de estabilização hidrodinâmica (Gosline, 1971).
13. Área relativa da nadadeira caudal	ARNC = CNC × ANC/CP	Valores altos estão associados à aceleração; natação ativa e contínua (Balon et al., 1986).
14. Área relativa da nadadeira peitoral	ARNP = CNP × ANP/CP	Valores altos indicam peixes de natação lenta (manobrabilidade); mas também peixes que exploram habitats de correntes intensas (Wilga & Lauder, 1999).

Resultados e Discussão

Dados Abióticos

Com base no PAR, as áreas de remanso foram caracterizadas como regiões com poucos seixos e a presença de troncos e detritos foliares no fundo; deposição de sedimento fino sobre o substrato elevada; fluxo do canal com baixa velocidade de corrente e maior largura do leito e profundidade. Enquanto regiões de corredeira foram caracterizadas com substrato composto quase exclusivamente por seixos; pouca deposição de sedimentos finos sobre o substrato; alta velocidade de corrente e menor largura do leito e profundidade (Tabela 7. 2).

Tabela 7. 2. Parâmetros abióticos mensurados e descritos com auxílio do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) (Buss, 2008) para os mesohabitats, remanso e corredeira (média \pm desvio-padrão).

Parâmetros	Mesohabitats	
	Remanso	Corredeira
Profundidade (m)	1,4 \pm 0,56	0,27 \pm 0,06
Largura (m)	9,8 \pm 0,53	4,4 \pm 3,21
Substrato de fundo	Poucos seixos; presença de areia, troncos e detritos foliares	Composto quase exclusivamente por seixos
Disposição de sedimentos	Elevada	Baixa
Fluxo do canal	Baixa velocidade de corrente	Alta velocidade de corrente

Dados Ictiológicos

Foram coletados no total 25 indivíduos, destes 15 foram capturados no mesohabitat corredeira e dez no remanso. Identificamos entre eles três espécies de peixes: *Pareiorhaphis* spp. (cascudo – 11 indivíduos); *Bryconamericus* sp. (lambari – um indivíduo) e *Jenynsia eirmostigma* (13 indivíduos) (Tabela 7. 3).

Tabela 7. 3. Média (\pm desvio-padrão) dos 14 índices ecomorfológicos mensurados para cada uma das três espécies de peixes.

Índice Ecomorfológico	<i>Pareiorhaphis</i> spp. (N = 11)	<i>J. eirmostigma</i> (N = 13)	<i>Bryconamericus</i> sp. (N = 1)
ICC	0,64 \pm 0,07	1,31 \pm 0,11	2,10
IDC	0,33 \pm 0,07	0,52 \pm 0,10	0,60
CRPC	0,17 \pm 0,02	0,08 \pm 0,01	0,08
ARPC	0,59 \pm 0,06	0,54 \pm 0,03	0,35
LRPC	0,18 \pm 0,03	0,25 \pm 0,03	0,30
CRC	0,32 \pm 0,02	0,22 \pm 0,03	0,23
ARC	0,87 \pm 0,12	0,71 \pm 0,06	0,60
LRC	1,15 \pm 0,07	1,01 \pm 0,13	2,01
ARB	1,08 \pm 0,14	0,38 \pm 0,06	0,30
LRB	0,83 \pm 0,11	0,52 \pm 0,18	0,36
ARO	0,79 \pm 0,09	0,39 \pm 0,09	0,40
ARND	1,81 \pm 0,39	0,67 \pm 0,19	1,82
ARNC	1,90 \pm 0,31	0,94 \pm 0,25	4,27
ARNP	1,70 \pm 0,30	0,33 \pm 0,09	1,08

No mesohabitat remanso foram amostrados apenas indivíduos de *J. eirmostigma*, enquanto *Pareiorhaphis* spp. e *Bryconamericus* sp. foram coletados somente no mesohabitat corredeira, além de três indivíduos de *J. eirmostigma*. A ordenação dos índices ecomorfológicos através da PCA explicou 79,1% da variação total dos dados. O eixo 1 explicou 62,1% da variação dos dados, enquanto o eixo 2 explicou 17% (Figura 1.). Dois agrupamentos foram formados, um de peixes de corredeira e um de peixes de remanso. Os três espécimes de *J. eirmostigma* presentes na corredeira foram agrupados juntamente com os demais indivíduos do remanso.

pedúnculo caudal). Estas são métricas de formato do corpo associadas a posição na coluna da água e capacidade de natação. Maiores valores do índice ICC, indicam peixes comprimidos lateralmente (Figura 7.5B) e a exploração de ambientes de baixa velocidade de corrente (Gatz Jr. 1979a, Watson & Balon 1984), característica típica do mesohabitats de remanso, assim como valores altos do índice LRPC e IDC, que sugerem peixes com pedúnculo caudal largo e sem achatamento dorso-ventral (Figura 7.5A e B), que vivem na coluna da água em áreas de calmaria e mais profundas, através de uma natação contínua (Winemiller 1991).

Tabela 7. 4. Escores dos 14 índices ecomorfológicos para os dois primeiros eixos da PCA..

Índices Ecomorfológicos	Eixo da PCA	
	1	2
ICC – Índice de compressão do corpo	0,304	0,234
IDC – Índice de depressão do corpo	0,252	0,038
CRPC – Comprimento relativo do pedúnculo caudal	-0,314	0,044
ARPC – Altura relativa do pedúnculo caudal	-0,183	-0,446
LRPC – Largura relativa do pedúnculo caudal	0,264	0,119
CRC – Comprimento relativo da cabeça	-0,311	0,034
ARC – Altura relativa da cabeça	-0,257	-0,198
LRC – Largura relativa da cabeça	-0,053	0,556
ARB – Altura relativa da boca	-0,327	-0,034
LRB – Largura relativa da boca	-0,264	-0,037
ARO – Altura relativa do olho	-0,309	0,042
ARND – Área relativa da nadadeira dorsal	-0,290	0,228
ARNC – Área relativa da nadadeira caudal	-0,146	0,542
ARNP – Área relativa da nadadeira peitoral	-0,315	0,170

A métrica ARPC (altura relativa do pedúnculo caudal) foi a de maior correlação negativa no eixo 2 (Tabela 7. 4), o que representa baixos valores deste índice para os peixes de remanso, indicando que estes peixes possuem boa capacidade de manobrabilidade (Winemiller, 1991). Essa característica define a aptidão do peixe em realizar uma manobra em menor ângulo e maior velocidade, portanto, se o corpo é curto e alto (achatado lateralmente) (Figura 7.5A e B), menor será a resistência para a manobra (Alexander

1967). Portanto, peixes com essa morfologia apresentam bom desempenho em habitats mais estruturados, com a presença de vegetação e galhos (Breda et al. 2005), como em nossa área de remanso.

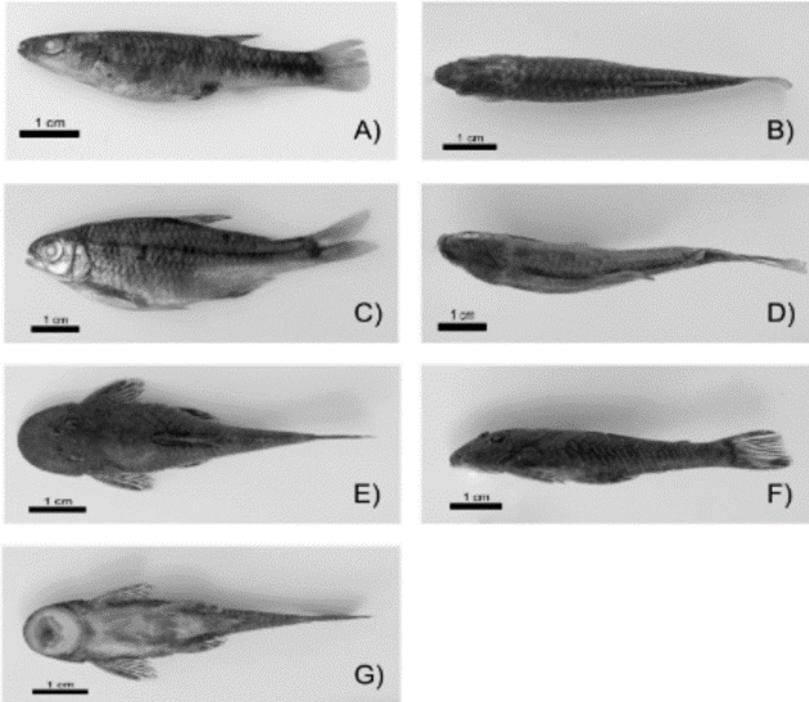


Figura 7. 5. Prancha dos peixes: A) e B) *J. eirmostigma*; C) e D) *Bryconamericus sp.*; E), F) e G) *Pareiorhaphis spp.*

O único indivíduo de *Bryconamericus sp.* (lambari), apesar de ter sido capturado na corredeira, também apresentou correlação com os índices acima descritos (correlação positiva com ICC; LRPC; IDC e negativa com ARPC) (Figura 7.5C e D), além de associação com a parte positiva do eixo 2, principalmente para as métricas: LRC (largura relativa da

cabeça) e ARNC (área relativa da nadadeira caudal). Valores altos do índice ARNC indicam que essa espécie tem ampla nadadeira caudal (Figura 7.5C) e é capaz de uma natação ativa e de forma acelerada (Balon et al. 1986), necessária para que possa habitar ambientes de corredeira, que tem alta velocidade de corrente. Além disso, o alto valor do índice LRC indica que estes são peixes capazes de se alimentar de presas grandes (Winemiller 1991, Pouilly et al. 2003), corroborando seu hábito alimentar essencialmente carnívoro, se alimentando principalmente de larvas e adultos de artrópodes (Uieda et al. 1997, Rezende & Mazzoni 2003). Dessa forma, é possível que essa espécie exiba certa generalidade em relação ao hábitat, apresentando características morfológicas que a permite transitar entre mesohabitats.

As métricas que apresentaram maior correlação com o lado negativo do eixo 1 (Tabela 7. 4), onde se concentraram os indivíduos de *Pareiorhaphis* spp. (cascudo), que foram encontrados no mesohabitat corredeira, são: ARB e LRB (altura e largura relativas da boca); CRC; ARC e LRC (comprimento, altura e largura relativas da cabeça), índices ecomorfológicos que quando apresentam valores elevados (boca e cabeça avantajados), estão associados a peixes que conseguem predar grandes presas (Pouilly et al. 2003), mas que no caso dos cascudos está associado à posição ventral da boca, em forma de “ventosa” (Figura 7.5G), que utilizam para se fixar a substratos lisos e, em associação com dentes, para raspar algas, detritos e pequenos invertebrados das superfícies rochosas, componentes de sua dieta (Delariva & Agostinho 2001). Assim, essas características da espécie estão associadas com o mesohabitat corredeira, pois a presença da boca em forma de “ventosa” permite a fixação em um ambiente com forte correnteza, além de possibilitar o forrageio na superfície dos seixos, recurso disponível neste tipo de hábitat.

Além das métricas citadas anteriormente, relacionadas aos hábitos alimentares, índices relacionados a natação para ambientes com as características de corredeiras, também se mostraram importantes para *Pareiorhaphis* spp., como: ARNP (área relativa da nadadeira peitoral), CRPC (comprimento relativo do pedúnculo caudal); ARND (área relativa da nadadeira dorsal); e ARNC (área relativa da nadadeira caudal). Em geral essas métricas apontam bons nadadores: ampla nadadeira peitoral indica que ocupam ambientes com fluxos de água rápidos (ARNP); o pedúnculo caudal longo sugere que

conseguem grande propulsão em curtas distâncias (CRPC); a grande nadadeira dorsal indica que tem maior capacidade de estabilização hidrodinâmica (ARND) e a caudal para uma natação acelerada e contínua (ARNC; Figura 7.5E, F e G) (Gosline 1971, Watson & Balon 1984, Wilga & Lauder 1999).

Já a métrica ARO (altura relativa do olho), é indicativa da posição do peixe na coluna da água e provém informações relacionadas às atividades visuais do peixe (Pouilly et al. 2003), sendo que valores altos deste índice sugerem peixes que vivem no fundo e em que os olhos são posicionados mais acima no corpo, como no caso dos cascudos que vivem fixos aos seixos no fundo das corredeiras (Figura 7.5E e F). Os valores baixos do IDC (índice de depressão do corpo) para os cascudos, também indicam melhor desempenho na locomoção sobre o substrato rochoso (Gatz Jr. 1979a), sendo que o maior problema de explorar ambientes de corredeira é manter sua posição na água (Casatti 1996) e corpos deprimidos e alongados, com pedúnculo caudal comprido, e “ventosas” de fixação (Figura 7.5E, F e G) permitem aos cascudos viver nesses habitats de maior correnteza.

Conclusão

Os indivíduos de *J. eirmostigma* que foram capturados no mesohabitat de remanso possuem corpos comprimidos lateralmente, pedúnculo caudal largo e com pouca altura, e nadadeira caudal pequena. Estas características lhes conferem boa manobrabilidade para se manterem na coluna da água em locais mais profundos e conferem pouca vantagem em ambientes com corredeira. Já o indivíduo de *Bryconamericus* sp., possui corpo comprimido lateralmente e elevada capacidade de manobrabilidade. Porém, apesar de capturado no remanso, apresenta ampla nadadeira caudal, o que possibilita que ocupe também ambientes de alta velocidade de corrente. Os indivíduos de *Pareiorhaphis* spp. estão totalmente adaptados ao ambiente de corredeira onde vivem. O tamanho avançado das nadadeiras peitoral, dorsal e caudal, além do corpo deprimido, pedúnculo caudal longo e as “ventosas”, possibilitam boa natação, propulsão, estabilização hidrodinâmica e fixação ao substrato.

Foram capturados neste estudo indivíduos de apenas três espécies de peixes, devido às limitações no método de amostragem. A aplicação de outros métodos, como a pesca elétrica, possibilitaria uma amostragem mais abrangente da ictiofauna. No entanto, consideramos que o método utilizado é rápido, efetivo, e possui baixo custo para a avaliação proposta. A forma do corpo dos indivíduos amostrados tem grande associação com sua capacidade de natação, manobrabilidade, posição na coluna da água e hábitos alimentares. Assim, concluímos que os Índices Ecomorfológicos podem ser bons indicadores do habitat onde os peixes vivem.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à Fazenda Reunidas Campo Novo, por disponibilizar a estrutura necessária para a realização deste estudo, e ao Dr. Eduardo L. H. Giehl pelo apoio na coleta e análise dos dados. Também agradecemos o Dr. Carlos Lucena, Museu de Ciências e Tecnologia/PUCRS, pelo auxílio na determinação das espécies coletadas neste estudo.

Bibliografia

- Abilhoa, V., Braga, R.R., Bornatowski, H., & Vitule, J.R.S. (2011) Fishes of the Atlantic Rain Forest Streams: ecological patterns and conservation. In O. Grillo (Ed.), *Changing Diversity in Changing Environmental* (pp. 259–282). InTech, Rijeka, pp. 259–282.
- Alexander, R.M. (1967) *Functional Design in Fishes*. London: Hutchinson Press.
- Alexander RM. (1967) *Functional Design in Fishes*. London: Hutchinson.
- Balon, E.K., Crawford, S.S., & Lelek, A. (1986) Fish communities of the upper Danube River (Germany, Austria) prior to the new Rhein-Main-Donau connection. *Environmental Biology of Fishes*, **15**, 243–271.
- Breda, L., De Oliveira, E.F., & Goulart, E. (2005) Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, **27**, 371–381.

- Buss, D.F. (2008) Desenvolvimento De Um Índice Biológico Para Uso De Voluntários Na Avaliação Da Qualidade Da Água De Rios. *Oecol. Bras.*, **12**, 516–526.
- Casatti, L. (1996) *Biologia e ecomorfologia dos peixes de um trecho de corredeiras no curso superior do rio São Francisco, São Roque de Minas, MG*. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista.
- Christofoletti, A. (1980) *Geomorfologia*. São Paulo: Edgard Blucher.
- Delariva, R. & Agostinho, A.A. (2001) Relationship between morphology and diets of six neotropical lorocariids. *Journal of Fish Biology*, **58**, 832–847.
- Freire, A.G. & Agostinho, A.A (2001) Ecomorfologia de oito espécies dominantes da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná/Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensis*, **13**, 1–9.
- Gatz Jr., A.J. (1979a) Community organization in fishes as indicated by morphological features. *Ecology*, **60**, 711–718.
- Gatz Jr., A.J. (1979b) Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane studies in Zoology and Botany*, **21**, 91–124.
- Gorman, O.T. & Karr, J.R. (1978) Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, **59**, 507–515.
- Gosline, W.A. (1971) *Functional morphology and classification of teleostean fishes*. Honolulu: Univ. Hawaii Press.
- Karr, J.R. & James, F.C. (1975) Eco-morphological configurations and convergent evolution in species and communities. In: M.L. Cody & J.M. Diamond (Eds.), *Ecology and evolution of communities* (pp.258-291). Harvard: Harvard University Press.
- Klein, R.M. (1978) Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina. *Flora Illustrada Catarinense*, **5**, 1–24.
- Leal, C.G., Junqueira, N.T., & Pompeu, P.S. (2011) Morphology and habitat use by fishes of the Rio das Velhas basin in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, **90**, 143–157.

- Lowe-McConnell, R.H. (1975) *Fish communities in tropical freshwaters*. London: Longman.
- Morellato, L.P.C. & Haddad, C.F.B. (2000) Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, **32**, 786–792.
- Motta, P.J., Clifton, K.B., Hernandez, P., & Eggold, B.T. (1995) Ecomorphological correlates in ten species of subtropical seagrass fishes: diet and microhabitat utilization. *Environmental Biology of Fishes*, **44**, 37–60.
- Moyle, P.B. & Baltz, D.M. (1985) Microhabitat use by an assemblage of California stream fishes: developing criteria for in stream flow determinations. *Transactions of the American Fisheries Society*, **114**, 695–704.
- Moyle, P.B. & Cech Jr., J.J. (2004) *Fishes. An introduction to ichthyology*. New Jersey: Prentice Hall.
- Norton, S.F., Luczkovich, J.J., & Motta, P.J. (1995) The role of ecomorphological studies in the comparative biology of fishes. *Environmental Biology of Fishes*, **44**, 287–304.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L. Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2016) *Vegan: Community Ecology Package*. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
- Oliveira, M.S. (2006) *Gestão Territorial Baseada na Vulnerabilidade da Ocupação do Solo como Ferramenta de Desenvolvimento Municipal*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Oliveira, E.F., Goulart, E., Breda, L., Minte-Vera, C.V., Paiva, L.R.S., & Vismara, M.R. (2010) Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: Effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology*, **8**, 569–586.
- Pouilly, M., Lino, F., Bretenoux, J. & Rosales, C. (2003) Dietary – morphological relationships in a fish Dietary assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. *Journal of Fish Biology*, **62**, 1137–1158.

- Rezende, C.F. & Mazzoni, R. (2003) Aspectos da alimentação de *Bryconamericus microcephalus* (Characiformes, Tetragonopterinae) no córrego Andorinha, Ilha Grande – RJ. *Biota Neotropica*, **3**, 1–6.
- Rocha, I.O. & Marimon, M.P.C. (2014) *Diagnóstico socioambiental e proposições de planejamento territorial: Alfredo Wagner e Bom Retiro (Santa Catarina)*. Florianópolis: Editora UDESC.
- Santa Catarina. (1986) Atlas de Santa Catarina. Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral. Rio de Janeiro: Aerofoto Cruzeiro.
- Suguió, K. (1998) *Dicionário de Geologia Sedimentar e áreas afins*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.
- Teixeira, I. & Bennemann, S.T. (2007) Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, **7**, 67–76.
- Uieda, V.S., Buzzato, P., & Kikuchi, R.M. (1997) Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de serra do Sudeste do Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, **69**, 243–252.
- Vidal, L.V.O., Albinati, R.C.B., Albinati, A.C.L., Lira, A.D.D., Almeida, T.R.D., & Santos, G.B. (2008) Eugenol como anestésico para a tilápia-do-nylo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **43**, 1069–1074.
- Vu, V.Q. (2011) *GGbiplot: An R package for sparse PCA via Fantope Projection and Selection*. Disponível em: <<http://github.com/vqv/ggbiplot>>.
- Ward-Campbell, B.M.S., Beamish, F.W.H., & Kongchaiya, C. (2005) Morphological characteristics in relation to diet in five coexisting Thai fish species. *Journal of Fish Biology*, **67**, 1266–1279.
- Watson, D.J. & Balon, E.K. (1984) Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology*, **25**, 371–384.
- Webb, P.W. (1984) Form and function in fish swimming. *Scientific American*, **251**, 58–68.

- Wilga, C.D. & Lauder, G.V. (1999) Locomotion in sturgeon: function of the pectoral fins. *Journal of Experimental Biology*, **202**, 2413–2432.
- Willis, S.C., Winemiller, K.O., & Lopez-Fernandez, H. (2005) Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia*, **142**, 284–295.
- Winemiller, K.O. (1991) Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs*, **61**, 343–365.
- Wood, B.M. & Bain, M.B. (1995) Morphology and microhabitat use in stream fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, **52**, 1487–1498.

Efeito da adição de sedimento fino sobre a comunidade de invertebrados aquáticos: um estudo de caso em trecho de riacho de altitude

Pellegrini, Y.; Freitas, R.F.; Hensen, M.C.; Machado, L.P.; Medina, M.; Silveira, T.C.L.; Lemes-Silva, A.L.

Introdução

Nos últimos anos, os riachos têm sofrido sérios impactos antrópicos, como desmatamento das margens, construção de rodovias, remoção da vegetação ripária, pastejo e/ou locomoção de caprinos/bovinos e extração mineral (Furniss et al. 1991). Além disso, causas naturais como a natureza do rio e o ambiente ao seu redor influenciam o volume de sedimento transportado para o rio, o grau de sedimentação e o seu impacto na fauna e flora (Wood & Armitage 1997). Consequentemente, tais fatores têm ocasionado um aumento na entrada de sedimentos e assoreamento de ambientes aquáticos (Angradi 1999) alterando as propriedades do hábitat (Moulton & Wantzen 2006) e a estrutura das comunidades aquáticas.

O aporte de sedimentos finos tem sido considerado uma ameaça global para a fauna de água doce (Richter et al. 1997), uma vez que o aumento do carreamento desses sedimentos pode ter efeitos sinérgicos na biota (Ryan 1991, Waters 1995). Sedimentos finos na coluna d'água aumentam a turbidez, limitam a penetração de luz e potencialmente reduzem a produtividade primária, apresentando impactos na cadeia alimentar (Van Nieuwenhuysse & La Perriere 1986, Davies-Colley et al. 1992). Em casos extremos, os sedimentos modificam a morfologia do leito dos rios (Nuttall 1972; Wright & Berrie 1987, Doeg & Koehn 1994), reduzindo o hábitat disponível para organismos aquáticos (Schälchi 1992, Richards & Bacon 1994), tais como os macroinvertebrados aquáticos.

Macroinvertebrados aquáticos são fundamentais para a saúde dos corpos d'água, participam da dinâmica de nutrientes, processamento de matéria e do fluxo de energia,

além de servirem de alimentos para os outros organismos (Harrison et al. 2007). Apresentam alta diversidade taxonômica, sendo a maior parte pertencente à classe Insecta (Vannote et al. 1980). Muitos desses grupos apresentam sensibilidade ou intolerância a determinadas condições ambientais, tais como o aporte de material fino (Goulart & Calisto 2003).

Impactos e efeitos deletérios da deposição de sedimentos finos na diversidade de macroinvertebrados aquáticos vêm sendo amplamente documentados (Cordone & Kelley 1961, Chutter 1969, Cummins & Lauff 1969, Culp et al. 1986, Bond & Downes 2003, Jones et al. 2012). Armitage et al. (1995) descreve quatro maneiras através das quais a macrofauna de invertebrados é afetada pela deposição de sedimentos finos: por meio da alteração da composição do substrato, favorecendo alguns táxons em detrimento de outros; pelo aumento do comportamento de "drift" (quando um organismo migra para outro local através da correnteza); por atingir o aparelho respiratório desses organismos ou baixar as concentrações de oxigênio disponível; e, por afetar as atividades alimentares através do impedimento da filtração por parte de alguns organismos.

Da cabeceira até a jusante dos rios, as variáveis físicas dentro de um sistema de riacho apresentam um gradiente contínuo de condições incluindo: comprimento, largura, profundidade, velocidade, volume de fluxo, temperatura e ganho de entropia (Vannote et al. 1980). Com o aumento do tamanho do riacho, a importância reduzida da entrada de material orgânico terrestre coincide com a maior significância da produção primária autóctone e transporte orgânico de partes mais altas do riacho (Vannote et al. 1980). Desta maneira, o aporte de sedimentos em riachos pode influenciar na diversidade de macroinvertebrados presentes. Sendo assim, neste estudo pretendeu-se avaliar o efeito da adição de sedimentos finos em suspensão sobre a comunidade de macroinvertebrados aquáticos em um riacho de altitude na serra catarinense. Neste estudo espera-se que a abundância, a riqueza taxonômica e a diversidade de grupos funcionais da macrofauna sejam afetadas negativamente pelo aporte de sedimentos finos em suspensão para o riacho.

Material e métodos

Procedimentos em campo

Dentro de um trecho de um riacho da bacia hidrográfica do rio Campo Novo do Sul, afluente do Rio Canoas (Bom Retiro, Serra Catarinense), foram selecionados 5 pontos de amostragem, com profundidade e velocidade de corrente similares. Os pontos apresentavam uma distância de aproximadamente 25 a 30 m. Todos os pontos estavam localizados em áreas de corredeiras para evitar locais com deposição de sedimentos. Em cada ponto amostral foram coletadas duas amostras, tratamento e controle, considerando como tratamento as amostras com adição de sedimento fino e controle as amostras sem adição de sedimento.

Para o tratamento, foi coletada e peneirada uma quantidade padrão de sedimento fino da margem do riacho para todas as amostras (12 litros de sedimento diluídos em 90 litros de água para cada ponto amostrado). O sedimento foi diluído em um balde (20 litros) e posteriormente colocado num recipiente conectado a uma mangueira fixada no ponto selecionado do riacho (Figura 8. 1). Após 10 min da depleção do sedimento para o riacho, a coleta de macroinvertebrados aquáticos foi realizada utilizando-se um amostrador tipo surber (área de 30 x 30 cm, malha de 500 µm) (Figura 8. 2a). O método de adição de sedimento foi adaptado de Castro Vasconcelos & Melo (2008).

As coletas das amostras foram realizadas primeiro no local que recebeu o sedimento e depois no local controle. A amostra controle se localizava sempre à montante da amostra tratamento para cada uma das réplicas. Cada unidade amostral foi obtida pelo revolvimento delicado do substrato durante 1 minuto (Figura 8. 2b) e acondicionada posteriormente em sacos plásticos devidamente identificados. Uma vez finalizada a amostragem de cada ponto, foram medidas a profundidade e largura do riacho e velocidade da correnteza. A velocidade da correnteza foi determinada pelo tempo gasto por um objeto flutuante para percorrer uma distância determinada.



Figura 8. 1. Metodologia utilizada para a adição de sedimento fino no riacho (a) o sedimento foi coletado e peneirado; (b e c) o sedimento foi diluído num balde de 20 litros; (d) o sedimento diluído foi colocado num recipiente conectado a uma mangueira fixada no ponto do riacho selecionado para a amostragem. (e) detalhe do sedimento fino sendo liberado no riacho.

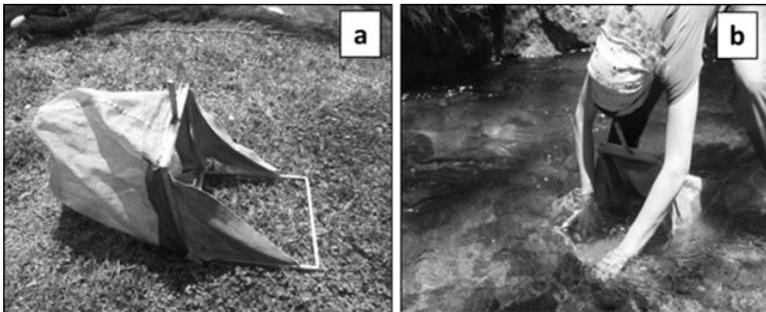


Figura 8. 2. Metodologia utilizada para a coleta de macroinvertebrados aquáticos. (a) Amostrador tipo Surber; (b) Revolvimento do substrato dentro do amostrador para desalojar os macroinvertebrados.

Procedimentos em laboratório

Após a coleta, foram realizadas as triagens e identificação dos organismos. As amostras foram retiradas dos sacos plásticos e colocadas em bandejas plásticas sobre o transluminador para fazer a separação dos organismos que foram posteriormente fixados em álcool etílico 70%. Após a triagem, as amostras foram analisadas sob microscópio estereoscópico e o material foi identificado até o nível de família. Os organismos de cada amostra foram guardados em potes devidamente identificados e os dados foram planejados.

Análises estatísticas

As análises foram realizadas através do software R versão 0.99.903 (R Core Team 2016). Utilizamos o teste t pareado unicaudal para testar se a abundância da macrofauna aquática, riqueza taxonômica e a diversidade funcional são menores no tratamento com adição de sedimentos em suspensão em relação ao controle.

Resultados

Características do local

A velocidade média de corrente da água foi similar nos cinco pontos amostrados ($v=0,5 \pm 0,04$ m/s). A média da profundidade dos controles foi $31 \pm 2,26$ cm e $32,8 \pm 4,08$ cm no tratamento. A média da largura do rio no ponto controle foi de $2,92 \pm 0,23$ m e no tratamento foi de $3,42 \pm 0,26$ m. O tempo efetivo do experimento variou consideravelmente entre a primeira amostragem e as outras quatro, que se mantiveram similares, com uma média de $5,65 \pm 1,01$ min, atribuída ao aperfeiçoamento e melhora do protocolo. O tempo máximo foi de 10 min e o mínimo de 3,58 min.

Macrofauna aquática

Foram coletados 773 macroinvertebrados aquáticos, 389 indivíduos no tratamento e 384 no controle. Foram identificadas 24 famílias de macroinvertebrados aquáticos, sendo 20 famílias no tratamento e 21 famílias no controle. As principais famílias encontradas tanto no tratamento como no controle foram Aeglidae, Chironomidae, Empididae,

Psephenidae, Baetidae e Caenidae (Tabela 8. 1). Em relação à abundância de indivíduos por família foi possível perceber que os valores foram semelhantes entre ambas as situações consideradas. Analisando os dados da macrofauna através da classificação em grupos tróficos (Tabela 8. 2), não foram observadas diferenças significativas na composição dos grupos tróficos entre as amostras no tratamento e no controle.

Tabela 8. 1. Abundância de macroinvertebrados aquáticos por família coletados o tratamento e no controle.

Família	Tratamento	Controle
Psephenidae	57	54
Empididae	56	52
Hidrobiidae	2	4
Chironomidae	58	52
Aeglidae	67	61
Oligochaeta	3	4
Hydroptilidae	0	1
Caenidae	32	40
Baetidae	37	38
Leptoceridae	5	0
Belostomatidae	6	6
Coenagrionidae	5	5
Hydropsychidae	22	22
Leptophlebiidae	0	18
Leptohyphidae	0	3
Simuliidae	5	5
Odontoceridae	1	1
Carixidae	3	0
Helicopsychidae	2	2
Tabanidae	3	3
Gripopterigidae	14	6
Ceratopogonidae	8	6
Nataridae	0	1
Elmidae	3	0

Tabela 8. 2. Numero de táxon por grupos tróficos funcionais no tratamento e controle.

Grupos tróficos	Tratamento	Controle	Total
Fragmentadores	3	2	3
Coletores-catadores	7	7	8
Predadores	4	5	5
Coletores-filtradores	2	2	2
Raspadores	4	5	6
Total	20	21	24

A abundância de organismos encontrados foi significativamente menor nas amostras correspondentes ao tratamento ($37,2 \pm 5,01$) em relação ao controle ($51,0 \pm 6,50$) ($t = -5,76$; $P < 0,001$; Figura 8. 3).

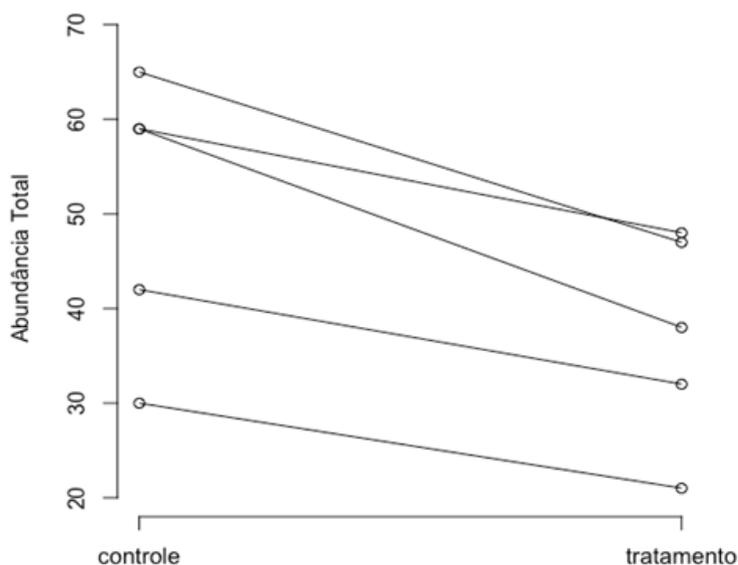


Figura 8. 3. Valores da abundância total de macroinvertebrados aquáticos no controle (sem adição de sedimento) e tratamento (com adição de sedimento). Os pontos no gráfico correspondem aos cinco pontos amostrados.

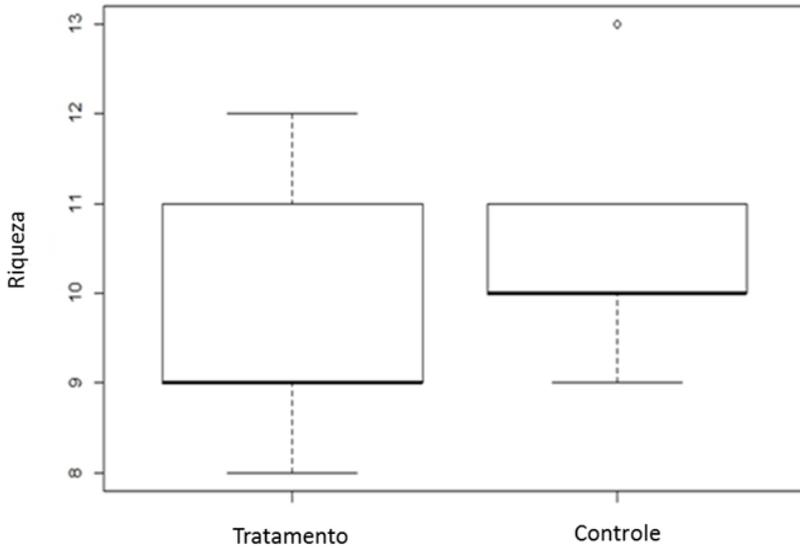


Figura 8. 4. Riqueza taxonômica de macroinvertebrados aquáticos no tratamento e controle.

O teste t pareado para avaliar a abundância dos diferentes grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados aquáticos entre o tratamento e o controle não mostrou diferenças significativas para nenhum dos grupos. Entretanto, observa-se uma tendência de maior abundância de invertebrados coletor-catador, predadores e raspadores nas amostras do controle e uma maior abundância de invertebrados coletor-filtrador e fragmentadores nas amostras do tratamento (Tabela 8. 3).

Tabela 8. 3. Valores médios \pm erro padrão e resultados do teste t para as abundâncias dos diferentes grupos tróficos de macroinvertebrados aquáticos no tratamento (com sedimento) e controle (sem sedimento).

Grupos	Tratamento	Controle	t	p
Coletor-catador	14,8 \pm 2,13	20,6 \pm 5,12	-1,24	0,14
Coletor-filtrador	2,8 \pm 1,4	2,6 \pm 1,3	0,07	0,47
Fragmentadores	10 \pm 4,03	8,4 \pm 2,8	0,71	0,25
Predadores	4,2 \pm 1,3	10,8 \pm 3,9	-1,3	0,12
Raspadores	5,4 \pm 1,02	8,6 \pm 2,4	-1,4	0,12

Discussão

O aporte de sedimento fino aos cursos de água acontece de forma natural, como parte dos processos hidrogeomorfológicos dos sistemas fluviais. No entanto, atividades antropogênicas têm causado um aumento excessivo no aporte de sedimento fino para os cursos d'água, com impactos ecológicos negativos que afetam a biota presente nestes ambientes (Matthaei et al. 2006, Jones et al. 2012).

O presente estudo mostrou uma diminuição na abundância total de macroinvertebrados aquáticos em resposta à adição de sedimento fino, o que confirmaria a hipótese do nosso estudo, de que o aumento da quantidade de sedimentos em suspensão tem consequências negativas para os organismos. Porém, a riqueza de espécies e a diversidade de grupos tróficos funcionais não variaram de forma significativa em relação ao controle.

Muitas investigações evidenciaram o impacto negativo que o sedimento fino tem sobre a comunidade de invertebrados aquáticos. Num estudo experimental, Angradi (1999) encontrou uma menor densidade e biomassa de organismos em resposta ao incremento na quantidade de sedimentos. De forma similar, foram observadas diminuições na abundância e riqueza de espécies de macroinvertebrados como resposta imediata ao aporte de sedimento fino (Doeg & Koehn 1994, Castro Vasconcelos & Melo 2008). Shaw & Richardson (2001) encontraram que não só a concentração do sedimento no ambiente causa um impacto, senão também o tempo de liberação do sedimento fino no corpo d'água, encontrando uma diminuição da abundância total e

riqueza de famílias de invertebrados à medida que aumenta a duração da exposição ao sedimento.

Na Nova Zelândia, Matthaei et al. (2006) realizaram experimentos em campo em quatro ambientes com diferentes características em relação ao uso do solo. Eles esperavam que o sedimento fino adicionado tivesse efeitos negativos sobre a maior parte da biota dos riachos, e efeitos positivos só para poucos táxons bem adaptados a essas condições. Como resultado, houve uma redução da riqueza média de táxons de invertebrados e diminuição da riqueza dos grupos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em relação ao controle.

Impactos negativos do sedimento fino sobre a fauna bentônica podem ser atribuídos ao sedimento que se deposita no fundo e/ou ao sedimento em suspensão (Wood & Armitage 1997, Castro Vasconcelos & Melo 2008). Uma vez que os pontos de amostragem estavam localizados em áreas de corredeiras, que evitam a deposição de sedimentos, os resultados observados neste trabalho seriam produto da influência das partículas do sedimento em suspensão. A menor abundância de organismos encontrados nas amostras com adição de sedimento coincide com o trabalho de Culp et al. (1986); eles observaram que os sedimentos em suspensão provocaram um distúrbio físico que diminuiu a densidade bentônica total a menos do 50% em 24 horas e influenciou significativamente a composição da comunidade de macroinvertebrados.

Por outro lado, Bond & Downes (2003) fizeram um estudo onde avaliaram o efeito da quantidade de sedimento fino e da velocidade do fluxo da água, tanto de forma independente como do seu efeito combinado. Eles encontraram que a quantidade de sedimento fino na água não tinha um efeito significativo na diversidade e abundância dos invertebrados em relação àquele exercido pelo fluxo da água. Porém, nesse estudo, as quantidades de sedimento utilizadas corresponderiam a quantidades similares às de inundações típicas na área de estudo (Austrália). Baseados nos artigos que demonstraram uma influencia negativa do sedimento na biota, poderíamos pensar que as quantidades de sedimento utilizadas não permitiram observar respostas dos invertebrados no curto prazo.

O comportamento de "drift" ou migração de organismos a outros sítios, que resulta numa menor abundância no sítio amostrado, seria resultado de vários problemas ocasionados pelo sedimento nos organismos. Partículas grandes de sedimento em suspensão poderiam provocar danos em partes do corpo desprotegidas ou frágeis, como as brânquias ou aparato alimentador-filtrador. Quando a carga de sedimento é muito alta, os indivíduos poderiam migrar para regiões de menor fluxo de água ou passar tempo reparando e limpando as estruturas afetadas. No entanto, eles podem gastar mais energia tentando se limpar do que a energia que conseguem ganhar com o alimento, provocando a interrupção da alimentação nesses sítios (Jones et al. 2012). Além disso, para os invertebrados filtradores, um aumento na quantidade de matéria orgânica significa uma maior disponibilidade de alimento, mas se os sedimentos têm uma alta porcentagem de matéria inorgânica, então a qualidade do alimento será baixa (Wood & Armitage 1997). O aumento da quantidade do sedimento em suspensão também diminui a penetração da luz na coluna d'água e aumenta a turbidez, o que provoca uma diminuição na produção e qualidade nutricional do perifiton (que inclui algas, fungos, bactérias, matéria orgânica e o sedimento depositado na superfície das rochas). Essa diminuição na qualidade nutricional do perifiton poderia ter graves consequências nos invertebrados raspadores, que dependem deste recurso (Jones et al. 2012). O aumento na turbidez também reduz o sucesso dos invertebrados predadores na estratégia de alimentação visual (Wantzen 2006), migrando então a sítios com condições mais favoráveis.

Finalmente, apesar dos testes não terem apresentado diferenças significativas, foi observada uma tendência a uma menor abundância de indivíduos dos grupos tróficos funcionais coletor-catador e predadores (mais móveis) no experimento com sedimento. Este resultado demonstra que, ao perturbar o ambiente, os organismos deste grupo funcional conseguem se afastar da área perturbada conforme o esperado. Por outro lado, o resultado observado para os grupos funcionais coletor-filtrador e raspadores (menos móveis) coincide com a literatura que destaca a baixa mobilidade desses organismos.

Conclusões

O presente trabalho objetivou avaliar a influencia do aporte do sedimento fino na abundância total, riqueza taxonômica e diversidade de grupos funcionais da comunidade de macroinvertebrados aquáticos num trecho de riacho de altitude. A abundância total de invertebrados encontrada foi a única variável que mudou significativamente em relação ao controle, observando-se uma diminuição na quantidade total de organismos registrados depois da adição do sedimento fino. Ainda, foi encontrada uma menor abundancia de organismos mais moveis nas amostras com aporte do sedimento. Dada a variação encontrada entre as réplicas, sugere-se um maior número de amostras para verificar se alguma das tendências encontrada pode ser significativa.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer a todos os professores e colegas que auxiliaram na realização deste trabalho. Agradecemos também aos funcionários e gestores da RPPN Grande Floresta das Araucárias (GFA) pelo acolhimento e infraestrutura para a realização deste trabalho.

Bibliografia

- Angradi, T.R. (1999) Fine sediment and macroinvertebrate assemblages in Appalachian streams: a field experiment with biomonitoring applications. *Journal of the North American Benthological Society*, **18**, 49–66.
- Armitage, P.D., Cranston, P.S., & Pinder, L.C.V (1995) *The Chironomidae*. Chapman and Hall, London. 572pp.
- Bond, N.R. & Downes, B.J. (2003) The independent and interactive effects of fine sediment and flow on benthic invertebrate communities characteristic of small upland streams. *Freshwater Biology*, **48**, 455–465.
- Chutter, F.M. (1969) The effects of silt and sand on the invertebrate fauna of streams and rivers. *Hydrobiologia*, **34**, 57–76.

- Cordone, A.J. & Kelley, D.W. (1961) *The influences of inorganic sediment on the aquatic life of streams*. California Department of Fish and Game, **47**, 189-228.
- Culp, J.M., Wrona, F.J., & Davies, R.W. (1986) Response of stream benthos and drift to fine sediment deposition versus transport. *Canadian Journal of Zoology*, **64**, 1345-1351.
- Cummins, K.W. & Lauff, G.H. (1969) The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. *Hydrobiologia*, **34**, 145-181.
- Davies-Colley, R.J., Hickey, C.W., Quinn, J.M., & Ryan, P.A. (1992) Effects of clay discharges on streams. *Hydrobiologia*, **248**, 215-234.
- de Castro Vasconcelos, M. & Melo, A.S. (2008) An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream. *Hydrobiologia*, **610**, 321-329.
- Doeg, T.J. & Koehn, J.D. (1994) Effects of draining and desilting a small weir on downstream fish and macroinvertebrates. *River Research and Applications*, **9**, 263-277.
- Furniss, M.J., Roelofs, T.D., & Yee, C.S. (1991) Influences of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and Their Habitat. In W.R. Meehan (Ed.), *Road construction and maintenance* (pp. 297-323). Bethesda: American Fisheries Society.
- Goulart, M.D. & Callisto, M. (2003) Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, **2**, 153-164.
- Harrison, E., Norris, R., & Wilkinson, S. (2007) The impact of fine sediment accumulation on benthic macroinvertebrates: implications for river management. *Proceedings of the 5th Australian Stream Management Conference. Australian rivers: making a difference* 139-144.
- Jones, J.I., Murphy, J.F., Collins, A.L., Sear, D.A., Naden, P.S., & Armitage, P.D. (2012) The impact of fine sediment on Macro-Invertebrates. *River Research and Applications*, **28**, 1055-1071.

- Matthaei, C.D., Weller, F., Kelly, D.W., & Townsend, C.R. (2006) Impacts of fine sediment addition to tussock, pasture, dairy and deer farming streams in New Zealand. *Freshwater Biology*, **51**, 2154–2172.
- Moulton, T.P. & Wantzen, K.M. (2006) Conservation of tropical streams-special questions or conventional paradigms? *Aquatic Conservation: Marine and freshwater ecosystems*, **16**, 659–663.
- Nuttall, P.M. (1972) The effects of sand deposition upon the macroinvertebrate fauna of the River Camel, Cornwall. *Freshwater Biology*, **2**, 181–186.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., & Wagner, H. (2013) Package "vegan." *R package ver. 2.0–8*, **2**, 254.
- R Core Team. (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- Richards, C. & Bacon, K.L. (1994) Influence of fine sediment on macroinvertebrate colonization of surface and hyporheic stream substrates. *The Great Basin Naturalist*, 106–113.
- Richter, B., Baumgartner, J., Wigington, R., & Braun, D. (1997) How much water does a river need? *Freshwater biology*, **37**, 231–249.
- Ryan, P.A. (1991) Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, **25**, 207–221.
- Schalchli, U. (1992) The Clogging of Coarse Gravel River Beds by Fine Sediment. *Hydrobiologia*, **235**, 189–197.
- Shaw, E. Al & Richardson, J.S. (2001) Direct and indirect effects of sediment pulse duration on stream invertebrate assemblages and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth and survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **58**, 2213–2221.

- Van Nieuwenhuysse, E.E. & LaPerriere, J.D. (1986) Effects of placer gold mining on primary production in subarctic streams of Alaska. *Water Resources Bulletin*, **22**, 91–99.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., & Cushing, C.E. (1980) The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, **37**, 130–137.
- Wantzen, K.M. (2006) Physical pollution: effects of gully erosion on benthic invertebrates in a tropical clear-water stream. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater ecosystems*, **16**, 733–749.
- Waters, T. F. (1995) *Sediment in streams: sources, biological effects and control*. American Fisheries Society Monograph 7. Bethesda, Maryland, USA.
- Wood, P.J. & Armitage, P.D. (1997) Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental management*, **21**, 203–217.
- Wright, J.F. & Berrie, A.D. (1987) Ecological effects of groundwater pumping and a natural drought on the upper reaches of a chalk stream. *Regulated Rivers: Research & Management*, **1**, 145–160.

Efeito da cobertura vegetal na abundância de macroinvertebrados fragmentadores e pastejadores em pequenos riachos de altitude

Pinheiro-Silva, L.; Schmidt, A.; Ludwinsky, R.H.; Sylvéus, A.; Silveira, T.C.L.; Lemes-Silva, A.L.

Introdução

Os ecossistemas aquáticos necessitam de energia para a realização de suas funções ecossistêmicas. Esta energia pode ser proveniente de duas fontes: autóctone (produção dentro do sistema) e alóctone (produção fora do sistema) (Townsend et al. 2010). Para os riachos de ambientes florestais, a prevalência de um desses tipos está relacionada às condições físicas do ambiente do entorno do canal (Vannote et al. 1980). Nos trechos onde existe uma densa vegetação ripária, o sombreado do corpo da água dificulta a entrada da radiação solar. Dessa forma, o aporte de matéria orgânica é, principalmente, alóctone, oriundo da degradação de folhas, flores, frutos e galhos das árvores do entorno, sendo, portanto, o principal recurso de energia para as comunidades aquáticas nesses ambientes. Nos trechos onde a vegetação ripária não é densa, a grande disponibilidade da radiação solar favorece a produção primária e, conseqüentemente, prevalece o aporte autóctone de matérias orgânicas (Vannote et al. 1980, Townsend et al. 2010, Lisboa 2012). Essas diferenças influenciam bastante o fluxo de matérias orgânicas nos riachos e afetam, conseqüentemente, a estrutura e a composição da comunidade de macroinvertebrados presentes (Vannote et al. 1980).

A vegetação ripária representa uma importante interface entre os ecossistemas aquáticos e terrestres (França et al. 2009), contribuindo com uma série de funções ecológicas para os ambientes lóticos, responsáveis tanto pela manutenção da biodiversidade, quanto pela estabilidade do ambiente. Atualmente, devido à intensa alteração que os ambientes lóticos vêm sofrendo com aumento das atividades antrópicas, a remoção da vegetação ripária interfere na fonte de recurso para as cadeias tróficas e,

consequentemente, na estruturação das comunidades aquáticas, tais como de macroinvertebrados aquáticos (Barrella et al. 2000).

Os macroinvertebrados aquáticos são definidos como os organismos que habitam o substrato de fundo de ambientes aquáticos, durante parte ou todo seu ciclo de vida (Rosenberg & Resh 1993). Dentre os vários táxons que contribuem para biodiversidade dos ecossistemas lóticos, os macroinvertebrados estão entre os grupos mais diversos (Rosenberg & Resh 1993, Buss et al. 2003) e desempenham um importante papel no funcionamento desses ecossistemas (Malmqvist 2002). Os macroinvertebrados aquáticos atuam na decomposição da matéria orgânica (Akamatsu & Toda 2011), na ciclagem de nutrientes (Wallace & Webster 1996), e na cadeia trófica como recurso para vertebrados tanto aquáticos como terrestres (Cummins 1979, Vannote et al. 1980).

Estudando as comunidades dos ecossistemas lóticos, Vannote et al. (1980) propuseram a teoria do contínuo fluvial (RCC). Essa teoria se baseia na ordem dos rios, no aporte de matéria orgânica particulada e na relação com os macroinvertebrados. Segundo essa teoria, o sistema fluvial apresenta um gradiente contínuo de condições físicas, resultando em um contínuo de adaptações bióticas e em padrões longitudinais de carregamento, transporte, utilização e armazenamento de matéria orgânica. Ainda segundo essa teoria, os organismos e as características de cada região lótica evoluíram juntamente com as condições físicas e químicas determinadas pela geologia e geomorfologia da bacia e do canal fluvial, sendo necessário um ajuste das comunidades biológicas a este gradiente de condições para que toda entrada de energia seja utilizada de forma eficiente (Vannote et al. 1980).

Dessa forma, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a abundância de macroinvertebrados aquáticos (fragmentadores e raspadores) em trechos de riachos com presença e ausência de vegetação ripária, a fim de testar a seguinte hipótese: em riachos com vegetação ripária presente (área fechada – AF) há uma maior abundância de invertebrados fragmentadores em relação a abundância de raspadores, devido ao maior aporte de matéria orgânica; e em riachos sem vegetação ripária (área aberta – AB) há uma maior abundância de invertebrados raspadores devido a presença de biofilmes em consequência da maior intensidade de luz no sistema.

Material e métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado em três riachos de segunda e terceira ordem, na Fazenda Reunidas Campo Novo, sede da RPPN Grande Floresta das Araucárias, município de Bom Retiro, Santa Catarina. A localização das áreas amostradas pode ser observada na Figura 9. 1.

Coleta de dados

Para as coletas, foram considerados dois tratamentos distintos em cada riacho, um localizado em uma área sem vegetação ripária (área aberta) e outro em uma área com vegetação ripária (área fechada), totalizando seis pontos de amostragens (P1, P2, P3, P4, P5 e P6; Figura 1). As unidades amostrais foram seixos coletados em cada riacho, onde foram estipulados 10 seixos por tratamento, com tamanhos variando entre 15 a 25 cm, totalmente submersos e localizados em local de corredeira.

Em cada um dos tratamentos foram mensuradas as seguintes variáveis abióticas: largura e comprimento dos seixos (cm), largura do trecho selecionado do riacho (m), profundidade local (cm; mensurada em quatro pontos ao redor de cada seixo) e velocidade de corrente ($m.s^{-1}$) (Figura 9. 2). Para obter os dados de velocidade da correnteza, foi mensurada uma distância de dois metros no riacho, na qual observamos o tempo que uma maçã levou para percorrer essa distância. O processo foi repetido três vezes e posteriormente obtida a velocidade média entre as repetições.

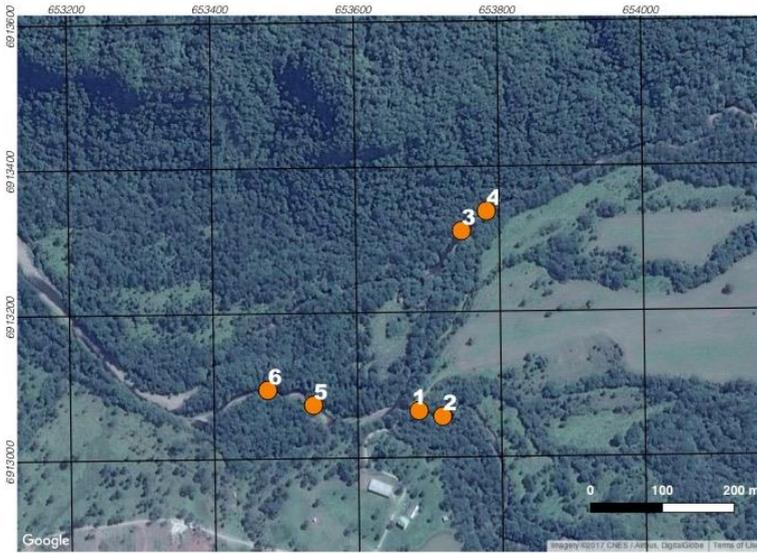


Figura 9. 1. Mapa da localização dos três trechos de riachos amostrados na Fazenda Reunidas Campo Novo, Bom Retiro, SC. Os pontos representam os locais de amostragem (Datum: SIRGAS 2000 zona 22J).

A amostragem dos macroinvertebrados aquáticos foi realizada através da lavagem dos seixos dentro de um amostrador tipo Surber, com uma rede de abertura de malha igual a 250 μm (Figura 9. 2). As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados. Posteriormente, para estimativa da riqueza taxonômica e abundância, o material foi triado em bandeja plástica, utilizando metodologia padronizada, na qual foram destinados 10 minutos para triagem de cada amostra, com auxílio de um transluminador (Melo & Froehlich 1998). Após a triagem, o material foi identificado e quantificado com o auxílio de microscópio estereoscópico com aumento de até 40 vezes e bibliografia específica (Mugnai et al. 2010) até o nível de família. O agrupamento dos grupos funcionais foi feito de acordo com Cummins et al. (2005), baseado no tipo de alimentação (FFG), onde se considera as adaptações morfológicas dos organismos para obtenção do alimento.



Figura 9. 2. Esquema de amostragem de dados. 1 – Velocidade da corrente; 2 - Lavagem dos seixos; 3 – Raspagem dos seixos; 4 – Comprimento dos seixos.

Análises estatísticas

A análise exploratória dos dados (AED) foi realizada como proposto por Zuur et al. (2010) através de análises gráficas no ambiente de programação R (R Core Team 2015). Utilizou-se teste t pareado unicaudal para avaliar a relação entre a abundância de invertebrados pastejadores (= raspador) e fragmentadores entre os tratamentos (com e sem vegetação ripária) nos três riachos, com expectativa de maior abundância de fragmentadores em áreas com vegetação e maior abundância de pastejadores em áreas abertas.

Resultados

Parâmetros ambientais

Os parâmetros abióticos de cada tratamento nos três riachos amostrados estão apresentados na Tabela 9. 1. Na área aberta foi encontrada uma maior proporção de seixos de tamanho médio (entre 20 e 24 cm) e uma menor proporção de seixos de tamanho grande (maior que 25 cm). Já na área fechada foi encontrada uma maior proporção de seixos de tamanho pequeno (entre 15 e 19 cm) e uma menor proporção de seixos de tamanho grande.

Tabela 9. 1. Valores médios dos parâmetros abióticos em cada ponto amostral (área aberta – AB e área fechada – AF) nos três riachos amostrados.

Ponto amostral	Riacho 1		Riacho 2		Riacho 3	
	AB1	AF1	AB2	AF2	AB3	AF3
Largura da pedra (cm)	15,6	12,8	13,9	13,1	13,7	16
Comprimento da pedra (cm)	20,2	19,4	20,6	19,5	22,1	22,4
Largura do riacho (m)	3,4	4,3	9,9	11,3	8,2	8,2
Profundidade local (m)	19,5	14,6	19,4	28	30,6	20,3
Velocidade da corrente (cm s ⁻¹)	3,7	3	5,7	4	5	3,7

Composição da macrofauna bêntica

Foram encontrados 811 indivíduos, distribuídos entre 28 famílias e 5 grupos funcionais (predador, coletor-catador, coletor-filtrador, raspador e fragmentador) (Tabela 9. 2).

O tratamento com presença de vegetação ripária apresentou uma abundância igual a 440 indivíduos, distribuídos entre 20 famílias, enquanto que o tratamento sem vegetação ripária apresentou uma abundância de 371 indivíduos, distribuídos entre 23 famílias.

Tabela 9. 2. Família de macroinvertebrados e os respectivos grupos funcionais nas quais foram classificadas (Fr = fragmentador; P = predador; CC = coletor-catador; CF = coletor-filtrador; R = raspador).

Família	GFF
Psephenidae	Fr
Chironomidae	P/CC/CF/R
Glossosomatidae	R
Hydropsychidae	CF
Baetidae	CC/R
Leptophlebiidae	CC/R
Hidrobiidae	P
Empididae	P
Coenagrionidae	P
Philopotamidae	CF
Gripopterygidae	Fr
Pleidae	P
Tipulidae	P
Hydroptilidae	R
Hidrobiosidae	P
Perlidae	P
Limnocoeridae	P
Dryopidae	P
Simuliidae	CF
Blephariceridae	Fr
Pyralidae	R
Calamoceratidae	Fr
Leptoceridae	Fr
Belastomatidae	P
Staphylinidae	P
Calopterigidae	P
Leptohiphidae	CC/R
Elmidae	CC/R

Foram encontrados 28 indivíduos pertencentes ao grupo funcional fragmentador nos tratamentos sem vegetação ripária, e 37 indivíduos nos tratamentos com vegetação

riparia. Já em relação ao grupo funcional raspador foi encontrado 179 indivíduos nos tratamentos sem vegetação ripária, e 274 indivíduos nos tratamentos com vegetação ripária.

Houve uma tendência de maior abundância de raspadores (179 indivíduos) em relação à abundância de fragmentadores (28 indivíduos) no tratamento sem vegetação ripária (AB 1, AB2 e AB3; Figura 9. 3). Já no tratamento com vegetação ripária (AF1, AF2, AF3), também se observa uma tendência de maior abundância de raspadores (274 indivíduos) em relação à abundância de fragmentadores (37 indivíduos), com exceção da AF2, em que se observa uma tendência inversa.

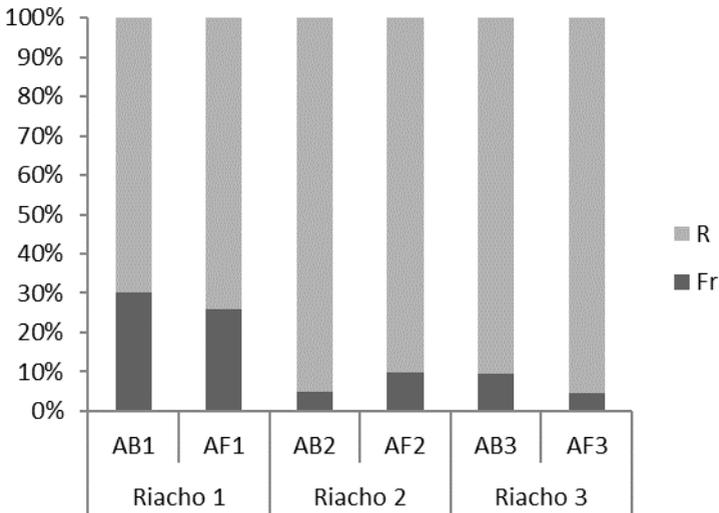


Figura 9. 3. Abundância relativa de fragmentadores (Fr) e raspadores (R) em cada ponto amostral (área aberta – AB; área fechada – AF) em seus respectivos riachos.

Porém, não houve diferença significativa ($t = 0,982$; $P = 0,785$; Figura 9. 4) na abundância de invertebrados fragmentadores entre os tratamentos (com e sem vegetação ripária), apesar de ser observada uma tendência de maior abundância no tratamento com vegetação ripária. Já para abundância de invertebrados raspadores, observou-se

uma maior abundância nos tratamentos com vegetação ripária em relação ao tratamento sem vegetação ripária ($t = 7,308$; $P = 0,009$; Figura 9. 4).

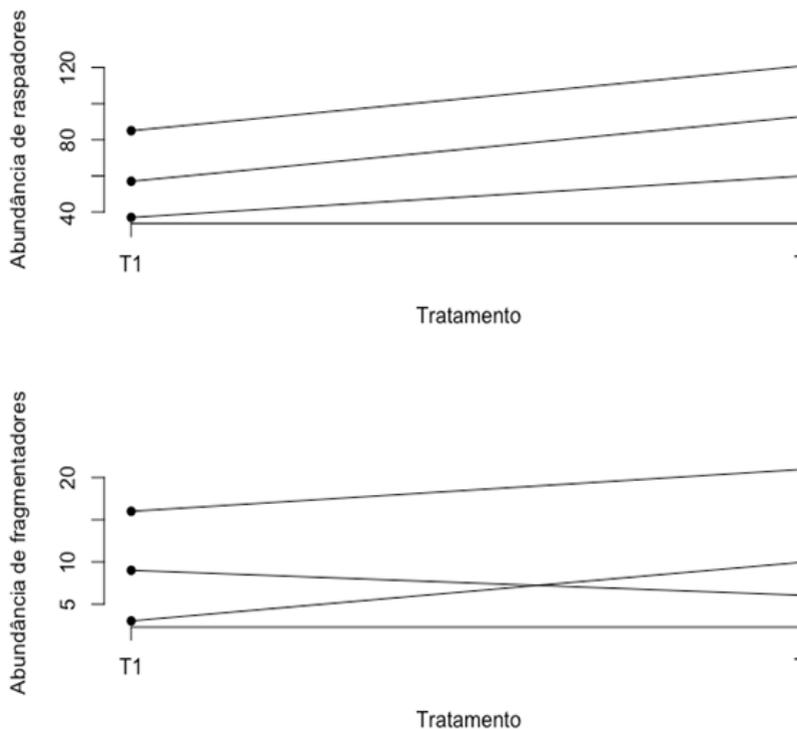


Figura 9. 4. Resultado do teste t pareado unicaudal para abundância de raspadores (parte superior) e fragmentadores (parte inferior) nos tratamentos sem vegetação ripária (T1) e com vegetação ripária (T2).

Discussão

Gradientes ecológicos são cenários ideais para avaliar como as espécies respondem às alterações ambientais (Cassoti et al. 2015). Neste estudo observa-se que o nível de conservação da vegetação ripária pode influenciar na estrutura das comunidades aquáticas

presentes no sistema. Entretanto, apesar dos resultados não significativos para a abundância de invertebrados fragmentadores entre os tratamentos (com e sem vegetação ripária), os resultados foram significativos para abundância de invertebrados raspadores.

Os resultados encontrados neste estudo podem estar relacionados a alguns fatores, como: (1) as áreas que representavam o tratamento sem vegetação ripária (AB₁, AB₂, AB₃) eram muito próximas das áreas que representavam o tratamento com vegetação ripária (AF₁, AF₂, AF₃), o que provavelmente fornecia recursos foliares para as áreas sem vegetação, devido (i) ao carreamento de matéria orgânica pela corrente de água e/ou (ii) devido ao crescimento de algas e formação de biofilme, onde os fragmentadores podem consumir também algas e biofilme aderidos aos detritos orgânicos, como forma de complemento da sua dieta.

Diferente dos fragmentadores, a maior abundância de raspadores nas áreas sem cobertura de vegetação ripária pode ser explicada pela maior biomassa de algas nos detritos (Albariño et al. 2008) em consequência da maior incidência solar. Outro fator que deve se levar em consideração é que (2) as áreas consideradas fechadas, não eram áreas caracteristicamente representativas de áreas com presença de vegetação ripária, devido à abertura da vegetação causada pela presença de gado. As alterações no habitat resultantes da presença do gado bovino são inúmeras e encontram-se bem documentadas na literatura (Dias Filho & Ferreira 2008). Trabalhos apontam que o pastoreio é tido como principal responsável pelas transformações ao nível da estrutura e funcionalidade dos solos, incluindo a sua micro e macrofauna, apresentando também forte influência na diversidade, abundância e desenvolvimento larval de diversas espécies de artrópodes devido ao carreamento de sedimentos finos para o riacho.

Além disso, (3) deve-se levar em consideração o pequeno número de amostragens nas áreas de estudo. A distribuição agrupada dos macroinvertebrados bentônicos prejudica a observação no nível de grupos funcionais em poucas amostragens. Por fim, (4) é necessário ter cautela ao classificar os invertebrados em grupos funcionais com base

em informações tróficas, uma vez que muitos táxons podem apresentar mais de um hábito alimentar durante o seu ciclo de vida, o que muitas vezes dificulta a classificação dos mesmos dentro de um único grupo (Rosenberg & Resh 1993).

Conclusão

Foi possível constatar diferença na abundância de raspadores entre áreas com diferenças na cobertura de vegetação ripária. Mesmo assim, a seleção de áreas com vegetação ripária mais característica, poderia demonstrar diferenças mais claras para a abundância tanto de fragmentadores como de raspadores. Alguns critérios característicos dessas áreas, como a presença de folhiço no sedimento de fundo e uma porcentagem mínima de cobertura vegetal poderiam evidenciar melhor as diferenças funcionais na comunidade de macroinvertebrados. Além disso, pelas características da área amostrada, foi observado que a vegetação ripária não se configurava como uma vegetação preservada, e sim uma vegetação alterada, devido principalmente à presença de gado. Dessa forma, os dados obtidos em campo podem estar refletindo essa influência.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à Fazenda Reunida Campo Novo e aos seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante a pesquisa. Além disso, gostaríamos também de agradecer à equipe de professores, pós-doutorandos e colegas de turma pelo auxílio em todas as etapas da realização desse trabalho.

Bibliografia

- Akamatsu, F. & Toda, H. (2011) Aquatic subsidies transport anthropogenic nitrogen to riparian spiders. *Environmental Pollution*, **159**, 1390–1397.
- Albariño, R., Villanueva, V.D., & Canhoto, C. (2008) The effect of sunlight on leaf litter quality reduces growth of the shredder *Klapopteryx kuscheli*. *Freshwater Biology*, **53**, 1881–1889.

- Barrella, W., Petrere, Jr.M., Smith, W.S., & Montag, L.F.A. (2000) As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In R.R Rodrigues. & Leitão filho, H.F. (Eds.), *Matas ciliares: conservação e recuperação* (pp. 187-200). São Paulo: Edusp.
- Buss, D.F., Baptista, D.F., & Nessimian, J.L. (2003) Conceptual basis for the application of biomonitoring on stream water quality programs. *Cadernos de Saúde Pública*, **19**, 465–473.
- Cassotti, C.G., Kiffer, W.P., Costa, L.C., Rangel, J. V., Casagrande, L.C., & Moretti, M.S. (2015) Assessing the importance of riparian zones conservation for leaf decomposition in streams. *Natureza e Conservação*, **13**, 178–182.
- Cummins, K.W. (1979) Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual review of ecology and systematics*, **10**, 147–172.
- Cummins, K.W., Merritt, R.W., Andrade, P.C.N.M. (2005) The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **40**, 71–90.
- Dias Filho, M.B. & Ferreira, J.N. (2008) Influência do pastejo na biodiversidade do ecossistema da pastagem. *Simpósio sobre manejo estratégico da pastagem* (pp. 47–74). Viçosa: Universidade Federal de Viçosa.
- França, J.S., Gregório, R.S., D’Arc De Paula, J., Gonçalves Júnior, J.F., Ferreira, F.A., & Callisto, M. (2009) Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research*, **60**, 990–998.
- Lisboa, L.K. (2012) *Dinâmica Da Vegetação Ripária Em Riachos De Mata Atlântica Sub-tropical: Composição Da Matéria Orgânica Alóctone E Interação Com Invertebrados Aquáticos*. Dissertação (Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Malmqvist, B. (2002) Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshwater Biology*, **47**, 679–694.

- Malmqvist, B. & Mäki, M. (1994) Benthic macroinvertebrate assemblages in north Swedish streams: environmental relationship. *Ecography*, **17**, 9–16.
- Melo, A.S. (1998). *Macroinvertebrados associados a pedras em riachos: padrões de diversidade ao longo de uma bacia hidrográfica*. Dissertação (Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas) Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Melo, A.S. & Froehlich, C.G. (2001) Evaluation of methods for estimating macroinvertebrate species richness using individual stones in neotropical streams. *Journal of the North American Benthological Society*, **46**, 711–721.
- Mugnai, R., Nessimian, J.L., & Baptista, D.F. (2010) *Manual de identificação de invertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Technical Books.
- R Core Team. (2015) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- Rosenberg, D. & Resh, V.H. (1993) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall.
- Townsend, C.R., Begon, M., & Harper, J.L. (2010). *Fundamentos em Ecologia*. Porto Alegre: Artmed.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., & Cushing, C.E. (1980) The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**, 130–137.
- Wallace, J.B. & Webster, J.R. (1996) The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual review of entomology*, **41**, 115–39.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., & Elphick, C.S. (2010) A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, **1**, 3–14.

LITORAL CATARINENSE



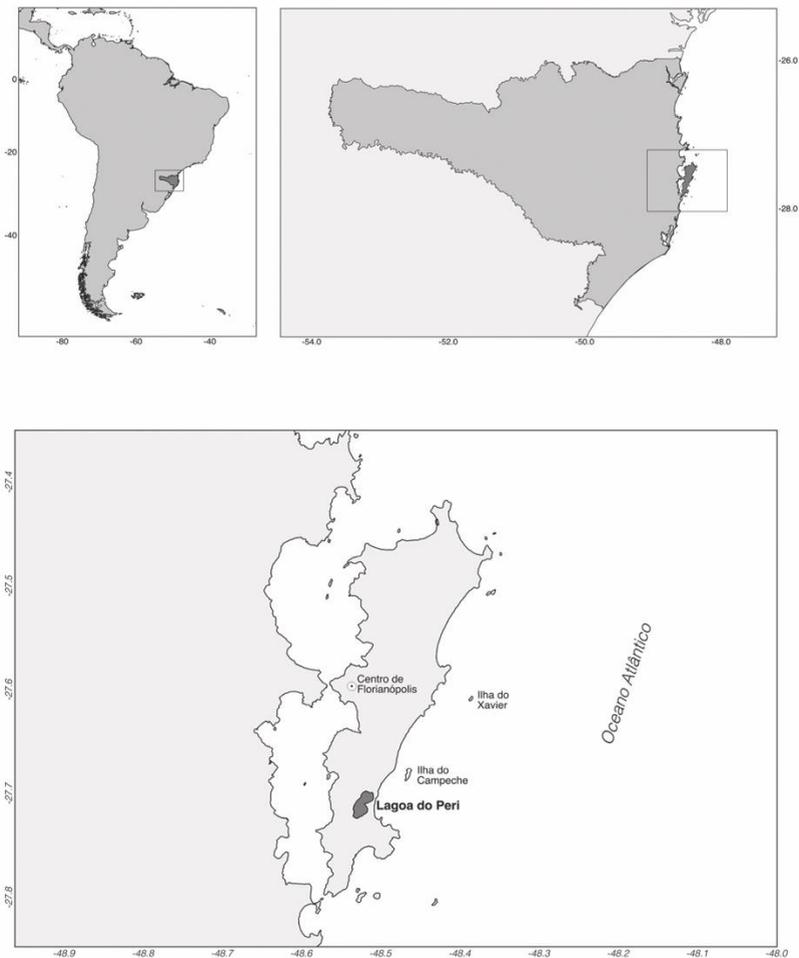
Foto por Alexandre Marcel da S. Machado

Área de estudo: Parque Municipal da Lagoa do Peri e praias adjacentes

O Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP) é uma das oito áreas de proteção ambiental da ilha de Santa Catarina e compreende um dos últimos remanescentes de mata Atlântica deste local. Foi criado para preservar o maior manancial de água doce da ilha – a Lagoa do Peri, que vem sendo utilizada pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), desde o ano 2000, para abastecimento da população local. O PMLP foi regulamentado pela Lei Municipal 1.828/81, decretado pela Lei nº 091/82 e está localizado no sudeste da ilha de Santa Catarina com aproximadamente 1.500 hectares de área florestal (CECCA, 1997).

O conhecimento a respeito da fauna e flora presente no Parque Municipal da Lagoa do Peri aumentou consideravelmente nos últimos anos devido aos programas de monitoramento e estudos científicos na área. Este ambiente vem sendo local de diversos estudos científicos sobre a qualidade da água (Hennemann & Petrucio 2010), comunidade fito e zooplancônica (Tonetta et al. 2013), metabolismo aquático (Tonetta et al. 2015), ictiofauna e macroinvertebrados aquáticos (Lisboa et al. 2011; Lemes-Silva et al. 2016a), além de estudos sobre decomposição de matéria orgânica nos rios tributários da lagoa (Lemes-Silva et al. 2016).

A lagoa do Peri está situada a 3 m acima do nível do mar, com o qual se conecta através de um canal de sentido único lagoa→mar (Canal Sangradouro). A lagoa apresenta área superficial de 5,7 km², comprimento máximo de 4 km, largura média de 1,7 km, profundidade média de 4,2 m e profundidade máxima de 11 m. Devido à topografia da região, à intensa ação do vento e à baixa profundidade, a lagoa do Peri apresenta natureza turbulenta, característica típica de ambientes de circulação polimítica, com uma zona eufótica geralmente menor que a zona de mistura, sendo, portanto, um ambiente limitado por luz (Laudares-Silva, 1999). A lagoa não apresenta estratificação térmica e os nutrientes se distribuem homoganeamente na coluna d'água (Hennemann & Petrucio 2010). Quanto ao grau de trofia, foi classificada como oligotrófica para a concentração de nutrientes e meso-eutrófica para a transparência e concentração de clorofila *a* (Hennemann & Petrucio 2011).



Localização da região de estudo, Parque Municipal da Lagoa do Peri. (WGS 84 - SIRGAS 2000). Mapa: Thiago C. L. Silveira.



Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP), sul da Ilha de Santa Catarina. A linha branca indica os limites do PMLP (UTM 22 J; Datum SIRGAS 2000). Mapa: Thiago C. L. Silveira.



A Lagoa do Peri é um importante manancial e é também utilizada para fins recreativos. Foto: Eduardo L. H. Giehl.

A comunidade fitoplantônica na Lagoa do Peri apresenta dominância histórica da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszinska) associada à produção de cianotoxinas, sendo o primeiro registro de 1996 (Laudares-Silva 1999). Apesar desta característica, este manancial abastece mais de 100 mil pessoas na Ilha de Santa Catarina desde 2000 (Pereira e Zanin 2012). A presença desta cianobactéria nas águas da lagoa do Peri é um fator preocupante, que entre outros demonstra a importância e necessidade de haver uma política de gestão ambiental voltada para o desenvolvimento sustentável e ecologicamente viável, com efetivo manejo dos recursos naturais, aliado à conscientização e desenvolvimento da comunidade local.

Os riachos Cachoeira Grande e Ribeirão Grande são os dois principais tributários que abastecem a lagoa, a qual tem seu volume calculado em 21,2 milhões de metros cúbicos de água (Laudares-Silva 1999, Oliveira 2002). O rio Cachoeira Grande drena uma área de 1,66 km², tem suas nascentes situadas a 280 m de altitude e percorre 1,17 km até

desaguar na Lagoa do Peri e o rio Ribeirão Grande drena uma área de 6,98 km², tem suas nascentes por volta de 285 m de altitude e percorre 4,6 km até desaguar na lagoa (Santos et al. 1989).



Canal Sangradouro, por onde a Lagoa do Peri desagua no mar. Foto: Lorena Pinheiro Silva.

O PMLP é rodeado por encostas com altitude média de 350 metros, cobertas por vegetação de Floresta Ombrófila Densa em estágio de regeneração avançado e, em algumas dessas áreas apresentam aspectos fisionômico muito semelhante à floresta primária. Isso faz com que a área tenha grande relevância para conservação, visto que a Mata Atlântica se encontra reduzida a apenas 7,2% de sua área original, e foi considerada pela International Union for Conservation of Nature (IUCN) como um *hot-spot* de biodiversidade mundial (Myers et al. 2000). Segundo Lisboa et al. 2014, as famílias Fabaceae, Moraceae, Euphorbiaceae, Sapindaceae e Myristicaceae são as mais representativas da região. A parte leste da bacia é constituída geologicamente por terrenos de sedimentação quaternária, que separam a lagoa do Oceano Atlântico através de uma estreita faixa de 250 m de largura. Essa região é coberta principalmente por vegetação litorânea característica de restinga e de praia, com algumas áreas ocupadas por

casas e diversas manchas de reflorestamentos de *Pinus spp.* e *Eucaliptus spp.*, sendo essas manchas um dos principais motivos de conflitos ambientais do PMLP: a disseminação de espécies exóticas (Sbrogloa & Beltrame, 2012). Contudo, desde 2013, o corte gradual destas espécies exóticas, esta sendo realizado pela Fundação Municipal do Meio Ambiente (Floram), amparada pela Lei Municipal nº 9.097/12 que instituiu a Política Municipal de Remoção e Substituição de espécies exóticas por nativas no município de Florianópolis.



Os estudos realizados no local incluem diversas tipos de organismos e suas interações, como herbivoria. Foto: Eduardo L. H. Giehl.

O Parque Municipal da Lagoa do Peri apresenta-se dividido em três áreas, cada qual com a descrição de uso e atividades permitidas (CECCA 1997): 1) A Área de Reserva Biológica, destinada a preservação integral e permanente do ecossistema e de seus recursos. Apenas o uso para fins científicos é permitido. Esta região engloba a Floresta Pluvial de Encosta Atlântica e a vegetação Litorânea; 2) Área de Paisagem Cultural, destinada aos assentamentos e atividades tradicionais, (que já existiam antes da criação do parque) como engenhos de farinha e de cana-de-açúcar; 3) Área de Lazer, destinada a

fins educacionais e científicos através do desenvolvimento de atividades de recreação e lazer compatíveis com a preservação do meio ambiente. Nesta área encontra-se a sede administrativa do PMLP.

De acordo com a classificação climática Köppen-Geiger, a região de Florianópolis apresenta um clima úmido subtropical (Cfa), com precipitação abundante e bem distribuída ao longo do ano, porém com uma primavera mais úmida e um verão quente (Tonetta et al. 2017). Quanto ao regime de ventos, segundo os dados do Centro Integrado de Meteorologia e Recursos Hídricos de Santa Catarina (CLIMERH), os ventos predominantes na região são principalmente do quadrante Norte (> 35%), porém os ventos mais atuantes, com maiores velocidades e capacidade de transporte são os ventos Sul (Oliveira, 2002).

Nos entornos do Parque Municipal da Lagoa do Peri, encontra-se às praias da Armação, Matadeiro, Morro das Pedras e Pântano do Sul. A praia da Armação (27°43'69"S, 48°30'41"W) possui uma extensão total de 3560 m. Apresenta uma faixa de 1600 m considerada altamente vulnerável à erosão costeira. O setor sul desta praia é bastante urbanizado, ocorrendo uma faixa estreita de sedimentos, enquanto que no setor norte situa-se o Parque Municipal da Lagoa do Peri. A praia da Armação é uma enseada em espiral limitada pela ilha das Campanhas, na porção Sul e pelo morro das Pedras na porção Norte, é uma praia exposta às ondulações. A Matadeiro é uma praia voltada para o Oceano Atlântico e separada da praia da Armação pelo rio Sangradouro ao norte. A praia do Matadeiro possui 862 m de extensão e 25 m de largura, está localizada entre as pontas das Campanhas e do Quebra Remo. É uma praia com boa balneabilidade e sua granulometria compõe-se de areias finas.

A Praia do Pântano do Sul possui cerca de 3920 m de comprimento. Próximo à localidade de Pântano do Sul, a região da praia, apresenta-se mais curvada, com orientação predominante leste-oeste. A linha de costa é mais retilínea a partir da localidade de Açores em direção a sudoeste, com orientação nordeste-sudoeste onde faz limite com a Praia da Solidão ou Praia do Rio das Pacas.

A Praia do Morro das Pedras possui cerca de 2,45 km de extensão e é marcada por ondas fortes, muito exploradas por surfistas locais e turistas. Embora seja muito bonita, não é tão movimentada. A extensão da areia é bem fofa.



Costão rochoso próximo à praia da Armação. Foto: Lorena Pinheiro Silva.

Referências

- CECCA – Centro de Estudos, Cultura e Cidadania (1997) *Unidades de Conservação e áreas protegidas da Ilha de Santa Catarina: caracterização e legislação*. Florianópolis: Insular.
- Hennemann, M.C. & Petrucio M.M. (2011) Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. *Environmental Monitoring Assessment*, **181**, 347–361.
- Hennemann, M.C. & Petrucio M.M. (2010) Seasonal phytoplankton response to increased temperature and phosphorus inputs in a freshwater coastal lagoon, Southern Brazil: a microcosm bioassay. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **22**, 295–305.

- Laudares-Silva, R. (1999) *Aspectos limnológicos, variabilidade especial e temporal na estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos.
- Lemes-Silva, A.L., Pires J.R., Pagliosa P.R., & Petrucio M.M. (2016a) Distribution of aquatic macroinvertebrate assemblages in a subtropical coastal lake: Response to environmental parameters. *Fundamental Applied Limnology*, **188**, 113–127.
- Lemes-Silva A.L., Lisboa L.K., Siegloch A.E., Petrucio M.M., & Gonçalves J.F.J (2016) Connecting the litterfall temporal dynamics and processing of coarse particulate organic matter in a tropical stream. <http://dx.doi.org/10.1071/MF16032>.
- Lisboa L.K., Lemes-Silva A.L., Siegloch A.E., Gonçalves J.F.J., & Petrucio M.M. (2014) Temporal dynamics of allochthonous coarse particulate organic matter in a subtropical Atlantic Rainforest Brazilian stream. *Marine & Freshwater Research*, **66**, 674–680.
- Lisboa, L.K., Lemes-Silva A. L., Petrucio M. M. (2011) Aquatic invertebrate's distribution in a freshwater coastal lagoon of southern Brazil in relation to water and sediment characteristics. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **23**, 1–9.
- Myers, N., Mittermeier, R.A, Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., & Kents, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853–845.
- Oliveira, J.S. (2002) *Sediment analysis in coastal areas: support to the environmental assessment of Peri Lake - Island of Santa Catarina - SC, Brazil*. M.Sc. Thesis, Federal University of Santa Catarina.
- Pereira, A. & Zanin, V.C. (2012) Os mananciais da Ilha. CASAN – Companhia Catarinense de Água e Saneamento. Disponível em: <http://novo.casan.com.br/menu-conteudo/index/url/manancias-da-ilha#1031>
- Santos, G.S. dos S., Mendonça, T.N.M., & Veado, R.W. (1989) Análise ambiental da Lagoa do Peri. *Geosul*, **4**, 101–123.
- Sbroglia, R.M. & Beltrame, A.V. (2012) O zoneamento, conflitos e recategorização do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis/SC. *Boletim de Geografia*, **30**, 5–18.

- Tonetta, D., Fontes, M.L.S., & Petrucio M.M. (2015) Linking summer conditions to CO₂ undersaturation and CO₂ influx in a subtropical coastal lake. *Limnology*, **16**, 193–201.
- Tonetta, D., Staehr, P.A., & Petrucio, M.M. (2017) Changes in CO₂ dynamics related to rainfall and water level variations in a subtropical lake. [10.1007/s10750-017-3085-7](https://doi.org/10.1007/s10750-017-3085-7)
- Tonetta, D., Petrucio, M.M., & Laudares-Silva, R. (2013) Temporal variation in phytoplankton community in a freshwater coastal lake of southern Brazil. *Acta Limnologica Brasileira*, **25**, 9–110.

Avaliação do efeito de árvores exóticas nos padrões de regeneração da vegetação em restinga

Machado, L.P.; Freitas, R.; Hensen, M. C.; Medina, M.; Pellegrini, Y.; Dechoum, M. S.

Introdução

Espécies exóticas são aquelas que ocorrem numa área fora de seu limite natural historicamente conhecido (Ziller et al. 2004). Para uma espécie exótica se tornar invasora, primeiramente é necessário que esta espécie seja introduzida através do transporte por humanos. Posteriormente, a espécie pode se estabelecer, quando consegue se reproduzir e gerar novas populações no local da introdução. Só a seguir, a planta pode se tornar invasora, quando consegue produzir prole reprodutiva em áreas distantes dos sítios nos quais foi inicialmente introduzida (Richardson et al. 2000). As espécies exóticas invasoras podem competir com espécies nativas por espaço, luz e nutrientes (Naeem et al. 2000). Além disso, podem também provocar diferentes níveis de impacto associados à interrupção dos processos de regeneração de espécies nativas através da diminuição da germinação, redução do crescimento e aumento da taxa de mortalidade (Sharma et al. 2005).

Na década de 1960, foram implantados em todo o Brasil grandes reflorestamentos feitos com espécies do gênero *Pinus*, com especial destaque para as espécies *Pinus elliottii* e *P. taeda* na região sul (Bechara 2003). Na ilha de Santa Catarina, a implantação de espécies exóticas para reflorestamento em áreas de restinga devastadas começou em 1962, no atual Parque Florestal do Rio Vermelho. Naquela ocasião, a área de 1.532 hectares foi escolhida para experimentação de espécies teoricamente aptas a proteger a orla marítima e a contribuir na fixação de dunas. Durante 12 anos foram plantadas mudas de *Pinus* spp. (pinheiro americano), *Eucalyptus* spp. (eucalipto), *Casuarina* spp. (casuarina) e *Acacia* spp. (acácias) na área em questão (Berenhauser 1973). Diversas unidades de conservação na ilha de Santa Catarina apresentam registros de invasão por espécies de *Pinus* (Bechara 2003), incluindo o Parque Municipal da Lagoa do Peri onde,

por volta dos anos 1960 e 1970, parte da restinga arbórea foi substituída pelo cultivo não só de *Pinus sp.*, mas também de *Eucalyptus sp.* (Alves et al. 2012, Fuentes et al. 2012).

A invasão por espécies do gênero *Pinus* é mais frequente em ambientes de baixa biomassa e em comunidades com fisionomia campestre. Por isso, a suscetibilidade é maior em ecossistemas com fisionomia herbácea, como campos naturais e dunas (Higgins & Richardson 1998). Sabe-se que a invasão por espécies de *Pinus* pode alterar processos ecossistêmicos por aumentar o sombreamento e a quantidade de serapilheira (Craine & Orians 2004). Além disso, a liberação de aleloquímicos, lixiviados da folha ou por exudatos radiculares, pode inibir o desenvolvimento de plantas sob a copa de indivíduos adultos de pínus (Fernandez et al. 2006). Podem também provocar mudanças na abundância relativa das espécies nativas, alterando a dinâmica e o funcionamento dos ecossistemas invadidos (Richardson et al. 1994). As espécies de *Eucalyptus sp.* são consideradas relativamente não invasoras, com reprodução limitada e baixa dispersão além das áreas de plantio inicial (Rejmánek & Richardson 2011). Apesar disso, elas apresentam o potencial de alterar processos do ecossistema onde estão inseridas devido aos seus altos níveis de consumo de água (Arey et al. 1995) e efeitos alelopáticos (May & Ash 1990).

Por conta de tais impactos (reais ou potenciais) e por estarem presentes em uma unidade de conservação de proteção integral, indivíduos de *Pinus sp.* e *Eucalyptus sp.* estão sendo manejados como uma iniciativa de restauração dos remanescentes de restinga do Parque Municipal da Lagoa do Peri, desde março de 2010 (Gerzson et al. 2012). Sendo assim, o objetivo geral deste estudo foi avaliar o efeito da abundância de árvores exóticas na regeneração de comunidades vegetais em remanescentes de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri. Para tanto, as seguintes hipóteses foram testadas: (1) locais com maior abundância de indivíduos adultos de espécies arbóreas exóticas (*Pinus sp.* e *Eucalyptus sp.*) apresentam menor abundância e riqueza de espécies nativas regenerantes em comparação com aqueles com menor abundância; (2) locais com maior proporção de indivíduos de *Pinus sp.* em relação a indivíduos de *Eucalyptus sp.* apresentam menor abundância e riqueza de espécies nativas regenerantes; (3) há diferenças nas abundâncias de espécies pioneiras e zoocóricas, tolerantes à sombra e

zoocóricas, e pioneiras e anemocóricas entre os locais com maior e menor abundância de indivíduos adultos exóticos.

Materiais e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em remanescentes de restinga arbórea que foram invadidos e/ou nos quais foi realizado o plantio de espécies exóticas invasoras dos gêneros *Pinus* e *Eucalyptus*, no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. Algumas das áreas amostradas tiveram o corte total dos indivíduos de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp., enquanto que em outras áreas somente alguns indivíduos foram eliminados.

Delineamento amostral e coleta de dados

Foram instaladas 10 parcelas de 10 x 10 m em áreas com diferentes abundâncias de indivíduos adultos das espécies exóticas avaliadas neste estudo. As cinco primeiras parcelas (1-5) apresentaram maior abundância de indivíduos adultos exóticos e as cinco últimas parcelas (6-10) foram estabelecidas em locais com menor abundância de tais indivíduos. O espaçamento mínimo entre parcelas foi de 20 metros. Dentro de cada parcela foram instaladas quatro subparcelas de 1 x 1 m (com a utilização de um quadrante de PVC), de forma que cada subparcela fosse posicionada a dois metros de distância de cada vértice da parcela.

Em cada parcela, foram considerados como adultos todos os indivíduos de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. com circunferência à altura do peito (CAP) maior do que 20 cm. Em cada subparcela, os indivíduos de espécies regenerantes com circunferência a altura do solo (CAS) maior ou igual a 5 cm foram identificados em nível de espécie. Ainda em cada subparcela, foram realizadas as seguintes medidas: espessura da serapilheira (com o uso de um paquímetro), porcentagem de abertura do dossel (com o uso de um densiômetro esférico), estimativa da porcentagem de cobertura da vegetação herbácea e de solo nu (Figura 10.1). Essas porcentagens foram estimadas em classes, seguindo o método definido por Assumpção & Nascimento (2000). As classes estabelecidas foram as

seguintes: classe 1 - cobertura de 1-5%; classe 2 - 5-15%; classe 3 - 15-25%; classe 4 - 25-50%; classe 5 - 50-75% e; classe 6 - 75-100%.



Figura 10. 1. Medições de parâmetros ambientais realizadas em unidades parcelas (n = 10) instaladas em vegetação de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC). (A) medição de porcentagem de abertura do dossel com densiômetro esférico e (B) medição de espessura da serapilheira com o uso de um paquímetro.

Análise de dados

Foram utilizados os valores médios de cada classe de cobertura da vegetação herbácea/solo nu para caracterizar cada subparcela. Os dados de número de espécies e de indivíduos regenerantes amostrados em cada subparcela foram somados para compor os dados de cada parcela. Já os dados de abundância de indivíduos adultos de espécies exóticas foram divididos nas seguintes classes: maior abundância, que compreendeu

parcelas com 19 a 31 indivíduos, e menor abundância, englobando parcelas com dois a sete indivíduos. Todas as análises estatísticas foram realizadas na interface R (R Core Team 2016) versão 3.2.4.

O teste T foi utilizado para comparar as variáveis ambientais espessura de serapilheira, porcentagem de abertura de dossel, da cobertura da vegetação e de solo nu entre áreas com maior e menor abundância de indivíduos exóticos adultos. Para testar a hipótese de que locais com maior abundância de indivíduos adultos de espécies arbóreas exóticas (*Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp.) apresentam menor abundância e riqueza de espécies nativas regenerantes em comparação com aqueles locais com menor abundância, foram utilizados Modelos Lineares Generalizados (GLM). Foi feito um GLM para cada variável resposta (abundância de indivíduos e riqueza de espécies regenerantes), e as seguintes variáveis explicativas: abundância dos indivíduos adultos exóticos (que foi considerada em duas classes, maior abundância e menor abundância), espessura de serapilheira, porcentagem de abertura de dossel e porcentagem de cobertura de vegetação herbácea. Foi assumida a distribuição de Poisson para as variáveis respostas.

Já com a finalidade de testar a hipótese de que locais com maior proporção de indivíduos de *Pinus* sp. em relação a indivíduos de *Eucalyptus* sp. apresentam menor abundância e riqueza de espécies nativas regenerantes, foram realizados dois Modelos Lineares Generalizados, um para cada variável resposta (abundância de indivíduos e riqueza de espécies regenerantes). Neste caso, as variáveis explicativas utilizadas foram: proporção da abundância de *Pinus* sp. em relação a *Eucalyptus* sp., e as variáveis resposta foram: espessura de serapilheira, porcentagem de abertura de dossel e porcentagem de cobertura de vegetação herbácea. Da mesma forma, assumiu-se a distribuição de Poisson para as variáveis respostas. Para testar a terceira hipótese (há diferenças nas abundâncias de espécies pioneiras e zoocóricas, tolerantes à sombra e zoocóricas, e pioneiras e anemocóricas entre os locais com maior e menor abundância de indivíduos adultos exóticos), primeiramente as espécies amostradas foram classificadas em tais grupos funcionais (Borgo et al. 2011). O teste t foi utilizado para comparar a abundância de indivíduos nesses grupos entre parcelas com maior e menor abundância de indivíduos exóticos adultos.

Resultados

O valor médio da abundância total de indivíduos adultos das espécies exóticas amostradas foi $14,3 \pm 9,7$. A abundância dos adultos variou de 19 a 31 indivíduos nas parcelas instaladas em áreas com maior abundância de exóticas, e de dois a sete indivíduos nas parcelas com menor abundância. No total, foram amostradas nove espécies em regeneração (Tabela 10.1), sendo que cinco espécies foram amostradas nas parcelas com maior abundância de indivíduos exóticos adultos (*Ocotea pulchella*, *Myrcia splendens*, *Eugenia catharinae*, *Alchornea triplinervia* e *Ilex theezans*), e oito espécies foram amostradas nas parcelas com menor abundância (*Ocotea pulchella*, *Eugenia catharinae*, *Alchornea triplinervia*, *Ilex theezans*, *Dodonaea viscosa*, *Baccharis dracunculifolia*, *Guapira opposita* e *Myrsine coriacea*).

Tabela 10. 1. Lista de espécies em regeneração amostradas em parcelas (n = 10) instaladas em vegetação de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC).

Família	Nome científico	Nome popular
Aquifoliaceae	<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	Caúna
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Vassoura-branca
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	Tanheiro, tapiá
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	Canela-da-praia
Myrtaceae	<i>Eugenia catharinae</i> O.Berg	Guamirim-de-fo-
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC	lha-fina
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Maria-mole
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Capororoca
Sapindaceae	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	Vassoura-vermelha

Com relação ao valor médio de porcentagem de abertura de dossel que foi de 58,2 ($\pm 17,2$), houve diferença significativa ($t=2,9$; $p=0,01$) entre os valores médios das parcelas com maior ($69,7 \pm 5,2$) e menor abundância ($46,7 \pm 16,6$) (Figura 10.2A). Já o valor médio de espessura de serapilheira foi 9,9 cm ($\pm 4,4$) e encontramos diferenças significativas ($t=2,8$; $p=0,02$) entre os valores médios das parcelas com maior ($12,5 \pm 1,4$) e menor abundância de exóticas ($7,4 \pm 3,8$) (Figura 10.2B). Já a respeito da cobertura da vegetação herbácea, o valor médio da porcentagem de cobertura vegetal total foi 29,8 ($\pm 33,0$) e foram encontradas diferenças significativas ($t=-3,6$; $p=0,01$) entre os valores médios das parcelas com maior ($7,0 \pm 6,0$) e menor abundância ($52,5 \pm 27,4$) de indivíduos adultos exóticos (Figura 10.2C). Por último, o valor médio da porcentagem de solo nu foi 70,2 ($\pm 30,4$) com diferenças significativas ($t=3,6$; $p=0,01$) entre os valores médios das parcelas com maior ($93,0 \pm 6,0$) e menor abundância ($47,5 \pm 27,4$) de exóticas (Figura 10.2D).

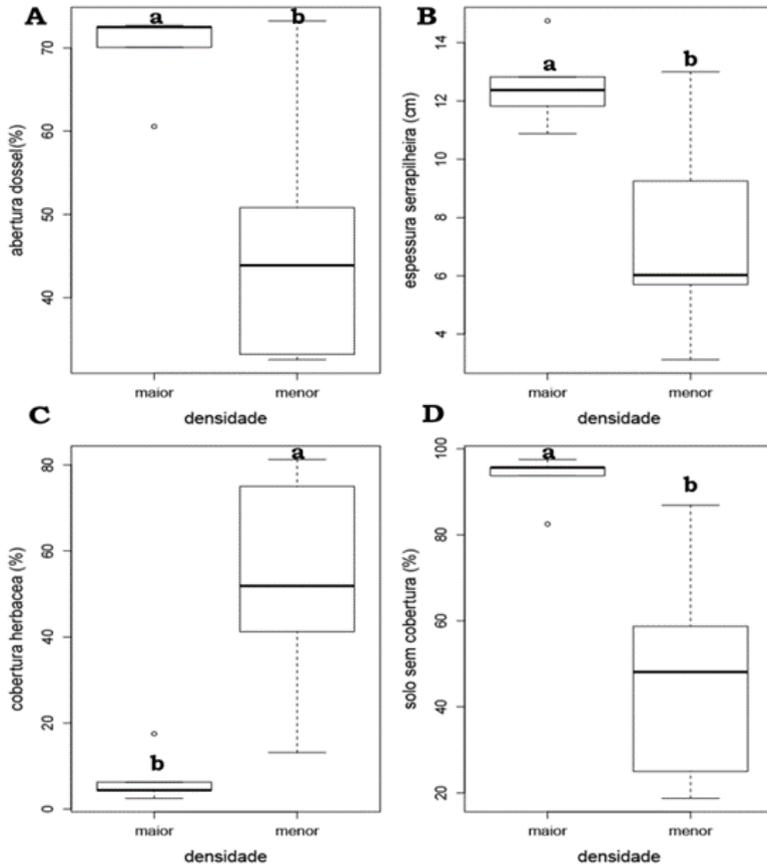


Figura 10. 2. Valores médios (\pm DP) das variáveis ambientais registradas abundância em parcelas ($n = 10$) instaladas em vegetação de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC). Eixo x: maior densidade = unidades amostrais com abundância de indivíduos adultos das espécies exóticas estudadas variando entre 19 e 31 indivíduos; e menor densidade = unidades amostrais com abundância de indivíduos adultos das espécies exóticas estudadas variando entre 2 e 7 indivíduos. A) Abertura de dossel (%); B) Espessura da serapilheira (cm); C) Cobertura da vegetação herbácea (%); D) Solo nu (%).

O valor médio da abundância total das espécies nativas regenerantes foi de 4,0 ($\pm 1,94$), com amplitude de variação entre dois a oito indivíduos (mínimo – máximo). Já o valor médio da riqueza das espécies nativas regenerantes foi de 0,7 ($\pm 0,7$), variando de zero a três espécies nas parcelas com maior abundância de indivíduos adultos exóticos e de zero a duas espécies nas parcelas com menor abundância de exóticas. Não foram observadas diferenças na abundância de indivíduos e na riqueza de espécies regenerantes entre parcelas com maior e menor abundância de indivíduos adultos exóticos. Dessa forma, a diferença nas variáveis ambientais observadas entre parcelas com maior e menor abundância não foi suficiente para determinar essas diferenças (Tabelas 10.2 e 10.3).

Tabela 10. 2. Estatística do GLM utilizado para análise da influência da abundância de exóticas e das variáveis ambientais (abertura de dossel, serapilheira e cobertura vegetal) na abundância de espécies nativas regenerantes amostradas em parcelas ($n = 10$) instaladas em vegetação de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC). A abundância de indivíduos adultos de espécies exóticas (Abund) foi separada em dois grupos: parcelas com maior abundância e parcelas com menor abundância.

Parâmetro	Coefficiente	Erro padrão	Z	P
(Intercepto)	-0,437	1,813	-0,241	0,810
Abundância	-0,057	0,483	-0,118	0,906
Dossel	0,05	0,035	1,447	0,148
Serapilheira	-0,127	0,135	-0,941	0,347
Cobertura	0,008	0,013	0,589	0,556

De forma semelhante, não foram observadas diferenças na abundância de indivíduos e na riqueza de espécies regenerantes quando considerada a proporção de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. Assim, novamente a diferença nas variáveis ambientais observadas não foi significativa para determinar essas diferenças (Tabelas 10.4 e 10.5).

Tabela 10. 3. Estatística do GLM utilizado para análise da influência da abundância de exóticas e das variáveis ambientais (abertura de dossel, serapilheira e cobertura vegetal) na riqueza de espécies nativas regenerantes amostradas em parcelas (n = 10) instaladas em vegetação de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC). A abundância de indivíduos adultos de espécies exóticas (Abund) foi separada em dois grupos: parcelas com maior abundância e parcelas com menor abundância.

Parâmetro	Coefficiente	Erro padrão	Z	P
(Intercepto)	0,246	2,415	0,102	0,919
Abundância	0,038	0,708	0,053	0,957
Dossel	-0,006	0,044	-0,135	0,893
Serapilheira	0,067	0,175	0,386	0,700
Cobertura	0,005	0,017	0,305	0,761

Tabela 10. 4. Estatística do GLM utilizado para análise da influência da proporção de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. e das variáveis ambientais (abertura de dossel, serapilheira e cobertura vegetal) na riqueza de espécies regenerantes amostradas em parcelas (n = 10) instaladas em vegetação de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC).

Parâmetro	Coefficiente	Erro padrão	Z	P
(Intercepto)	0,35	2,17	0,161	0,872
Proporção	-0,0005	0,008	-0,059	0,953
Dossel	-0,0057	0,045	-0,125	0,901
Serapilheira	0,0658	0,18	0,365	0,715
Cobertura	0,0043	0,018	0,242	0,809

Tabela 10. 5. Estatística do GLM utilizado para análise da influência da proporção de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. e das variáveis ambientais (abertura de dossel, serapilheira e cobertura vegetal) na abundância de espécies regenerantes amostradas em parcelas (n = 10) instaladas em vegetação de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC).

Parâmetro	Coefficiente	Erro padrão	Z	P
(Intercepto)	-0,469	1,669	-0,281	0,779
Proporção	-0,001	0,006	-0,165	0,869
Dossel	0,051	0,036	1,432	0,152
Serapilheira	-0,134	0,144	-0,936	0,349
Cobertura	0,007	0,013	0,555	0,579

Não foram encontradas diferenças nos valores médios da abundância de espécies pioneiras e zoocóricas ($t = -1,2$; $p = 0,12$) e de espécies tolerantes à sombra e zoocóricas ($t = 1,5$; $p = 0,08$) entre as parcelas com maior e menor abundância ($0,8 \pm 0,4$) de indivíduos adultos exóticos. Contudo, foi encontrada diferença significativa ($t = -2,1$; $p = 0,04$) nos valores médios da abundância das espécies pioneiras e anemocóricas entre as parcelas com maior e menor abundância de indivíduos adultos exóticos (Tabela 10.6).

Tabela 10. 6. Espécies nativas amostradas em unidades amostrais ($n = 10$) com maior e menor abundância de indivíduos adultos de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp, em vegetação de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri. As espécies foram divididas nos seguintes grupos funcionais: P, Z= pioneira e zoocóricas-; T, Z = tolerantes à sombra e zoocóricas; e P, AN= pioneiras e anemocóricas. Os valores entre parênteses representam o número de indivíduos amostrados de cada espécie.

	Parcelas com maior abundância de indivíduos exóticos adultos	Parcelas com menor abundância de indivíduos exóticos adultos
P, Z	<i>Ilex theezans</i> (1) <i>Alchornea triplinervia</i> (1)	<i>Guapira opposita</i> (1) <i>Myrsine coriácea</i> (1) <i>Ilex theezans</i> (1) <i>Alchornea triplinervia</i> (1)
T, Z	<i>Ocotea pulchella</i> (10) <i>Myrcia splendens</i> (5) <i>Eugenia catharinae</i> (4)	<i>Ocotea pulchella</i> (1) <i>Eugenia catharinae</i> (6)
P, AN	-	<i>Dodonea viscosa</i> (7) <i>Baccharis dracunculifolia</i> (1)
Número total de regenerantes	21	19

Discussão

No presente estudo, não foram observadas diferenças em padrões gerais de abundância e riqueza de regenerantes em função da abundância das espécies exóticas

objeto do estudo. Entretanto, observamos que a composição de espécies e a abundância das espécies nativas presentes variam de acordo com a abundância de indivíduos adultos de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp., indicando um possível efeito na estrutura dessas comunidades vegetais.

Espécies zoocóricas e tolerantes à sombra (*O. pulchella* e *M. splendens*) estavam presentes apenas nas áreas com uma maior abundância de indivíduos adultos exóticos. Já as espécies pioneiras e anemocóricas *D. viscosa*, *B. dracunculifolia* ocorreram apenas em parcelas com baixa abundância de espécies exóticas.

No caso de *E. catharinae*, *A. triplinervia*, *I. theezans* e *O. pulchella*, estas podem ocorrer tanto com alta ou baixa abundância de espécies exóticas, apresentando um nível de plasticidade maior que as outras espécies nativas que ocorrem apenas em uma das duas situações. No entanto, segundo Borgo e colaboradores (2011), *Alchornea triplinervia* e *Ilex theezans* são consideradas espécies zoocóricas e pioneiras, enquanto que *Eugenia catharinae* e *Ocotea pulchella* são consideradas zoocóricas e tolerantes à sombra, ou seja, não pioneiras. Isso pode ser explicado pelo fato de tais espécies ocorrerem e terem sido coletadas em parcelas estabelecidas em locais com abundância intermediárias de indivíduos adultos de *Pinus* e *Eucalyptus*, havendo a presença de espécies tanto pioneiras quanto tolerantes à sombra.

Essas alterações na estrutura das comunidades poderiam ser explicadas pelo fato de indivíduos adultos de espécies exóticas poderem servir como poleiros para a avifauna, favorecendo a dispersão de sementes e o estabelecimento potencial de espécies arbóreas e arbustivas zoocóricas (Hejda et al. 2009, Fischer et al. 2013). Com a invasão alterando áreas naturais, espécies de vegetação aberta ficam restritas a áreas menores, mudando não apenas a composição de espécies, mas também o próprio tipo de vegetação (Fischer et al. 2013). Este processo pode levar à alteração na estrutura das comunidades vegetais e em seus padrões funcionais e, em consequência, ocasionar mudanças em processos de ecossistemas (Violle et al. 2007).

Conclusão

Indivíduos adultos de espécies exóticas invasoras parecem não alterar padrões gerais de abundância e riqueza de espécies nativas regenerantes em restingas, mas provocam alterações na composição de espécies e na estrutura da vegetação nesses ecossistemas.

Bibliografia

- Alves, R.P., Mello, A.J.M., Schulze, B., Bezamat, C., Sticca, S.C., Peroni, N., & Castellani, T.T. (2012) Avaliação da regeneração inicial da vegetação de restinga após remoção de plantio de *Pinus elliottii*, no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis – SC. In E.V. Fuentes, M. Hessel, & M.I.M Hernández (Eds.), *Ecologia de Campo na Ilha de Santa Catarina*. PPG Ecologia UFSC, Florianópolis.
- Arey, J., Crowley, D.E., Crowley, M., Resketo, M., & Lester, J. (1995) Hydrocarbon emissions from natural vegetation in California's South Coast air basin. *Atmospheric Environment*, **29**, 2977–2988.
- Assumpção, J. & Nascimento M.T. (2000) Estrutura e composição florística de quatro formações vegetais de restinga no complexo lagunar Grussaí/IQUIPARI, São João da Barra, RJ, Brasil. *Acta botânica brasileira*, **14**, 301–315.
- Bechara F.C. (2003) *Restauração ecológica de restingas contaminadas por Pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, Santa Catarina*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Berenhauser, H. (1973) Afforestation of coastal swamps and dunes at Rio Vermelho. *Floresta*, **2**, 13–17.
- Borgo, M., Tiepolo, G., Reginato, M., Kuniyoshi Y.S., Galvão, F., Capretz, R.L., & Zwiener, V.P. (2011) Espécies arbóreas de um trecho de floresta atlântica do município de Antonina, Paraná, Brasil. *Floresta*, **41**, 819–832.

- Craine, S.I. & Orians, M.O. (2004) Pitch pine (*Pinus rigida* Mill.) invasion of Cape Cod pond shores alters abiotic environment and inhibits indigenous herbaceous species. *Biological Conservation*, **116**, 181–189.
- Fernandez, C., Lelong, B., Vila, B., Mevy, J.P., Robles, C., Greff, S., Dupouyet, S., & Bousquet-Melou, A. (2006) Potential allelopathic effect of *Pinus Halepensis* in the secondary Succession: an experimental approach. *Chemoecology*, **16**, 97–105.
- Fischer, F.M., Oliveira, J.M., Dresseno, A.L.P., & Pillar, V.D. (2013) The role of invasive pine on changes of plant composition and functional traits in a coastal dune ecosystem. *Natureza & Conservação*, **12**, 19–23.
- Fuentes, E.V., Saito, E.N., Zalba, S.M., & Hernández, M.I.M. (2012) Efeito de borda de área desmatada sobre a vegetação de restinga arbórea no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. In E.V. Fuentes, M. Hessel, & M.I.M Hernández (Eds.), *Ecologia de Campo na Ilha de Santa Catarina*. PPG Ecologia UFSC, Florianópolis.
- Gerzson, N.D., Baptista, I.K., Silva, P.G., Nakamura, E.M., & Zalba, S.M. (2012) Efetividade de medidas complementares de restauração em vegetação de restinga. In E.V. Fuentes, M. Hessel, M.I.M. Hernández (Eds.), *Ecologia de Campo na Ilha de Santa Catarina*. PPG Ecologia UFSC, Florianópolis.
- Hejda, M., Pyšek, P., & Jarošík, V. (2009) Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, **97**, 393–403.
- Higgins S.I. & Richardson, D.M. (1998) Pine Invasions in the southern hemisphere: modeling interactions between organism, environment and disturbance. *Plant Ecology*, **135**, 79–93.
- May, F.E. & Ash, J.E. (1990) An assessment of the allelopathic potential of eucalyptus". *Australian Journal of Botany*, **38**, 245–254.

- Naeem, S., Knops, J.M.H., Tilman, D., Howe, K.M., Kennedy, T., & Gale, S. (2000) Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors. *Oikos*, **91**, 97–108.
- R Core Team. (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.
- Rejmánek, M. & Richardson, D.M. (2011) Eucalypts. In D. Simberloff & M. Rejmánek. *Encyclopedia of biological invasions* (pp. 203–209). California: University of California Press.
- Richardson, D.M., Williams, P.A., & Hobbs R.J. (1994) Pine invasions in the Southern Hemisphere: determinants of spread and invadability. *Journal of Biogeography*, **21**, 551–527.
- Richardson, D.M., Pysek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., & West, C.J. (2000) Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, **6**, 93–107.
- Sharma, G.P., Raghubanshi A.S., & Singh, J.S. (2005) Lantana invasion: an over-view. *Weed Biology and Management*, **5**, 157–165.
- Violle, C., Navas, M.L, Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007) Let the concept of trait be functional! *Oikos*, **116**, 882–892.
- Ziller, S.R., Zenni, R.D., & Neto, J.G. (2004) Invasões biológicas: introdução, impactos e espécies invasoras no Brasil. In J.H. Pedrosa-Macedo & E.A. Bredow. *Princípios e rudimentos do controle biológico de plantas: coletânea* (pp. 17–41). Curitiba: UFPR.

Riqueza de macrofungos em diferentes condições de substrato (madeira) em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa no Parque Municipal da Lagoa do Peri

Sylvéus, A.; Schmidt, A.D.; Pinheiro-Silva, L.; Ludwinsky, R. H.; Hanazaki, N.; Dreschler-Santos, E. R.

Introdução

O reino Fungi representa um dos grupos de organismos mais ricos e diversos do planeta (Angelini et al. 2016). Definidos como hifas eucarióticas, os fungos podem ser microscópicos ou macroscópicos (Carlile et al. 2001), são encontrados em habitats terrestres e aquáticos e possuem uma distribuição cosmopolita (Webster & Weber 2007). As estimativas variam de 1.5 milhão (Hawksworth 2001) a 5.1 milhões de espécies existentes no planeta, das quais, apenas 99.000 são descritas, a maioria sendo membros dos grupos Ascomycota e Basidiomycota (Blackwell 2011). A maioria dos integrantes desses dois filos são macrofungos e embora sejam os mais estudados em toda a diversidade do reino Fungi, eles ainda são considerados pouco estudados, devido às limitações taxonômicas e carência de estudos em longo prazo (Lodge et al. 2004). Com essas considerações, o reino Fungi se torna um dos grupos menos explorados do planeta no âmbito da diversidade (Webster & Weber 2007).

Os fungos obtêm seus nutrientes por digestão externa de substratos de uma grande variedade de fontes orgânicas. A madeira, constituída de lignocelulose, representa 95% da biomassa terrestre, sendo assim a fonte de nutrientes terrestres mais abundantes (Moore et al. 2011). A abundância de detritos de madeira, proporcionando mais sítios para colonização e o tamanho e o estágio de decomposição desses, disponibilizando superfícies maiores e diversificando os microclimas (umidade, temperatura e condição gasosa de cada detrito), são variáveis importantes que influenciam a diversidade de espécies de fungos degradadoras da madeira (saprófitos) (Bader et al. 1995, Gates et al. 2011). Esses organismos realizam o processo de

decomposição que contribui na ciclagem de nutrientes, constituindo uma parte vital das conexões nas teias alimentares dos ecossistemas florestais e campestres (Carlile et al. 2001, Moore et al. 2011).

No protocolo proposto por Lodge et al. (2004) para fungos degradadores da madeira, existem algumas recomendações para o desenho amostral incluindo a superfície da área, o tamanho das parcelas, subparcelas, e diâmetro dos troncos e detritos de madeira a serem considerados. Porém, devido à grande diversidade desses organismos e à variedade do substrato, o protocolo precisa ser adequado por cada pesquisador em função dos objetivos do seu estudo (Lodge et al. 2004). No entanto, percebe-se uma falta de referenciais metodológicos direcionados para estudos na Mata Atlântica em diferentes domínios fitogeográficos, tais como a Floresta Ombrófila Densa.

Diante do exposto, o objetivo do presente trabalho foi identificar a ocorrência de macrofungos em diferentes condições de substrato (madeira) presentes em uma área de regeneração na Lagoa do Peri. Para isso os seguintes questionamentos foram feitos: (1) Qual o esforço necessário para garantir a suficiência amostral no inventário de macrofungos de madeira presentes na Floresta Ombrófila Densa em estágio médio de regeneração? (2) Em qual condição de substrato (madeira) existe maior riqueza de macrofungos? A hipótese a ser testada é: Nos substratos próximos ao solo, que estão mortos, existe uma maior riqueza de macrofungos da madeira.

Material e métodos

Área de Estudo

Os dados foram coletados no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis/SC, em fragmento de Floresta Ombrófila Densa em estágio médio de regeneração. A definição do estágio sucessional da área amostrada teve como referência a Resolução CONAMA nº 4, de 4 de maio de 1994, a qual define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica no estado de Santa Catarina. A avaliação foi realizada de forma visual, considerando os seguintes

atributos: fisionomia arbórea e arbustiva predominando sobre a herbácea; cobertura arbórea variando de aberta a fechada, com ocorrência eventual de indivíduos emergentes; presença de epífitas; presença de serapilheira; trepadeiras predominantemente lenhosas; e presença de sub-bosque (CONAMA 1994).

Coleta de dados

Para o levantamento da ocorrência de macrofungos da madeira foram alocadas 5 parcelas amostrais de 5x5m, segmentadas em subparcelas de 1x1m (Figura 11.1). Cada parcela foi alocada de modo a estar afastada pelo menos 10m da trilha principal de acesso no intuito de minimizar a interferência antrópica, bem como afastadas 20m entre si. Os macrofungos presentes nos substratos encontrados foram identificados em campo, quando possível, e foram coletados exemplares para checagem da identificação (Figura 11.2). O diâmetro mínimo do substrato considerado para inclusão foi de 5 cm. Variáveis de altitude e umidade relativa foram também registradas em cada parcela amostrada, para efeito de caracterização da área.

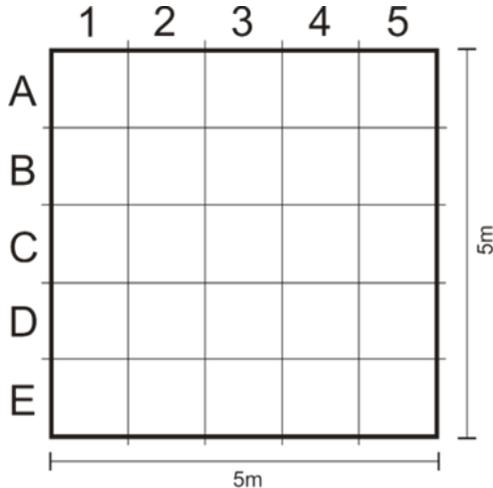


Figura 11. 1. Desenho esquemático das parcelas e respectivas subparcelas amostradas.

Cada substrato foi caracterizado respeitando a seguinte classificação: Tipo (raiz, tronco ou galho); Posição (solo, vertical ou suspenso); Desfecho (vivo ou morto); Estágio de decomposição (inicial, moderado ou avançado); e Diâmetro (em centímetros).



Figura 11. 2. (A) Demarcação das parcelas e subparcelas; (B) identificação em campo; (C) coleta de exemplares; (D) separação dos espécimes coletados em morfotipos.

Análises estatísticas

Para análise inicial dos dados foram calculados a média, o desvio padrão, o mínimo e o máximo de todas as variáveis. A análise exploratória dos dados (AED) foi realizada como proposto por Zuur et al. (2010). A curva de acumulação de espécies (Mao Tau) foi construída para avaliar a suficiência da amostragem e foi realizado o cálculo para o estimador Chao 1 para estimar a riqueza na região. A riqueza de espécies, a abundância de indivíduos e a curva de rarefação para cada área foram realizadas com auxílio do software Estimate S.

Um modelo linear generalizado (GLM), com distribuição de Poisson, foi utilizado para testar em qual condição de substrato (posição e desfecho) foi registrada uma maior riqueza de espécies de macrofungos da madeira. Para cada conjunto de modelos, foi utilizado o Critério de Informação de Akaike (AIC) mais parcimonioso. Todas as análises foram geradas no programa R (R Core Team 2015).

Resultados

Foi registrado um total de 29 espécies pertencentes a dois grupos (Tabela 11.1), sendo sete espécies de Ascomycota e 22 espécies de Basidiomycota. A frequência relativa dos indivíduos mostrou a dominância da família Corticiaceae, com 13 espécies registradas, representando 44,82% do total da amostragem.

Tabela 11. 1. Relação das espécies de macrofungos registradas nas áreas amostradas.

Ascomycota	Basidiomycota
<i>Hyphoxylon</i> sp.1 ao sp .4	<i>Agaricales</i> sp.1 ao sp.2
<i>Phylacia</i> sp.1 ao sp.2	<i>Corticiaceae</i> sp.1 ao sp.13
<i>Scutellinia</i> sp.	<i>Hymenochaete</i> sp.1 ao sp.3
	<i>Hyphodontia</i> sp.
	<i>Ceripora</i> sp.
	<i>Stecchernium</i> sp.
	<i>Perenniporia</i> sp.

A curva de rarefação, realizada com os dados dos macrofungos coletados (Figura 11.3) indicou uma insuficiência amostral do estudo, uma vez que o número observado de espécies representou 46% do total estimado para a área de acordo com o estimador Chao 1 (65,19 com intervalo de confiança variando entre 42,31 e 130, 62). Foi observada uma elevada riqueza na área estudada, representada pelo número de *singletons*, ou seja, das 29 espécies registradas, 23 ocorreram uma única vez.

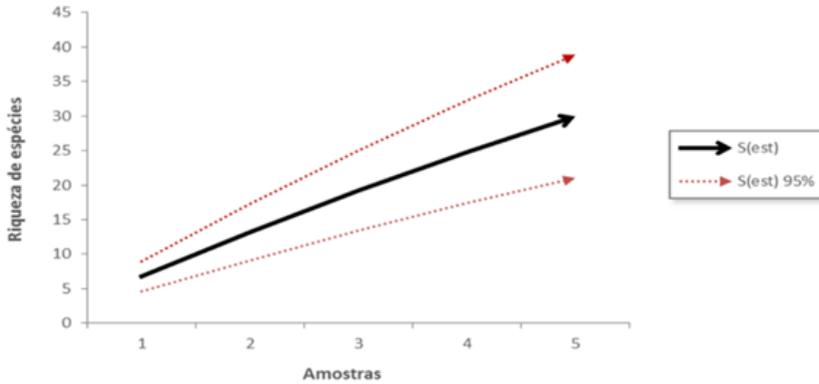


Figura 11. 3. Curva de rarefação realizada com dados dos macrofungos registrados com intervalo de confiança de 95%.

Em cada parcela nem todos os subquadrantes apresentavam substrato disponível. Foi registrado um máximo de 15 subquadrantes sem a presença de substrato disponível na parcela P2 e, por outro lado, 27 substratos disponíveis na parcela P5. A proporção do total de substrato disponível e a ocorrência ou ausência de morfoespécies é relativa, ou seja, não está diretamente relacionada com o total de substrato disponível, mas sim com o tipo de substrato (Figura 11.4).

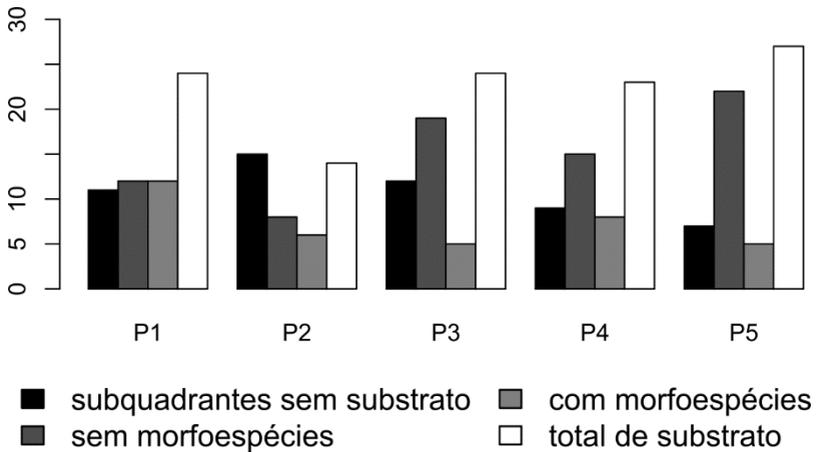


Figura 11. 4. Total de subquadrantes sem substrato disponível em cada parcela.

A análise exploratória dos dados (AED) mostrou 33% de correlação entre a riqueza e a posição do substrato. Sobre o desfecho (substrato vivo ou morto), a análise mostrou correlação de 68% entre a riqueza e o desfecho do substrato (Figura 11. 5).

Foram testados, através de um GLM com distribuição de Poisson, dois modelos (Tabela 11.2) para analisar as variáveis. O modelo 2 (Tabela 11.2) mostrou-se o mais simples e parcimonioso, apresentando um AIC de 109,85, sendo que a variável substrato vivo apresentou um valor de $P = 2,21e-5$ e coeficiente = -3,0954, logo, a variável substrato morto foi aquela que mostrou uma relação mais importante com a riqueza de macrofungos encontrados na madeira.

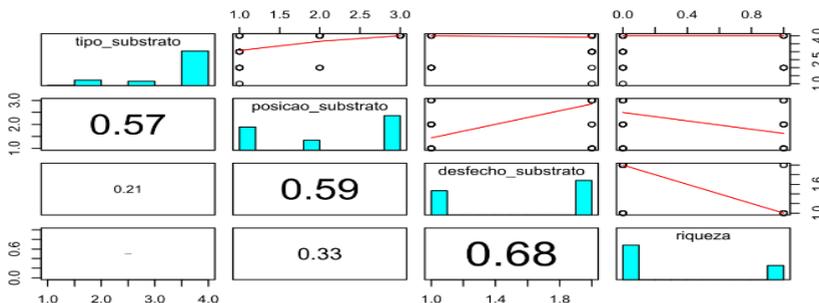


Figura 11. 5. Resultado da análise de correlação das variáveis.

Tabela 11. 2. Resultado final dos modelos testados no GLM.

Modelo 1 (completo)	Riqueza ~ tipo de substrato + posição do substrato + desfecho do substrato, Family = Poisson
Modelo 2 (final)	Riqueza ~ desfecho do substrato, Family = Poisson

Discussão

Os basidiomicetos, com dominância da família *Corticaceae*, foram mais abundantes que os ascomicetos, o que é condizente com a literatura (Moore et al. 2011). O número de espécies raras representou quase 80% (79,31%) da riqueza observada em campo. Uma estrutura da comunidade semelhante foi observada por Borba-Silva et al. (2015). Eles observaram que poucas espécies (5,4% da riqueza) eram dominantes enquanto a maioria das espécies (86% da riqueza) era rara. No entanto, cabe ressaltar que as coletas, baseadas na presença de estruturas reprodutivas, ocorreram em um único dia (14/11/2016) em altitude média de 30m e com uma média de 80,4% de umidade relativa do ar. Nos dias anteriores à coleta choveu pouco, o que influenciou a umidade relativa do ar entre outras condições climáticas importantes para a ocorrência de estruturas reprodutivas (Lodge et al. 2004, Bader et al. 1995). Assim, a riqueza do local pode ter sido subestimada. Com isso, sugerimos que é necessário dobrar o esforço em campo, isto é, aumentar o número de parcelas de cinco para dez, para

alcançar a suficiência amostral desejada. Além disso, é importante realizar coletas em estações diferentes, de maneira a abranger todas as variações das condições climáticas e minimizar sua influência (Urcelay & Robledo 2004).

O substrato morto apresentou maior riqueza de espécies que o substrato vivo nesse estudo, semelhante aos resultados encontrados por Urcelay & Robledo (2004) e Borba-Silva e colaboradores (2015). Uma das explicações a esses resultados é que, ao contrário das plantas mortas, as vivas dispõem de complexos mecanismos de defesa ajudando no combate aos patógenos e parasitas como é o caso de algumas espécies de fungos. Além disso, a medida que o tempo passa, as características da madeira, incluindo umidade, temperatura e condição gasosa, vão se alterando em decorrência da atividade das espécies de fungos pioneiras. Essas mudanças favorecem a ocorrência de outras espécies tardias (Bader et al. 1995).

Conclusão

Com base no estudo realizado, pode-se constatar que a riqueza de macrofungos está associada à variável desfecho do substrato, sendo que o substrato morto foi a variável que mostrou uma relação mais forte com a riqueza de espécies encontrada. Além disso, a riqueza dos fungos degradadores da madeira mostra-se elevada no ambiente estudado, de modo que seria necessário dobrar o esforço de coleta para ter suficiência amostral na área.

Agradecimentos

Agradecemos à Floram e à direção do Parque Municipal da Lagoa do Peri e aos seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante a pesquisa.

Bibliografia

- Angelini, P., Bisticchi, G., Arcangeli, A., Rubini, A., & Venanzoni, R. (2016) Inventory, diversity and communities of macrofungi in the Collestrada forest (Umbria, central Italy). *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, **150**, 1096–1105.
- Bader, P., Jansson, S., & Jonsson, B.G. (1995) Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. *Biological Conservation*, **72**, 355–362.
- Blackwell, M. (2011) The fungi: 1, 2, 3 ... 5.1 million species? *American Journal of Botany*, **98**, 426–38.
- Borba-Silva, M.A., Drechsler-Santos, R.E., & Robledo, G.L. (2015) Community structure and functional diversity of polypores (Basidiomycota) in the Atlantic Forest of Santa Catarina State, Brazil. *Biotemas*, **28**, 1–11.
- Carlile, M.J., Watkinson, S.C., & Gooday, G. W. (2001) *The fungi*. San Diego: Elsevier Press.
- CONAMA. (1994) Resolução CONAMA nº 4, de 4 de maio de 1994. Publicada no DOU no 114, de 17 de junho de 1994.
- Gates, G.M., Mohammed, C., Wardlaw, T., Ratkowsky, D.A., & Davidson, N.J. (2011) The ecology and diversity of wood-inhabiting macrofungi in a native *Eucalyptus obliqua* forest of southern Tasmania, Australia. *Fungal Ecology*, **4**, 56–67.
- Hawksworth, D.L. (2001) The magnitude of fungal diversity: the 1.5 million species estimate revisited. *Mycological Research*, **105**, 1422–1432.
- Lodge, D.J., Ammirati, J.F., O'dell, T.E., & Mueller, G.M. (2004). Terrestrial and lignicolous macrofungi. In M.S. Foster, G.F. Bills., & G.M. Mueller (Eds.). *Biodiversity of Fungi: inventory and monitoring methods* (127–158). San Diego: Elsevier Academic Press.

- Moore, D., Robson, G. D., & Trinci, A.P.J. (2011) *21st Century Guidebook to fungi*. New York: Cambridge University Press.
- R Core Team. (2015) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.
- Urcelay, C. & Robledo, G. (2004) Community structure of polypores (Basidiomycota) in Andean alder wood in Argentina: Functional groups among wood-decay fungi? *Austral Ecology*, **29**, 471–476.
- Webster, J. & Weber, R.W.S. (2007) *Introduction to Fungi*. New York: Cambridge University Press.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., & Elphick, C.S. (2010) A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, **1**, 3–14.

Abundância do lambari *Hyphessobrycon luetkenii* (Boulenger, 1887) (Characidae) em duas áreas com diferentes graus de antropização na Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina

Freitas, R.F.; Pupo, M.M.; Hensen, M.C.; Machado, L.P.; Pellegrini, A.Y.; Lemes-Silva, A.L.; Silveira, T.C.L.

Introdução

Lagoas costeiras são ecossistemas que ocorrem ao longo de toda a costa brasileira. Lagoas costeiras podem variar desde pequenas depressões de caráter temporário preenchido por água da chuva e/ou do mar, até grandes corpos de água permanentemente alagados de grandes extensões (Esteves 1998). Assim, esse termo é utilizado tanto para lagunas, que permanecem ligadas ao mar, como para lagos costeiros, os quais não possuem mais esta ligação. A vegetação ribeirinha, que ocorre sobre quase todo o entorno de lagoas costeiras, e a comunidade fitoplanctônica são as principais vias de entrada de energia nesses ecossistemas (Santos 1999). Além disso, a vegetação ribeirinha protege as margens contra erosão e abriga uma rica e diversificada fauna aquática (Berlinck 1998). Nessa vegetação, as comunidades de macrófitas influenciam a química da água, atuam como substrato para algas, sustentam as cadeias de herbivoria e de detritos e funcionam como compartimentos estocadores de nutrientes (Nogueira & Esteves 1990).

Devido às características singulares de sua história, sociedade e política, as lagoas costeiras são muito suscetíveis às atividades humanas, e vêm sofrendo diversos impactos de origem antrópica. Esses impactos levam à perda e alteração dos habitats, colocando o funcionamento e a conservação de sua biodiversidade em risco (Esteves et al. 2008). De acordo com Hennemann (2010), a recuperação desses ambientes é lenta e problemática. A Lagoa do Peri, apesar de não apresentar os principais impactos relacionados a lagoas costeiras brasileiras, apresenta certo grau de antropização

devido ao uso de suas águas por banhistas, um uso que vem modificando a franja de macrófitas ribeirinhas. Próximo à sede do parque, onde há uma área de recreação para comunidade, são observados locais com diminuição e/ou ausência dessas macrófitas. Essa redução, possivelmente causada pelo pisoteio, reduz a heterogeneidade do habitat e afeta direta ou indiretamente a ictiofauna local.

A macrófita presente no local de estudo, *Scirpus californicus* (C.A.Mey) Steud, é encontrada em lagoas, rios e banhados de toda a América (Irgang & Gastal Jr. 1996). Conhecida popularmente como "junco" e "piri" ou "peri" pela comunidade local, essa planta é um importante estruturante de habitats em ecossistemas lacustres, influenciando a estrutura das comunidades de peixes e disponibilizando alimento e refúgio contra predadores (Franco et al. 2006, Ribeiro et al. 2006).

O lambari *Hyphessobrycon luetkenii* da família Characidae, espécie dominante da ictiofauna na Lagoa do Peri, é frequente entre os caules de *S. californicus* (Ferreira et al. 2016). A família Characidae está associada a áreas vegetadas e águas calmas (Ringuet 1975, Winemiller 1989), mostrando preferência por zonas pré-límnicas, onde encontram maior disponibilidade de alimento e abrigo (Loebman & Vieira 2005, Paiva et al. 2008).

Considerando que a complexidade ambiental provida por macrófitas aquáticas é favorável para a ocorrência de lambaris, nosso objetivo foi avaliar a influência da presença de macrófitas aquáticas na abundância de *H. luetkenii* na Lagoa do Peri. Nossa hipótese é que será encontrada uma menor abundância de lambaris em áreas de baixo adensamento da macrófita *S. californicus*.

Material e métodos

Área de estudo

As coletas de peixes foram realizadas na Lagoa do Peri, inserida no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Figura 12.1). A lagoa possui um espelho d'água de 5,1 km², sendo considerada uma lagoa suspensa, ou seja, está situada a 3 m acima do nível do mar. Considerado o maior sistema de água doce da ilha de Santa Catarina, a Lagoa do Peri

apresenta diferentes habitats, variando de 2 a 4 m de profundidade nas áreas rasas e até 11 m na parte mais profunda (Lemes-Silva et al. 2016). Ao longo de suas margens podem ser observadas predominantemente bancos de macrófitas *S. californicus* (Figura 12.2).

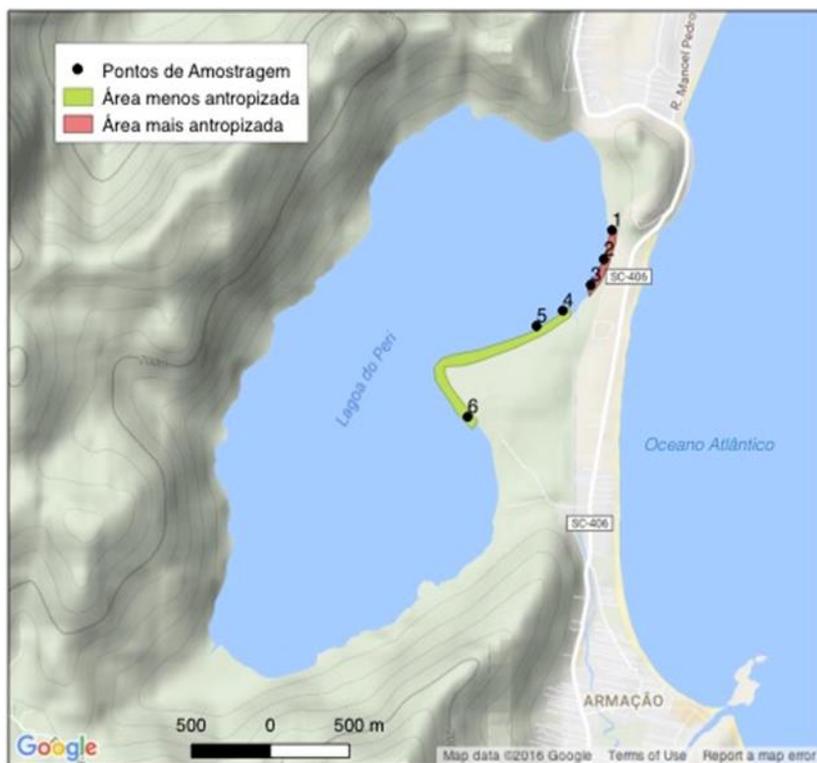


Figura 12. 1. Mapa da localização dos pontos de amostragem (áreas mais antropizadas e menos antropizadas) dos indivíduos de lambaris (*H. luetkenii*) no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis (SC).

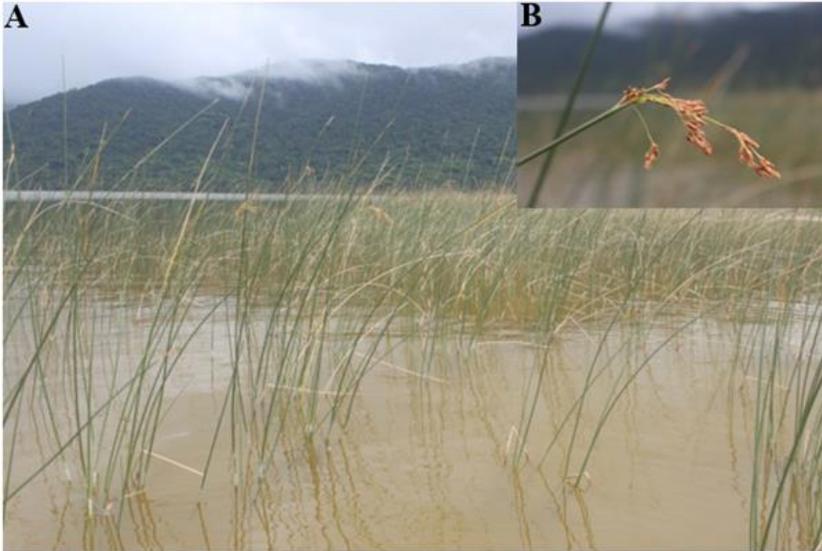


Figura 12. 2. População da macrófita *S. californicus* (A) e detalhe da sua inflorescência (B) no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis (SC).

Coleta de dados

Durante um feriado, em 15 de novembro de 2016, foram realizadas coletas em seis pontos amostrais ao longo da lagoa, sendo três pontos em uma área mais antropizada, com menor adensamento de macrófitas, e outros três em uma área menos antropizada, com maior adensamento de macrófitas (Fig. 3A e B). Foram consideradas como áreas mais antropizadas aquelas delimitadas por boias, com presença de banhistas e baixa até média porcentagem de macrófitas (até 50%). As áreas menos antropizadas foram aquelas fora dos limites das boias, com ausência de banhistas e maior porcentagem de macrófitas (Tabela 12.1, Figura 12.3B).



Figura 12. 3. Áreas consideradas mais antropizadas (A) e menos antropizadas (B) no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis (SC).

Tabela 12. 1. Classes de cobertura de macrófitas (*S. californicus*) nos pontos amostrados no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis (SC).

Classe de cobertura de macrófitas	%
1	0-25
2	26-50
2	51-75
4	76-100

Em cada ponto amostral, foram utilizadas duas artes de pesca: rede de arrasto tipo picaré e covo (Figura 12.4A e B). O arrasto foi realizado paralelo à margem da lagoa utilizando uma rede de 1,5 × 10 m e malha de 1 cm (entre nós adjacentes) em praias arenosas com profundidade variando entre 1,20 m e 1,40 m por uma extensão de 100 m. Dois tamanhos de covos foram utilizados, sendo quatro grandes de 40 × 70 cm (tamanho de malha: 1,5 cm entre nós adjacentes) e dois pequenos de 25 × 42 cm (tamanho de malha: 1 cm entre nós adjacentes). Os covos foram instalados por 20 minutos em dois sítios, dentro da mesma faixa de extensão de onde foram realizados os arrastos, a uma profundidade em torno de 70 cm, sem sobreposição entre as artes de pesca. A isca utilizada nos covos para atração dos peixes foi composta por uma mistura de sardinha e pão.



Figura 12. 4. Artes de pesca utilizadas para a coleta de peixes: rede de arrasto (A) e covo (B) no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis (SC).

Em cada captura de peixes, tanto por arrasto como por covo, os indivíduos foram colocados em uma bandeja plástica, sendo fotografados com uma escala de 1 cm e depois devolvidos ao local de coleta. As fotos dos peixes amostrados foram transferidas para o software ImageJ® (Rashband 2016) para a tomada de medida de comprimento padrão e posterior classificação em classes de tamanho (Figura 12. 5).



Figura 12. 5. Foto de um exemplar de lambari (*H. luetkenii*) coletado no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis (SC).

Análise de dados

As médias das abundâncias totais e por classes de tamanho de *H. luetkenii* entre as áreas mais e menos antropizadas foram comparadas através do teste t de Student (com nível de significância a 5%). Foi utilizado o software R (R Core Team 2016) para realizar as análises estatísticas.

Resultados

A abundância de lambaris da espécie *H. luetkenii* em áreas mais antropizadas apresentou valores mínimos e máximos de 9 e 19 indivíduos (média \pm desvio padrão = 14,3 \pm 2,9). Já em áreas menos antropizadas, os valores mínimos e máximos foram de 1 e 47 indivíduos (média \pm desvio padrão = 27,7 \pm 13,7) (Tabela 12.2). Apesar de ter encontrado maiores valores médios da abundância total de lambaris em áreas menos antropizadas, essas diferenças na abundância total de lambaris entre as duas áreas não foram significativas ($t = -0,9$; $p = 0,21$; Figura 12.6).

Tabela 12. 2. Valores de classe de cobertura das macrófitas (*S. californicus*) e abundância de lambaris (*H.luetkenii*) nos pontos amostrados no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis (SC).

Pontos	Cobertura de <i>S. californicus</i>	Abundância de <i>H. luetkenii</i>
Mais antropizado (1)	2	15
Mais antropizado (2)	1	9
Mais antropizado (3)	2	19
Menos antropizado (4)	4	35
Menos antropizado (5)	3	1
Menos antropizado (6)	3	47

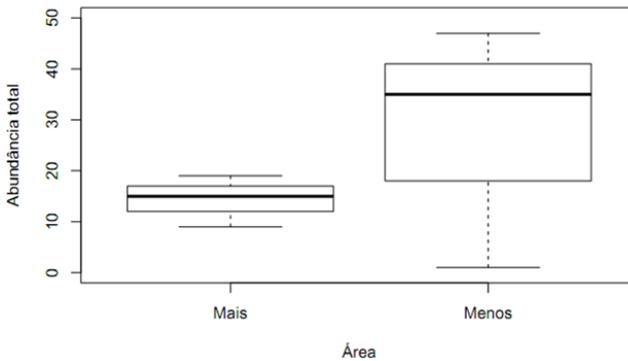


Figura 12. 6. Valores médios da abundância total de lambaris (*H. luetkenii*) entre as áreas mais e menos antropizadas no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis (SC).

Em relação às classes de tamanho de peixes, foram coletados dois tipos: peixes menores (3 a 4 cm) e maiores (>4 cm). Os valores médios do tamanho de peixes menores foram de $4,0 \pm 0,1$ cm na área menos antropizada e $3,9 \pm 0,6$ cm na área mais antropizada. Além disso, os valores médios do tamanho de peixes maiores também foram semelhantes nas áreas mais ($4,5 \pm 0,1$ cm) e menos antropizadas ($4,4 \pm 0,1$ cm) (Figura 12.7). Não houve diferenças significativas nos valores de abundância de cada classe de tamanho entre as duas áreas (peixes menores: $t = -0,34$; $p = 0,37$; peixes maiores: $t = 0,75$; $p = 2,26$) (Figuras 12.8 e 12.9).

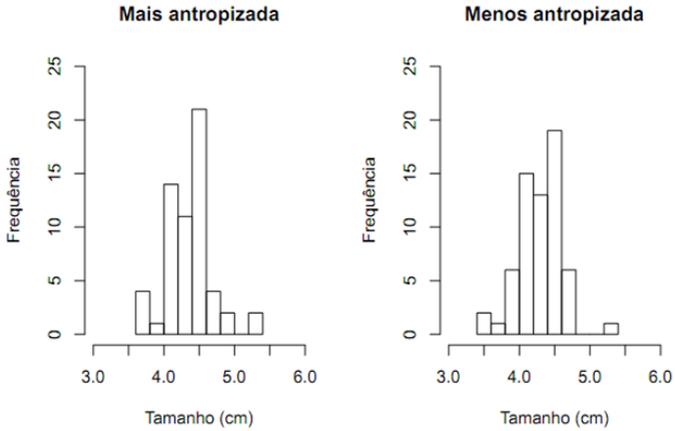


Figura 12. 7. Abundância média de peixes menores (*H. luetkenii*) entre as áreas mais e menos antropizadas no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis (SC).

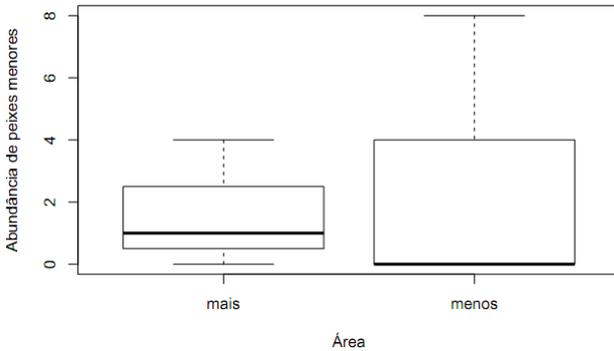


Figura 12. 8. Abundância média de peixes menores (*H. luetkenii*) entre as áreas mais e menos antropizadas no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis (SC).

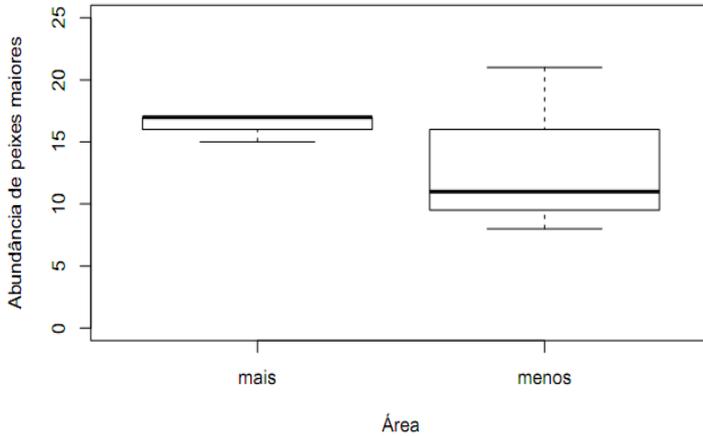


Figura 12. 9. Abundância média de peixes maiores (*H.luetkenii*) entre as áreas mais e menos antropizadas no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis (SC).

Discussão

As abundâncias similares de lambaris entre as áreas mais e menos antropizadas podem indicar que a antropização (principalmente devido ao pisoteio por banhistas no verão) não afeta a população desses organismos. Apesar de não ter sido encontrado diferenças nos valores de abundância entre as duas áreas, a perda da complexidade estrutural de habitat pela supressão da vegetação de *S. californicus* em áreas mais antropizadas é evidente na área de estudo, o que pode dificultar a capacidade de manter uma comunidade de peixes abundante (Sánchez-Botero et al. 2007). A vegetação de macrófitas favorece a uma maior disponibilidade de alimento e promove a redução da turbulência da água e visibilidade aos predadores no local, além de poder aumentar a diversidade de microhabitats (Warfe & Barmuta 2004, 2006).

Durante toda a amostragem experimental, foi observado o domínio da espécie alvo (*H.luetkenii*) na lagoa, totalizado ~99% dos indivíduos amostrados. Isso pode estar relacionado a essas espécies apresentarem uma elevada plasticidade reprodutiva, alta fecundidade e ciclo de vida curto (Daga et al. 2009). No entanto, em outro trabalho realizado na mesma lagoa (Ferreira et al. 2016), foram encontradas 18 espécies de peixes em diferentes pontos amostrais. Nesse mesmo estudo também foi utilizado um maior número de apetrechos de pesca, pontos amostrais com características ambientais diversificadas e esforço amostral mais amplo. A grande variação nos valores de abundância de lambaris também confirma que a amostragem do nosso experimento foi insuficiente.

Em campo, o covô de menor malha (1 cm entre nós adjacente) apresentou uma maior eficiência na captura de lambaris. Porém, essa diferença de apetrechos e malhas não foi analisada, devido ao baixo número e/ou ausência de réplicas. Em relação às abundâncias por classes de tamanho dos peixes (maiores e menores), não foram observadas diferenças nos valores médios entre as áreas amostradas. A alta variação no número de indivíduos amostrados e baixa diferença no tamanho entre peixes maiores e menores entre réplicas também pode ser uma das explicações para esse resultado.

Por fim, o lambari (*H.luetkenii*) é uma espécie insetívora que apresenta tamanho reduzido (tamanho máximo de 16,3 cm, conforme encontrado na própria Lagoa do Peri) e considerado presa de outras espécies piscívoras de maior porte (Ferreira et al. 2016). No entanto, no presente trabalho não foram coletados indivíduos maiores que 6 cm. Possivelmente, os apetrechos de pescas utilizados, os pontos amostrais selecionados e a profundidade da área selecionaram indivíduos de menor porte.

Considerações finais

Apesar de o experimento ter sido realizado em um feriado, tendo um maior movimento de pessoas no local, a abundância de lambaris e por classes de tamanho entre as áreas amostradas não foram diferentes entre as áreas mais e menos antropizadas.

Para uma maior eficiência na sua captura, é recomendável um esforço espaço-temporal maior, além de apetrechos de pescas diversificados e apropriados para o local.

Agradecimentos

Agradecemos à direção do Parque Municipal da Lagoa do Peri e aos seus funcionários pela infraestrutura, suporte e acolhimento durante todo o período da disciplina.

Bibliografia

- Berlinck, C.N. (1998) *Levantamento de recursos de vegetação ribeirinha da lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, S.C.* Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Daga, V.S., Gogola, T.M., Sanches, P.V., Baumgartner, G., Baumgartner, D., Piana, P.A., Gubiani, E.A., & Delariva, R.L. (2009) Fish larvae assemblages in two floodplain lakes with different degrees of connection to the Paraná River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **7**, 429–438.
- Esteves, F.A. (1998) *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência.
- Esteves, F.A., Caliman, A., Santangelo, J.M., Guariento, R.D., Farjalla, V.F., & Bozelli, R.L. (2008) Neotropical coastal lagoons: an appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. *Brazilian journal of biology*, **68**, 967–981.
- Ferreira, N.C., Guerreschi, R.M., Machado, C., Lopes, C.A., & Nuñez, A.P.O. (2017) Structure and diversity of fishes in a freshwater and coastal subtropical lagoon. *Journal of Fish Biology*, **90**, 1265–1282.
- Franco, A., Franco, A., Franzoi, P., Malavasi, S., Riccato, F., Torricelli, P., & Mainardi, D. (2006) Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **66**, 67–83.

- Hennemann, M.C. (2010) *Dinâmica da qualidade da água em uma lagoa costeira: o caso peculiar da lagoa do Peri, Ilha de santa Catarina, Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Irgang, B.E. & Gastal-Jr, C.V.S. (1996) *Macrófitas aquáticas da planície costeira do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Edição dos autores.
- Lemes-Silva, A.L., Rosa Pires, J., Pagliosa, P.R., & Petrucio, M.M. (2016) Distribution of aquatic macroinvertebrate assemblages in a subtropical coastal lake: Response to environmental parameters. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*, **188**, 113–127.
- Loebmann, D. & Vieira, J.P. (2005) Distribuição espacial e abundância das assembleias de peixes no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **22**, 667–675.
- Nogueira, F. & Esteves, F.A. (1990) Variação temporal da biomassa de duas espécies de macrófitas aquáticas em uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu (SP). *Acta Limnológica Brasileira*, **3**, 617–632.
- Paiva, A.C.G., Chaves, P.T.C., & Araújo M.E. (2008) Estrutura e organização trófica da ictiofauna de águas rasas em um estuário tropical. *Revista Brasileira de Zoologia*, **25**, 647–661.
- R Core Team (2016) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Disponível em <http://www.R-project.org>.
- Rashband, W.S. (2016) *ImageJ*, U. S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA. Disponível em <http://imagej.nih.gov/ij/>, 1997-2016. Acessado em 17/11/2016.
- Ribeiro, J., Bentes, L., Coelho, R., Gonçalves, J.M.S., Lino, P.G., Monteiro, P., & Erzini, K. (2006) Seasonal, tidal and diurnal changes in fish assemblages in the Ria Formosa lagoon (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **67**, 461–474.

- Ringuélet, R.A. (1975) Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur*, **2**, 1–122.
- Sánchez-Botero, J.I., Araujo-Lima, C., & Garcez, D.S. (2008) Effects of types of aquatic macrophyte stands and variations of dissolved oxygen and of temperature on the distribution of fishes in lakes of the amazonian floodplain. *Acta Limnológica Brasileira*, **20**, 45–54.
- Santos, A.M. (1999) *Produção, densidade e biomassa da macrófita aquática Eleocharis interstincta (VAHL) Roemer et Schults na lagoa de Jurubatiba (Macaé-RJ)*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Simonassi, J.C. (2001) *Caracterização da Lagoa do Peri, através da análise de parâmetros físico-químicos e biológicos, como subsídio ao gerenciamento dos recursos hídricos da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Warfe, D.M. & Barmuta, L.A. (2004) Habitat structural complexity mediates the foraging success of multiple predator species. *Oecologia*, **141**, 171–178.
- Warfe, D.M. & Barmuta, L.A. (2006) Habitat structural complexity mediates food web dynamics in a freshwater macrophyte community. *Oecologia*, **150**, 147–154.
- Winemiller, K.O. (1989) Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, **81**, 225–241.

Variação espacial da produção primária e respiração em um sistema lacustre

Machado, A.M.S., Cruz, A.P., Decarli, J.D., Klug, J.E., Silva, A.L.L., Tonetta, D.

Introdução

Apesar de ocuparem em torno de 3% da superfície terrestre (Downing et al. 2006), os lagos são reconhecidos como *hot spots* da ciclagem de carbono por serem responsáveis por altas taxas de respiração e produção primária (Van de Bogert et al. 2007, Tranvik et al. 2009). As taxas de transformação da matéria orgânica através de processos metabólicos, como a produção primária e respiração, refletem na função ecossistêmica dos lagos como exportadores de carbono inorgânico para a atmosfera ou sumidouros de carbono orgânico (Lovett et al. 2006). A produção primária é realizada pelos organismos fotossintetizantes, e regulada por variáveis ambientais como a disponibilidade de luz e nutrientes, além da temperatura. A respiração é a degradação da matéria orgânica, que inclui o consumo de oxigênio pelos organismos heterotróficos, e é regulada pela quantidade de matéria orgânica dissolvida disponível. Em lagos com maior aporte de matéria orgânica (autóctone e/ou alóctone), as taxas de respiração tendem a ser maiores que as taxas de produção primária e com isso o fluxo de CO₂ para a atmosfera se intensifica (Deemer et al. 2016, Tonetta 2016). Portanto, o balanço entre produção primária e respiração em determinado ecossistema irá determinar sua função na ciclagem do carbono.

Diversos fatores estão relacionados com as taxas de produção primária e respiração dos ambientes aquáticos. Ambientes com alta disponibilidade de nutrientes e luminosidade apresentam elevadas taxas de produção (Pacheco et al. 2013), enquanto que a maior disponibilidade de carbono orgânico proporciona maiores taxas de respiração (Hanson et al. 2003). A variação nas taxas metabólicas, em escalas espacial e temporal, está também relacionada com a estrutura física do ecossistema. Por exemplo, tamanho e profundidade do lago, composição das margens e do fundo do lago são variáveis que afetam a distribuição das comunidades biológicas e com

isso os processos metabólicos (Lauster et al. 2006, Staehr & Sand-Jensen 2007, Van de Bogert 2012). Lagos com estratificação térmica apresentam variação vertical nas taxas metabólicas em função da disponibilidade de luz e nutrientes (Esteves 1988). Quanto mais próximo da superfície, maior a incidência de luz e, com isso, maiores são as taxas de produção, enquanto que quanto mais próximo do fundo, menor disponibilidade de luz e, assim, predominam as taxas de respiração (Tonetta et al. 2016). A variação horizontal também é importante para os ambientes aquáticos, no qual maiores taxas de respiração são observadas próximas às margens dos lagos, em função da entrada de matéria orgânica alóctone (Van de Bogert et al. 2007, Tonetta et al. 2016).

Estudos sobre o metabolismo aquático foram desenvolvidos a partir dos anos 50, impulsionados pelos experimentos de Odum (1956). Existe um interesse particular em compreender as variações no metabolismo em um mesmo ambiente, a fim de entender os fatores ambientais que influenciam no metabolismo (Van de Bogert et al., 2012). Alterações nas condições ambientais, como vento, temperatura e precipitação, são suficientes para alterar as taxas de produtividade e respiração dos ambientes aquáticos (e.g. Tonetta et al. 2017). Apesar dos avanços tecnológicos, a técnica pioneira de medição por incubação de garrafas claras e escuras ainda é utilizada para determinar as taxas metabólicas dos ambientes pelágicos (Staehr et al. 2010). Esta técnica é eficiente, considerando que as mudanças na concentração de oxigênio dissolvido refletem os processos de produção primária e a respiração.

O objetivo deste trabalho foi quantificar as taxas de produção primária e respiração em ambientes distintos de um sistema lagunar, a fim de verificar se existe diferença nas taxas de produção e respiração ao longo de um gradiente horizontal de disponibilidade de matéria orgânica e luz. Nossa hipótese é que os locais com maior quantidade de matéria orgânica apresentam maior taxa de respiração, e os locais com maior disponibilidade de luz apresentem maior taxa de produção primária.

Material e métodos

Área de Estudo

Os dados foram coletados na zona litorânea da lagoa do Peri e no Canal Sangradouro, no Parque Municipal da Lagoa do Peri, em Florianópolis, SC (Figura 13.1). Selecionamos quatro pontos amostrais, que visualmente apresentaram diferentes condições de luz e matéria orgânica, para determinar as taxas de produção primária e respiração pelágicas (Tabela 13.1).

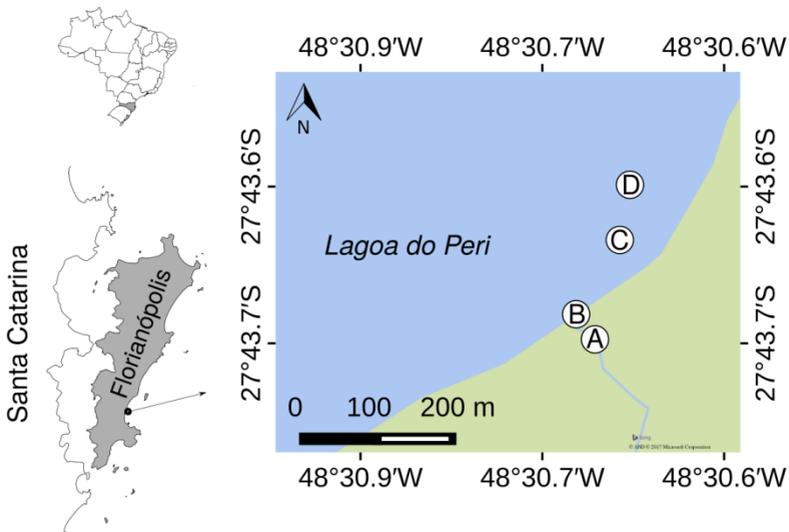


Figura 13. 1. Pontos amostrados na Lagoa do Peri: (A) Riacho; (B) Litoral; (C) Macrófita e (D) Pelágico.

O ponto denominado Riacho (A) estava localizado no canal Sangradouro (ambiente lótico). A incubação das garrafas claras e escuras foi realizada na margem esquerda do riacho, uma área de erosão do riacho. Neste trecho, observamos conjuntos rochosos, com vegetação herbácea adjacente, e vegetação ripária ao longo da

margem, sombreando o riacho. A água possuía coloração escura e sedimento arenoso-lodoso. A profundidade média do local foi de 0,50 m. O ponto Litoral (B) estava em uma área litorânea de borda da lagoa, com profundidade média de 2,60 m. Localizado na saída do sangradouro, o ponto litoral estava localizado em ambiente lêntico. Estava localizado em uma área cimentada, e a água possuía coloração escura e sedimento arenoso. O ponto chamado de Macrófita (C) foi localizado dentro de um banco de macrófitas, popularmente conhecidas como Peri (*Schoenoplectus californicus*). Com 0,40 m de profundidade, o ponto Macrófita possuía sedimento arenoso e água clara. O ponto Pelágico (D) estava localizado próximo ao trecho delimitado de banhistas e estava exposto à influência do vento e da radiação solar. Com profundidade média de 1,40 m, o ponto Pelágico possuía sedimento arenoso e águas claras.

Tabela 13. 1. Diferentes características de luminosidade, aporte de matéria orgânica e coloração da água observadas visualmente nos quatro pontos amostrados na Lagoa do Peri.

	Ponto amostral			
	A: Riacho	B: Litoral	C: Macrófita	D: Pelágico
Disponibilidade de luz	Baixa	Média	Baixa	Alta
Aporte de matéria orgânica	Alta	Média	Alta	Baixa
Coloração da água	Escura	Escura	Clara	Clara

Coleta de dados

Utilizamos a metodologia de garrafas claras e escuras para determinar as taxas de produção primária e respiração na coluna d'água (cf. Wetzel & Likens 2000; Figura 13.2). Coletamos amostras de água com um béquer e as transferimos para frascos de vidro de 100 ml, evitando a oxigenação das amostras. Utilizamos seis frascos para cada ponto amostrado. Inicialmente, determinamos o oxigênio dissolvido em dois frascos. Dois frascos claros e dois frascos escuros foram incubados em cada um dos pontos de coleta por aproximadamente três horas, para determinar as taxas de produção primária e respiração, respectivamente. Após o tempo de incubação, utilizamos um mL de sulfato manganoso e um mL de azida sódica em cada frasco

para fixar o oxigênio dissolvido. Posteriormente, em laboratório, realizamos o procedimento de titulação com tiosulfato de sódio para estimar a concentração do oxigênio dissolvido (Goltermann 1969).

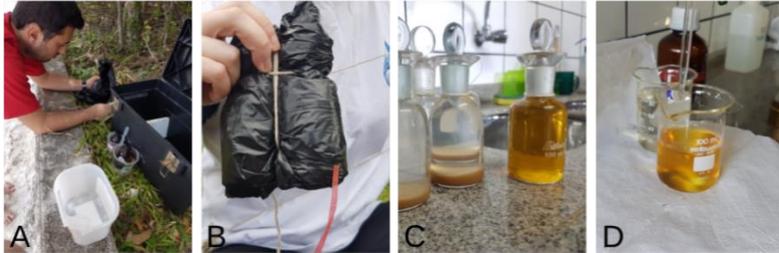


Figura 13. 2. A) Procedimento em campo com aplicação de 1 ml de sulfato manganoso e 1 ml de azida sódica; B) Frascos armazenados em saco preto para incubação e posterior determinação das taxas de respiração; C) Procedimento em laboratório com frascos após fixação em campo; D) Procedimento de titulação com tiosulfato.

Análise de dados

Para determinar a concentração do oxigênio dissolvido utilizamos a seguinte fórmula (Wetzel & Likens 2000):

$$OD(mgL^{-1}) = \frac{V_T(mL) \times N \times 8 \times 1000}{V_A(mL) \times \left(\frac{vol. frasco - 2}{vol. frasco}\right)}$$

OD (mg L⁻¹) é a concentração de Oxigênio Dissolvido em mg L⁻¹; VT é o volume de tiosulfato gasto na titulação; N é a normalidade da solução de tiosulfato; VA é o volume de amostra usado na titulação.

Os valores de respiração (R) foram obtidos a partir de:

$$R \text{ mgO}_2/\text{L/h} = \frac{O_2 \text{ frasco inicial} - O_2 \text{ frasco escuro}}{\text{Tempo de incubação}}$$

A produção primária líquida (PPL) foi obtida a partir de:

$$PPL \text{ mgO}_2/\text{L/h} = \frac{O_2 \text{ frasco claro} - O_2 \text{ frasco inicial}}{\text{Tempo de incubação}}$$

Para avaliar se as taxas de produção primária e respiração foram diferentes entre os pontos amostrados realizamos a análise de variância (ANOVA one-way) em ambiente R (R Core Team 2016). Quando significativo ($p < 0,05$), utilizamos o teste a posteriori de Tukey para determinar quais pontos amostrados diferiram dos demais.

Resultados

Todos os pontos amostrados apresentaram valores negativos de PPL (Figura 13.3). Os maiores valores de produção primária PPL foram observados nos ambientes Riacho ($-0,066 \pm 0,09 \text{ mgO}_2/\text{L/h}$) e Litoral ($-0,0008 \pm 0,0001 \text{ mgO}_2/\text{L/h}$). Os menores valores de PPL foram encontrados nos ambientes Macrófita ($-0,237 \pm 0,048 \text{ mgO}_2/\text{L/h}$) e Pelágico ($-0,137 \pm 0,0003 \text{ mgO}_2/\text{L/h}$). Não observamos variação significativa das taxas de produção (PPL) entre os pontos amostrados (ANOVA, $F=3,998$, $p > 0,05$).

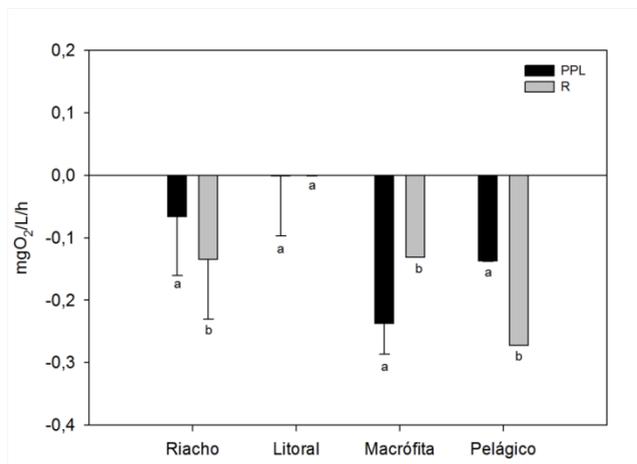


Figura 13. 3. Produção primária líquida (PPL) e respiração (R) aferidas nos quatro pontos amostrais. As letras indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os grupos baseado no teste a posteriori de Tukey.

As taxas de respiração foram significativamente diferentes entre os pontos amostrados (ANOVA, $F=10.68$, $p < 0,05$). Observamos maiores taxas de respiração nos ambientes Pelágico ($0,272 \pm 0$ mgO₂/L/h) e Riacho ($0,134 \pm 0,096$ mgO₂/L/h). As menores taxas de respiração foram registradas nos ambientes Macrófita ($0,131 \pm 0$ mgO₂/L/h) e Litoral ($0,0001 \pm 0,0009$ mgO₂/L/h) (Tukey, $p < 0,05$; Tabela 13.2; Figura 13.3).

Tabela 13. 2. Resultado do teste a posteriori de Tukey testando as diferenças dos valores de Respiração para quatro pontos amostrados na Lagoa do Peri, na ilha de Santa Catarina. A significância estatística ($p < 0,05$) das médias entre os pontos está indicada em negrito.

	Riacho	Litoral	Macrófita	Pelágico
Riacho	-	0,152	0,999	0,139
Litoral		-	0,161	0,016
Salinidade			-	0,131

Discussão

Os resultados aqui encontrados de maior taxa de respiração do que produção primária apontam para uma característica heterotrófica da Lagoa do Peri. Esta condição reflete o que é predominantemente encontrado em lagos do mundo todo, onde esses ambientes são importantes fontes de carbono inorgânico para a atmosfera (Deemer et al. 2016). Na Lagoa do Peri, as taxas metabólicas de respiração e produção primária são influenciadas principalmente pela disponibilidade de luz e da matéria orgânica de origem terrestre (Tonetta et al. 2016). A condição heterotrófica da lagoa do Peri (respiração maior que produção primária) foi previamente reportada em anos anteriores (Tabela 13.3) e em outros estudos utilizando garrafas de incubação e medições em água livre (Tonetta et al. 2015, Tonetta et al. 2016). Assim, nossos resultados confirmam que a Lagoa do Peri é predominantemente supersaturada em CO₂ e a previsão é que essa supersaturação de CO₂ continue uma vez que a lagoa se encontra em uma área de preservação ambiental (Tonetta et al. 2017).

Tabela 13. 3. Comparação de valores mínimos e máximos de produção primária líquida (PPL) e respiração obtidos na Lagoa do Peri em diferentes estudos.

Estudo	Período	PPL (mgO ₂ /L/h)		Respiração (mgO ₂ /L/h)	
		Mín	Máx	Mín	Máx
Capel et al., 2010	Set-Out (2010)	0,052	0,095	-0,016	0,036
Tonetta et al., 2015	Out-Dez (2010)	0,038	0,061	-0,021	-0,083
Este estudo	Nov (2016)	-0,272	-0,066	> -0,001	0,272

A prevalência do metabolismo heterotrófico e a supersaturação de CO₂ é uma condição comum para lagos com elevado aporte de matéria orgânica (Duarte & Prairie 2005). As altas taxas de respiração encontradas podem ser explicadas pela alta disponibilidade de carbono orgânico dissolvido na água, de origem alóctone e/ou autóctone (Fontes et al. 2014). A ocorrência de chuvas e o aumento do nível da água estão associados ao aporte de matéria orgânica terrestre das áreas adjacentes à Lagoa, o que explica o carbono orgânico dissolvido de origem alóctone. O carbono de

origem autóctone deriva principalmente da alta biomassa de cianobactérias (Fontes et al. 2013). Deste modo, ambas fontes alóctone e autóctone de carbono suportam as altas taxas de respiração observadas.

A baixa produtividade primária observada na Lagoa do Peri pode ser explicada pelo baixo aporte de fósforo na lagoa. O fósforo é um nutriente importante para a produção primária. O baixo aporte de fósforo é um limitante à atividade metabólica (Henneman & Petrucio 2016). Além disso, a Lagoa do Peri possui uma cianobactéria dominante, *Cylindrospermopsis raciborskii*, de baixa eficiência fotossintética (Ferreira 2007, Tonetta et al. 2013). Cianobactérias também possuem baixo valor nutricional, podem obstruir o aparelho de alimentação de herbívoros e produzir cianotoxinas que reduzem a ingestão pelos herbívoros. Estes efeitos enfraquecem a pressão trófica sobre as cianobactérias por um efeito top-down (Ger et al. 2016).

Considerações finais

Nossos resultados apontam diferenças importantes nas taxas de respiração quando considerado um gradiente de amostragem horizontal em um sistema lacustre. Essas diferenças espaciais mostram a influência direta e indireta da disponibilidade de luz, e da matéria orgânica na atividade metabólica dos organismos. No entanto, nossos resultados seguem o padrão encontrado em estudos anteriores, que identificaram maiores taxas de respiração do que de produção primária na Lagoa do Peri. Considerando que as mudanças climáticas como aumento ou redução de chuvas podem induzir alterações físicas e químicas importantes nesse ambiente (ver Tonetta et al., 2017), sugerimos que estudos futuros continuem a avaliar a influência direta e indireta das condições meteorológicas sobre o metabolismo. Embora inserida em uma área de proteção ambiental, é importante monitorar as condições físico-químicas da Lagoa do Peri para garantir suas funções ecossistêmicas e o provimento dos serviços ambientais em longo prazo.

Agradecimentos

Agradecemos à Floram, à direção do Parque Municipal da Lagoa do Peri e aos seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante o trabalho.

Bibliografia

- Capel, K.C.C., Dinslaken, D., Galitzki, E.L., Gianuca, A, Teive, L.F., Rech, R., Yoshida, E.T, & Fontes, M.L.S. (2010) Variação na produtividade primária líquida da comunidade fitoplanctônica da lagoa do Peri através de um gradiente de disponibilidade de fósforo. In J.G. Doria, A. Gianuca, & M.I.M. Hernández (Eds.), *Ecologia de Campo no Parque Municipal da Lagoa do Peri*. PPG Ecologia UFSC, Florianópolis.
- Deemer, B.R., Harrison, J.A., Li, S., Beaulieu, J.J., DelSontro, T., Barros, N., & Vonk, J.A. (2016) Greenhouse Gas Emissions from Reservoir Water Surfaces: A New Global Synthesis. *BioScience*, **66**, 949–964.
- Downing, J.A., Prairie, Y.T., Cole, J.J., Duarte, C.M., Tranvik, L.J., Striegl, R.G., McDowell, W.H., Kortelainen, P., Caraco, N.F., & Melack, J.M. (2006) The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography*, **51**, 2388–2397.
- Duarte, C.M. & Prairie, Y.T. (2005) Prevalence of heterotrophy and atmospheric CO₂ emissions from aquatic ecosystems. *Ecosystems*, **8**, 862–870.
- Esteves, F.A. (1988) *Fundamentos de limnologia*. São Paulo: Interciência.
- Ferreira, R.M. (2007) *Efeitos da limitação de fósforo na eficiência fotossintética, na morfologia e no crescimento de *Cylindrospermopsis raciborskii**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Juiz de Fora.
- Fontes, M.L.S., Dalpaz, L., Tonetta, D., Antônio, R.V., & Petrucio, M. (2013) Dynamics of planktonic prokaryotes and dissolved carbon in a subtropical coastal lake. *Frontiers in Microbiology*, **4**, 71.

- Fontes, M.L.S., Marotta, H., MacIntyre, S., & Petrucio, M.M. (2014) Inter- and intra-annual variations of p CO₂ and p O₂ in a freshwater subtropical coastal lake. *Inland Waters*, **5**, 107–116.
- Ger, K.A., Urrutia-Cordero, P., Frost, P.C., Hansson, L.A., Sarnelle, O., Wilson, A.E., & Lüring, M. (2016) The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic world. *Harmful Algae*, **54**, 128–144.
- Golterman, H.L. (1969) *Methods for Chemical Analysis of Fresh Waters*. Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- Hanson, P.C., Bade, D.L., Carpenter, S.R., & Kratz, T.K. (2003) Lake metabolism: Relationships with dissolved organic carbon and phosphorus. *Limnology and Oceanography*, **48**, 1112–1119.
- Hennemann, M.C. & Petrucio, M.M. (2016) High chlorophyll a concentration in a low nutrient context: discussions in a subtropical lake dominated by Cyanobacteria. *Journal of Limnology*, **75**, 1–22.
- Lauster, G.H., Hanson, P.C., & Kratz, T.K. (2006) Gross primary production and respiration differences among littoral and pelagic habitats in northern Wisconsin lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **63**, 1130–1141.
- Lovett, G.M., Cole, J.J., & Pace, M.L. (2006) Is net ecosystem production equal to ecosystem carbon accumulation? *Ecosystems*, **9**, 152–155.
- Odum, H.T. (1956) Primary production in flowing waters. *Limnology and Oceanography*, **1**, 102–117.
- Pacheco, F.S., Roland, F., & Downing, J.A. (2014) Eutrophication reverses whole-lake carbon budgets. *Inland Waters*, **4**, 41–48.
- Staeher, P.A., Sand-Jensen, K., Raun, A.L., Nilsson, B., & Kidmose, J. (2010) Drivers of metabolism and net heterotrophy in contrasting lakes. *Limnology and Oceanography*, **55**, 817–830.
- Staeher, P.A. & Jensen, K.S. (2007) Temporal dynamics and regulation of lake metabolism. *Limnology and Oceanography*, **52**, 108–120.

- Tonetta, D., Laudares-Silva, R., & Petrucio, M.M. (2015) Planktonic production and respiration in a subtropical lake dominated by Cyanobacteria. *Brazilian Journal of Biology*, **75**, 460–470.
- Tonetta, D., Petrucio, M.M., & Laudares-Silva, R. (2013) Temporal variation in phytoplankton community in a freshwater coastal lake of southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **25**, 99–110.
- Tonetta, D., Staehr, P.A., & Petrucio, M.M. (2017) Changes in CO₂ dynamics related to rainfall and water level variations in a subtropical lake. *Hydrobiologia*, **2017**, 1–15.
- Tonetta, D., Staehr, P.A., Schmitt, R., & Petrucio, M.M. (2016) Physical conditions driving the spatial and temporal variability in aquatic metabolism of a subtropical coastal lake. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, **58**, 30–40.
- Tranvik, L.J., Downing, J.A., Cotner, J.B., Loiselle, S.A., Striegl, R.G., Ballatore, T.J., Dillon, P., Knoll, L.B., Kutser, T., Larsen, S., Laurion, I., Leech, D.M., McAllister, S.L., McKnight, D.M., Melack, J., Overholt, E., Porter, J.A., Prairie, Y.T., Renwick, W.H., Roland, F., Sherman, B.S., Schindler, D.W., Sobek, S., Tremblay, A., Vanni, M.J., Verschoor, A.M., von Wachenfeldt, E., & Weyhenmeyer, G. (2009) Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography*, **54**, 2298–2314.
- Van de Bogert, M.C., Bade, D.L., Carpenter, S.R., Cole, J.J., Pace, M.L., Hanson, P. C., & Langman, O.C. (2012) Spatial heterogeneity strongly affects estimates of ecosystem metabolism in two north temperate lakes. *Limnology and Oceanography*, **57**, 1689–1700.
- Van de Bogert, M.C., Carpenter, S.R., Cole, J.J., & Pace, M.L. (2007) Assessing pelagic and benthic metabolism using free water measurements. *Limnology and Oceanography: Methods*, **5**, 145–155.
- Wetzel, R.G. & Likens, G.E. (2000) *Limnological Analysis*. New York: Springer.

Diferentes condições de hidrodinamismo afetam a abundância de caranguejos ermitões e o tipo de concha utilizada?

Cruz, A.P., Decarli, C.J., Klug, J.E., Machado, A.M.S., Segal, B., Freitas, R.H.A.

Introdução

A zona entremarés é a faixa estreita ao longo da costa que se encontra entre a maior maré alta e a menor maré baixa (Castro & Huber 2012, Tran et al. 2014). Dentre os ecossistemas presentes na região entremarés, habitat da zona costeira, os costões rochosos são considerados um dos mais importantes. Estas regiões são relevantes por conter uma alta riqueza de espécies de importância ecológica e econômica, além de apresentar grande biomassa e produtividade, provida pelo aporte de nutrientes terrestres (Coutinho & Zalmon 2009).

Um fator chave da ecologia de costões rochosos é o grau de movimentação da água - hidrodinamismo, que controla a diversidade e composição de espécies (Lewis 1968). Há dois tipos de movimento da água: o fluxo horizontal, pela maré e pela deriva; e a turbulência, pelo impacto da quebra de ondas (Lewis 1968). Os efeitos biológicos dos ciclos de marés são principalmente relacionados com a distribuição geográfica das espécies, isso por influenciar as condições químicas, de sedimentos, a turbidez, o transporte de alimentos e os ciclos reprodutivos (Lewis 1985). Quanto ao impacto das ondas os efeitos biológicos apresentam um gradiente de distribuição (Lewis 1985). Os ambientes de costões rochosos apresentam diferentes graus de exposição às ondas, sendo estes classificados como protegidos ou expostos (Lewis 1985, Moreno & Rocha 2012). Locais expostos são sujeitos frequentemente à força de grandes ondas, que causam perturbações às comunidades presentes, como a quebra ou desalojamento de organismos, além da dificuldade de forrageio nesse tipo de ambiente, em contraste com ambientes protegidos por rochas ou em poças de maré (Denny 1985).

Além da exposição a ondas, uma variação horizontal que ocorre em menor escala é dada pela estrutura do substrato (Araujo et al. 2005). A heterogeneidade do substrato pode modificar os padrões de hidrodinamismo na maré alta e influenciar o sombreamento na maré baixa (Mais & Zalmon 2008). Ao mesmo tempo, o substrato é caracterizado também pela cobertura de organismos, principalmente sésseis, de modo que sua estrutura é também influenciada pelo hidrodinamismo. Em ambientes expostos o impacto das ondas sobre o costão pode desalojar organismos sésseis dominantes. Com isso são abertas clareiras que permitem o estabelecimento de novas espécies, garantindo uma maior substituição de espécies em relação a um ambiente abrigado (Frey 2011). Assim, tanto os graus de hidrodinamismo quanto a morfologia do costão são determinantes para a distribuição de espécies em costões rochosos.

Entre as espécies que compõe a fauna dos costões rochosos estão os caranguejos ermitões. São crustáceos decápodes encontrados em quase todos os habitats marinhos no mundo, detritívoros generalistas que consomem principalmente carniça (Hazlett 1981). Utilizam conchas vazias de gastrópodes e por isso a seleção desse recurso tem sido utilizada para explicar os padrões de abundância e distribuição dos ermitões na zona intertidal (Bertness 1981). As conchas são utilizadas para proteção devido à ausência de calcificação abdominal desses crustáceos (Batista-Leite et al. 2005). A seleção de tal recurso é determinada pelas preferências dos ermitões em termos de dimensões, peso, forma, abertura, de modo que buscam um balanço entre o custo energético do transporte da concha e o potencial de proteção garantido (Pereira et al. 2009). Mas o uso das conchas é fortemente determinado pela disponibilidade das mesmas no ambiente (Pereira et al. 2009), que é determinada tanto pela presença do gastrópode no ambiente quanto pelo carregamento das conchas vazias pelo fluxo de água. Para a ocupação de um ambiente de costão rochoso por um gastrópode, a morfologia da concha e o pé muscular são fatores chave (Duarte et al. 2011). Porém, tratando-se da concha vazia, a forma e as dimensões da mesma são as características selecionadas pelo hidrodinamismo.

Assim, nosso objetivo foi avaliar a influência do hidrodinamismo sobre as espécies de caranguejos ermitões, comparando uma área abrigada e uma exposta em um costão rochoso. As perguntas que direcionaram esse estudo foram: Existe diferença na

abundância de caranguejos ermitões em duas condições de hidrodinamismo? Quais fatores do substrato influenciam na abundância de acordo com as duas condições? Há diferenças na morfologia das conchas utilizadas nas duas condições de hidrodinamismo? Espécies de ermitões apresentam preferência por tipo de concha?

Material e métodos

Área de Estudo

Realizamos este estudo no costão rochoso da Ilha das Campanhas, na praia da Armação, no sul da Ilha de Santa Catarina, onde encontramos em uma mesma área ambientes distintos, com diferentes graus de hidrodinamismo (Figura 14.1). Distribuídos entre as rochas no ambiente entremarés encontram-se carangueijos ermitões. Foram selecionados 2 tipos de habitats, com maior ou menor exposição às ondas, de acordo com a proximidade da área aberta, direcionada para as ondulações de Nordeste.

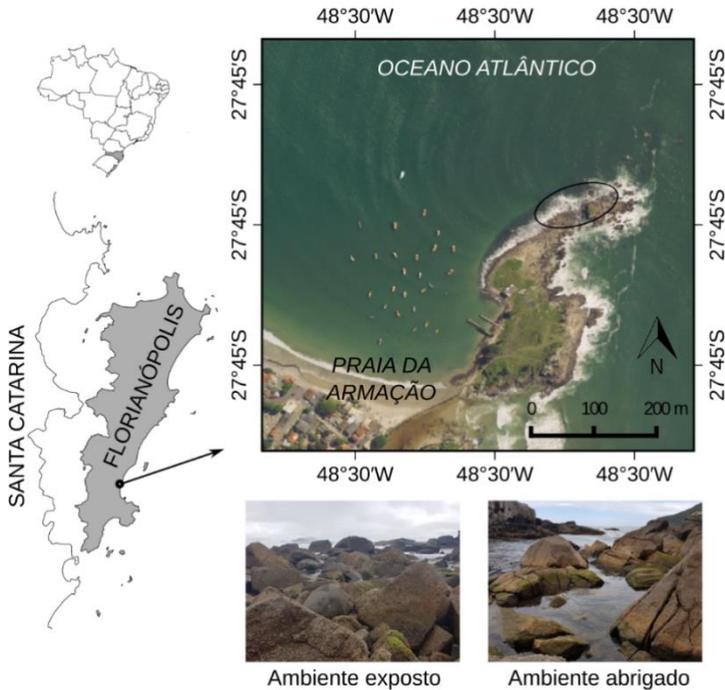


Figura 14. 1. Local do estudo e condições amostradas.

Coleta de dados

Foram amostradas quatro parcelas circulares de 1 metro de diâmetro em cada ambiente (abrigado e exposto), sendo a área delimitada com o auxílio de um cano PVC de 1m. Em cada parcela, três pessoas realizaram buscas ativas por 10 minutos, após a visualização do primeiro indivíduo de ermitão (Figura 14.2). Contabilizamos os indivíduos por morfotipo em campo, para posterior identificação em laboratório. Utilizamos um paquímetro para medir o comprimento dos dois maiores eixos ortogonais de abertura da concha, para utilizar como variável indicadora do tamanho dos organismos (Figura 14.3). Em cada parcela, avaliamos o percentual de cobertura do

substrato em três quadrantes de 30 x 30 cm (Figura 14.2). Este quadrante era constituído de cano PVC e com quatro linhas de barbantes que delimitavam nove áreas iguais para facilitar o cálculo de porcentagem de cobertura. Os diferentes tipos de cobertura do substrato foram contabilizados nas seguintes categorias: rocha nua; alga calcária; cascalho; macroalgas; ouriço; ascidia; anêmona; esponjas; *Perna perna*; *Colisella* sp. e *Stramonita* sp.; rocha com *turf*. *Turf* consiste em uma cobertura de algas coloniais de talo vertical e curto, de configuração compacta (Hay 1981).

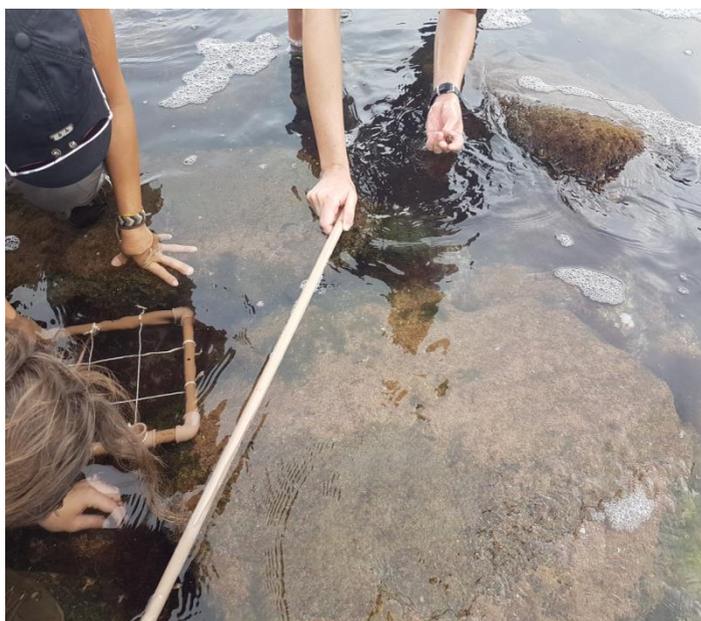


Figura 14. 2. Busca ativa e coleta de indivíduos na área entremarés do costão rochoso da Ilha das Campanhas, na praia da Armação no sul da ilha de Santa Catarina.

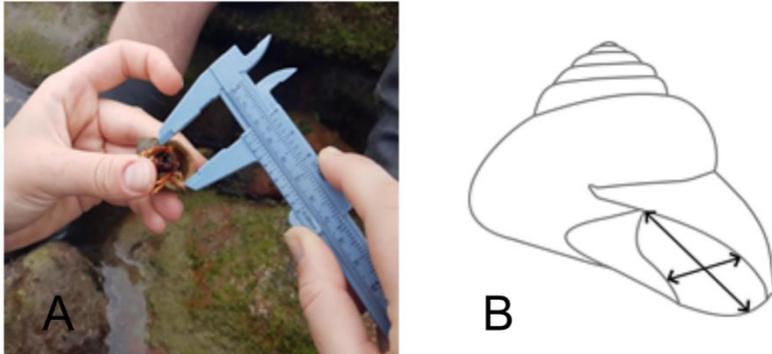


Figura 14. 3. a) Mensuração do maior eixo ortogonal de abertura da concha no costão rochoso da Ilha das Campanhas, na praia da Armação no sul da ilha de Santa Catarina; b) Representação dos eixos considera-dos para mensuração da abertura das conchas. Adaptado de Aldéa & Valdovinos (2005)..

Análise de dados

Partindo da premissa de que o tamanho dos indivíduos tem forte relação com o tamanho da concha ocupada (Vance 1972, Dominciano & Mantelatto 2004), multiplicamos o eixo maior pelo eixo menor de abertura da concha, obtendo uma medida comparável de tamanho da abertura da concha, que reflete o tamanho dos ermitões.

Os ermitões foram identificados ao nível de espécie com ajuda de especialistas no grupo e as conchas ao menor nível taxonômico possível. As conchas foram classificadas visualmente quanto ao formato com base em Aldéa & Valdovinos (2005). Quando os pressupostos de normalidade e/ou homocedasticidade não foram atendidos, optou-se por estatística não paramétrica. Para avaliar a diferença de abundância de caranguejos ermitões entre os dois graus de exposição, foi realizado Teste U de Mann-Whitney. A relação de abundância e tipos do substrato (cascalho, *turf*, rocha nua e algas calcárias) foi avaliada através de um Modelo Linear Geral levando em conta o tipo de ambiente (grau de exposição). Para determinar se a espécie do caranguejo, tipo de concha e tamanho de concha possui tendência por determinado grau

de exposição realizamos GLM com distribuição de Bernoulli. Para os modelos utilizamos o critério de informação de Akaike para retirar variáveis que apresentavam correlação baixa com o tipo de ambiente.

Para identificar a existência de preferência da espécie de concha a ser ocupada pela espécie de ermitão aplicamos um teste de proporções, com estatística de qui-quadrado de Pearson. Realizamos todas as análises em ambiente R (R Core Team 2016).

Resultados e Discussão

Foram identificadas três espécies de ermitões: *Calcinus tibicen*, *Pagurus provenzanoi* e *Paguristes tortugae* (Figura 14.4, Tabela 14.1). *C. tibicen* foi o mais abundante em ambos os locais (58 indivíduos), com 45 indivíduos no local abrigado e 13 no exposto, seguido de *P. provenzanoi*, 32 no abrigado, 11 no exposto, com 43 ao total e *P. tortugae* com apenas dois indivíduos na área abrigada. As três espécies apresentaram maior abundância no ambiente abrigado de ação de ondas (Tabela 14.1).

Tabela 14. 1. Espécies de caranguejos ermitões e abundância total encontradas no local de estudo.

Espécie	Abrigado	Exposto	Total
<i>Calcinus tibicen</i>	45	13	58
<i>Pagurus provenzanoi</i>	32	11	43
<i>Paguristes tortugae</i>	2	0	2
Total Geral	79	24	103
Mann-Whitney	16		
<i>P</i>	<0,05		

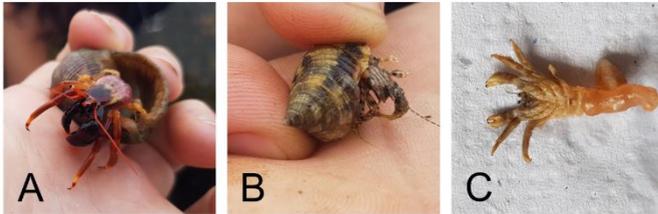


Figura 14. 4. Espécies de caranguejos ermitões coletados na Ilha das Campanhas, Praia da Armação, sul da ilha de Santa Catarina: (A) *Calcinus tibecen* (B) *Pagurus provenzanoi* e (C) *Paguristes torugae*.

Os ermitões ocupavam conchas dos gêneros *Stramonita* (n=72), *Tegula* (n=29), *Littorina* (n=1) e duas espécies não identificadas que foram denominadas Morfoespécie 3 (n=1) e Morfoespécie 4 (n=1).

A abundância de caranguejos ermitões foi significativamente maior no ambiente abrigado (Tabela 14.1; Figura 14.5). Essa maior abundância no ambiente abrigado era esperada, considerando um efeito de seleção hidrodinâmica (Denny 2006). A seleção hidrodinâmica afeta também a disponibilidade de conchas, que consiste em um recurso limitante para ermitões (Vance 1972). A maior abundância em ambientes de menor exposição às ondas também foi encontrada por Leite et al. (1998) no sudeste do Brasil e por Kellog (1976) no sudeste dos EUA.

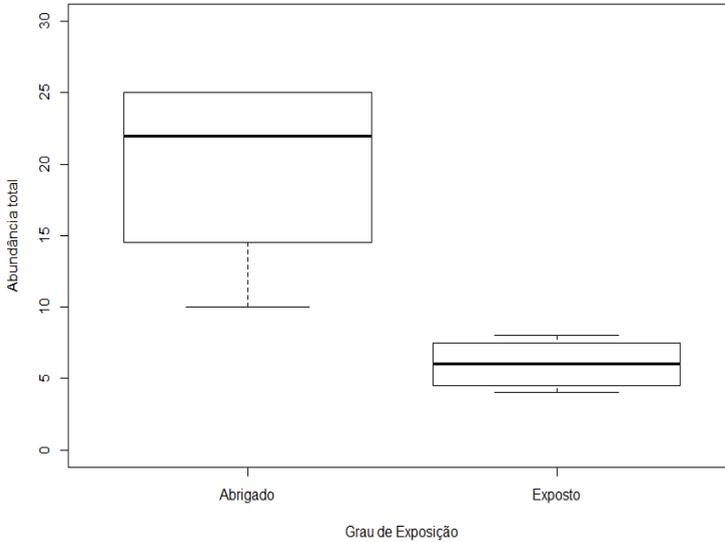


Figura 14. 5. Abundância de ermitões de acordo com o grau de exposição em um costão rochoso no sul da ilha de Santa Catarina. As caixas delimitam o intervalo de 25-75% das observações; Traço no interior das caixas representa a mediana; traços fora das caixas indicam valores mínimos e máximos.

Quanto a composição do substrato, no ambiente exposto foi observada maior quantidade de algas, e no ambiente abrigado de turf, rocha nua e cascalho (Figura 14.6). Segundo Batista-Leite et al. (2005), a complexidade do habitat é um dos principais fatores que influencia a presença de ermitões em costões rochosos.

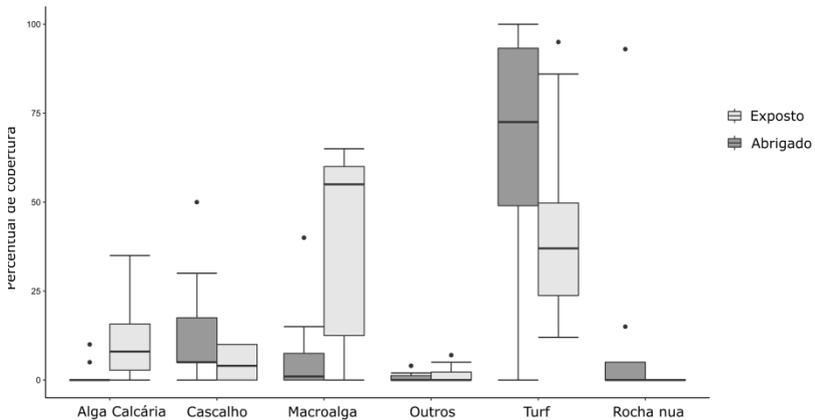


Figura 14. 6. Distribuição dos valores de cobertura do substrato. As caixas delimitam o intervalo de 25-75% das observações; Traço no interior das caixas representa a mediana; traços fora das caixas indicam valores mínimos e máximos; pontos indicam *outliers*.

O modelo linear geral ($F = 21,84$; $gl = 3$; $p < 0,05$; $r^2 = 0,92$) indicou que a abundância de ermitões apresenta relação positiva e significativa com os substratos compostos por cascalho e por rocha nua (Tabela 14.2). Ambos predominantes no ambiente abrigado, que apresentou a maior abundância. Substratos de rocha nua são fortes indicadores de áreas abrigadas (Lewis 1968), indicando as áreas mais protegidas do impacto das ondas. Já ambientes com maior quantidade de cascalho, material carregado que pode conter conchas vazias, podem favorecer os ermitões pela oferta de recursos. Pereira et al. (2009) sugerem que para diferentes habitats, há diferenças na disponibilidade de conchas. A distribuição de gastrópodes vivos é determinada pelas suas preferências de substrato, sendo que Turra e Denadai (2006) observaram que gastrópodes herbívoros preferiam áreas sem cascalho e carnívoros com cascalho. Porém, não temos informações de diferenças em abundância de gastrópodes herbívoros e carnívoros para a região de estudo. Embora não seja comum o ataque de ermitões contra gastrópodes para obtenção de conchas (Rittschof 1995), a presença de gastrópodes indica uma fonte de recurso.

Tabela 14. 2. Modelo linear geral para a abundância em relação ao tipo de substrato em dois graus de exposição de ondas (r^2 ajustado = 0,922). Em negrito valores de $P < 0,05$.

	Coefficiente	Erro padrão	t	P
Intercepto (Ambiente Abrigado)	8,597	2,759	3,116	0,053
Ambiente Exposto	-3,149	2,767	-1,138	0,338
Cascalho	0,588	0,146	4,038	0,027
Rocha nua	0,320	0,089	3,591	0,037
Algas	-0,190	0,155	-1,231	0,306

O modelo linear generalizado com distribuição de Bernoulli (Tabela 14.3; $r^2 = 18,09$), indicou uma relação significativa com o tamanho da concha. O ambiente exposto apresentou uma abundância de indivíduos de ermitão que utilizam as conchas maiores aproximadamente três vezes mais que no ambiente abrigado.

Tabela 14. 3. Modelo Linear Generalizado com distribuição de Bernoulli para a abundância em relação às características bióticas avaliadas. EP, erro padrão. Em negrito valores de $P < 0,05$.

	Coefficiente	Erro padrão	t	P
Intercepto (Ambiente Abrigado)	-0,611	0,776	-0,787	0,431
Ambiente Exposto	2,907	1,067	2,724	0,006
Tamanho	0,014	0,007	2,018	0,044
<i>P. provenzanoi</i>	0,074	0,662	0,112	0,911

Quanto à forma das conchas, *Stramonita* foi classificada como alargada, forma de largura maior que altura; *Tegula* como cônica, maior em altura e *Littorina* como globosa com dimensões similares entre largura e altura (Figura 14.7). Assim, mesmo se esperando que conchas de maiores tamanhos fossem facilmente carregadas pelas ondas, a menor altura proporcional junto ao peso pode ter favorecido essa espécie no ambiente exposto.

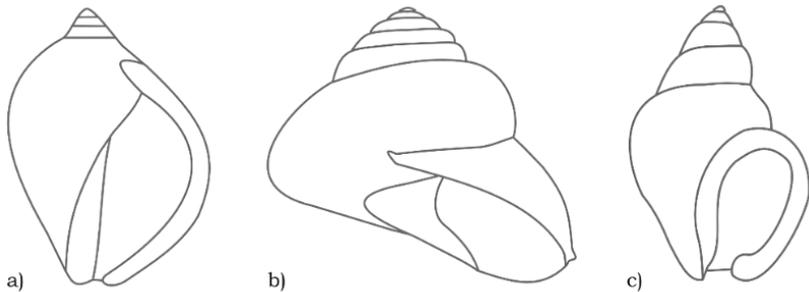


Figura 14. 7. Formato das conchas: a) globosa; b) alargada; c) cônica. Adaptado de Aldéa & Valdovinos (2005).

A espécie maior de ermitão, *Calcinus tibicen*, ocorreu com maior frequência nas conchas de maior tamanho (Figura 14.8 a), de *Stramonita* (Figura 14.8 b). A relação entre o tamanho do ermitão e o tamanho da concha, indicativo de escolha, foi relatada em muitos trabalhos (e.g., Kellog 1976, Batista-Leite et al. 2005, Pereira et al. 2009, Matos & Couto 2014). Batista-Leite et al. (2005) em um trabalho em Alagoas observou preferência de *C. tibicen* por *Stramonita*. Matos & Couto (2014), em estudo na Bahia, perceberam a preferência desse ermitão por conchas maiores, sendo que somente fêmeas ovígeras preferiram conchas de *Tegula*, devido ao maior volume interno conferido por sua forma. Porém, o teste de proporções aplicado para verificar a preferência de uso de conchas por espécies (Tabela 14.4) não indicou associações significativas. A relação poderia ser mais clara com uma amostragem maior, de modo que se sugere estudos futuros para testar essa associação.

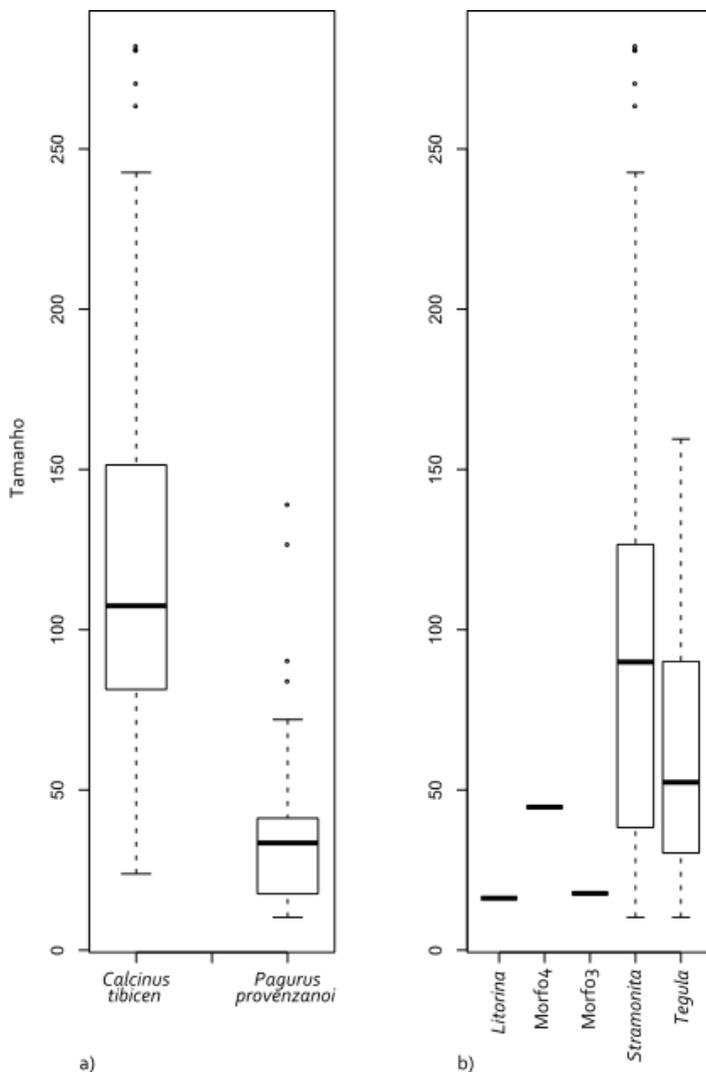


Figura 14. 8. Relação entre o tamanho da concha e a espécie de ermitão (a), tamanho de concha e espécie de gastrópode (b).

Tabela 14. 4. Valores do teste de proporção de uso de conchas por espécie de ermitão. Msp = Morfo-espécie.

	<i>C. tibicen</i>	<i>P. provenzanoi</i>	<i>P. tortugae</i>
<i>Stramonita</i> sp.	0,63	0,02	0,35
<i>Litorina</i> sp.	0,00	0,00	1,00
Msp 3	0,00	0,00	1,00
Msp 4	0,00	0,00	1,00
<i>Tegula</i> sp.	0,46	0,04	0,50
<i>P</i>	0,19	0,97	0,21

Considerações finais

Nesse estudo, observamos diferenças na distribuição de caranguejos ermitões em função de dois diferentes graus de intensidade de hidrodinamismo, sendo essas diferenças na abundância e em preferência de tamanho da concha utilizada. Também observamos diferenças em função da estrutura do substrato.

Encontramos maior abundância no ambiente mais abrigado da ação das ondas. Isso é coerente com outros estudos realizados para este grupo, e se justifica pela forte seleção hidrodinâmica que ocorre nos costões rochosos, sendo que em ambientes mais abrigados da ação das ondas um menor número de indivíduos será carregado. Da mesma forma, o hidrodinamismo seleciona as conchas. Encontramos conchas maiores, com formato de menor altura proporcional a largura, no ambiente exposto.

Ermitões maiores ocuparam predominantemente conchas maiores, mas não identificamos especificidade na seleção de tipo de concha por espécie de ermitão. Sugerimos a realização de estudos futuros com uma amostragem maior para investigar essa questão. Também observamos que a abundância foi maior em substratos de rocha nua e cascalho. Ambos ocorreram em maior quantidade no ambiente abrigado. Dessa forma, sugerimos a realização de estudos experimentais que isolem a influência do substrato e do fluxo de água.

Agradecimentos

Agradecemos a Edson Faria Júnior pela ajuda na identificação das espécies de ermitões. Agradecemos a Tatiana Leite pelas recomendações de bibliografia, sugestões para o delineamento e discussões. Agradecemos à Eduardo L. Hettwer Giehl pela contribuição na análise de dados. Agradecemos à Floram, à direção do Parque Municipal da Lagoa do Peri e a sua equipe pelo suporte e acolhimento durante o trabalho.

Bibliografia

- Aldea, C. & Valdovinos, C. (2005) Moluscos del intermareal rocoso del centro-sur de Chile (36-38 S): taxonomía y clave de identificación. *Gayana (Concepción)*, **69**, 364–396.
- Araújo, R., Bárbara, I., Sousa-Pinto, I., & Quintino, V. (2005) Spatial variability of intertidal rocky shore assemblages in the northwest coast of Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **64**, 658–670.
- Batista-Leite, L.M.A., Coelho, P.A., & Santos-Calado, T.C. (2016) Estrutura populacional e utilização de conchas pelo caranguejo Ermitão *Calcinus tibicen* (Herbst, 1791)(Crustacea, Decapoda, Diogenidae). *Tropical Oceanography*, **33**, 99–118.
- Bertness, M.D. (1981) Predation, physical stress, and the organization of a tropical rocky intertidal hermit crab community. *Ecology*, **62**, 411–425.
- Castro, P. & Huber, M.E. (2012) Entre as Marés. In P. Castro & M. Huber (Eds.), *Biologia marinha* (pp. 244–267). Porto Alegre: AMGH.
- Coutinho, R. & Zalmon, I.R. (2009) Bentos de costões rochosos. In R.C. Pereira & A. Soares-Gomes (Eds.), *Biologia marinha* (pp. 147–157). Rio de Janeiro: Interciência.
- Denny, M.W. (1985) Wave forces on intertidal organisms: a case study. *Limnology and Oceanography*, **30**, 1171–1187.
- Denny, M.W. (2006) Ocean waves, nearshore ecology, and natural selection. *Aquatic Ecology*, **40**, 439–461.

- Dominciano, L.C. & Mantelatto, F.L. (2004) The influence of shell species and size on the shell selection pattern of *Paguristes tortugae* (Decapoda, Diogenidae) from Anchieta Island (Ubatuba, Brazil). *Iheringia. Série Zoologia*, **94**, 425–428.
- Duarte, M., Millan, C.H., Vidal, M., & Samuel, M. (2011) Efeito do impacto das ondas sobre a morfologia da lapa *Collisella subrugosa* (Mollusca: Gastropoda). *Prática da Pesquisa em Ecologia da Mata Atlântica*, 1–3.
- Frey, G. (2013) Variação na riqueza de espécies entre e dentro de zonas em ambientes de costão rochoso. Disponível em: http://ecologia.ib.usp.br/curso/2011/pdf/gabriel_frey.pdf.
- Hay, M.E. (1981) The Functional Morphology of Turf-Forming Seaweeds: Persistence in Stressful Marine Habitats. *Ecology*, **62**, 739–750.
- Hazlett, B.A. (1981) The behavioral ecology of hermit crabs. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **12**, 1–22.
- Kellogg, C.W. (1976) Gastropod shells: a potentially limiting resource for hermit crabs. *Journal of experimental marine Biology and Ecology*, **22**, 101–111.
- Leite, F.P.P., Turra, A., & Gandolfi, S. M. (1998) Hermit crabs (Crustacea: Decapoda: Anomura), gastropod shells and environmental structure: their relationship in southeastern Brazil. *Journal of Natural History*, **32**, 1599–1608.
- Lewis, J.R. (1968) Water movements and their role in rocky shore ecology. *Sarsia*, **34**, 13–36.
- Masi, B.P. & Zalmon, I.R. (2008) Zonação de comunidade bêntica do entremarés em molhes sob diferente hidrodinamismo na costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **25**, 662–673.
- Matos, A.S. & Couto, E.C.G. (2014) Ocupação de Conchas de Gastrópodes pelo Ermitão *Clibanarius Sclopetarius* (Decapoda, Anomura) no Platô Recifal do Recife de Coroa Vermelha (BA). *ENCICLOPÉDIA BIOSFERA, Centro Científico Conhecer - Goiânia*, **10**, 2380–2389.

- Moreno, T.R. & Rocha, R.M. (1934) Ecologia de costões rochosos. *Estudos Biologia Ambiente Diversidade*, **84**, 191–201.
- Pereira, P.H.C., Junior, J.Z., & Jacobucci, G.B. (2009) Ocupação de conchas e utilização de microambientes por caranguejos ermitões (Decapoda, Anomura) na Praia da Fortaleza, Ubatuba, São Paulo. *Biotemas*, **22**, 65–75.
- R Core Team. 2015 *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria.
- Rittschof, D., Sarrica, J., & Rubenstein, D. (1995) Shell dynamics and microhabitat selection by striped legged hermit crabs, *Clibanarius vittatus* (Bosc). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **192**, 157–172.
- Tran, M.V., O’Grady, M., Colborn, J., Van Ness, K., & Hill, R.W. (2014) Aggression and food resource competition between sympatric hermit crab species. *PloS one*, **9**, e91823.
- Turra, A. & Denadai, M.R. (2006) Microhabitat use by two rocky shore gastropods in an intertidal sandy substrate with rocky fragments. *Brazilian Journal of Biology*, **66**, 351–355.
- Vance, R.R. (1972) Competition and mechanism of coexistence in three sympatric of intertidal hermit crabs. *Ecology*, **53**, 1062–1074.

Riqueza da epifauna bentônica em diferentes condições de hidrodinamismo de um costão rochoso

Pinheiro-Silva, L., Schmidt, A.D., Ludwinsky, R.H., Sylvéus, A., Leite, T.S.

Introdução

Dentre os principais habitats de zona de entre marés, os costões rochosos são os mais pesquisados, devido à sua acessibilidade ao ser humano, à natureza sésil de grande parte dos seus ocupantes, à possibilidade de realização de amostragens quantitativas, à facilidade para observações diretas, à relativa facilidade para o desenvolvimento de trabalhos experimentais (Levinton 1995, Nybakken 1997, Duarte & Guerrazzi 2004) e às grandes variações dos fatores ambientais como: temperatura, salinidade, umidade, intensidade luminosa e impacto de ondas (Nybakken 1997).

Uma das principais características de um costão rochoso é a zonação, isto é, a distribuição em faixas ou zonas horizontais relacionadas às adaptações dos seus principais organismos, em especial à variação da maré (Ghilardi-Lopes & Berchez 2012). Em função desta influência, de acordo com o sistema de zonação de Lewis (1964), os costões rochosos podem ser divididos em três compartimentos: o supralitoral que fica sempre emerso, recebendo apenas respingos de água do batimento das ondas; o mediolitoral, que fica submerso apenas nas marés altas; e o infralitoral, que fica sempre submerso (Coutinho & Zalman 2009).

Diversos organismos marinhos, sésseis ou vágeis, vivem associados ao costão, sendo denominados de organismos bentônicos de fundos consolidados, ou epifauna bentica (Ghilardi-Lopes & Berchez 2012). Como representantes deste grupo temos as algas, cnidários, poliquetas, esponjas, entre outros. Cada espécie possui características que delimitam sua abundância dentro de uma zona ótima particular (Coutinho & Zalmon 2009).

Dentre tais características, existem aquelas relacionadas à fatores físicos como a ação das ondas e dinâmica da maré por exemplo, e biológicos, que incluem predação, competição e recrutamento (Coutinho & Zalmon 2009). A ação das ondas é uma variável importante neste sistema, uma vez que tem a capacidade tanto de limitar a ocorrência de uma espécie em função da abrasão e repuxo, como pode ampliar o limite superior de distribuição de organismos em função de um aumento da área de lavagem (Coutinho & Zalmon 2009).

Na tentativa de entender as causas e as consequências da coexistência de espécies nos diferentes tipos de habitat, várias teorias têm sido desenvolvidas, incluindo a Hipótese do Distúrbio Intermediário (*Intermediate Disturbance Hypothesis-IDH*). Essa hipótese postula que em níveis baixos de distúrbios, espécies competitivamente superiores excluem espécies menos competidoras. Ainda, níveis muito altos de distúrbios levam às extinções locais enquanto que os níveis intermediários de distúrbios maximizam a diversidade (Connell 1978). O distúrbio intermediário remove parte das espécies existentes, abrindo espaço para a colonização por espécies menos eficientes competitivamente. Com isso, é esperado que locais com intensas ou frequentes perturbações apresentem menor riqueza de espécies em comparação aos locais com distúrbios intermediários (Towsend et al. 1997).

Este modelo tem sido testado em vários tipos de comunidades. Porém, a maioria dos estudos realizados apresentam resultados conflitantes, uma vez que uma grande variedade de padrões de diversidade ao longo de gradientes de distúrbio tem sido identificada em inúmeros sistemas. Essas inconsistências sugerem que outros fatores podem interagir de forma a influenciar os padrões de diversidade esperados.

Neste âmbito o objetivo central do trabalho foi de avaliar a riqueza da epifauna bentônica em diferentes condições de hidrodinamismo (ação de ondas) no meso-litoral. Nossas hipóteses são que (1) uma maior riqueza de epifauna bentônica é esperada na região de hidrodinamismo intermediário e (2) o distúrbio tenha uma maior atuação na riqueza da epifauna bentônica da zona do meso-litoral média.

Material e métodos

Área de Estudo

A ilha das Campanhas está localizada entre a praia do Matadeiro e a praia da Armação do Pântano Sul, ao sul da ilha de Florianópolis, estado de Santa Catarina, Brasil (Figura 15.1). O local possui áreas de costão rochoso, com diferentes graus de exposição hidrodinâmica devido, principalmente, a geomorfologia do local.

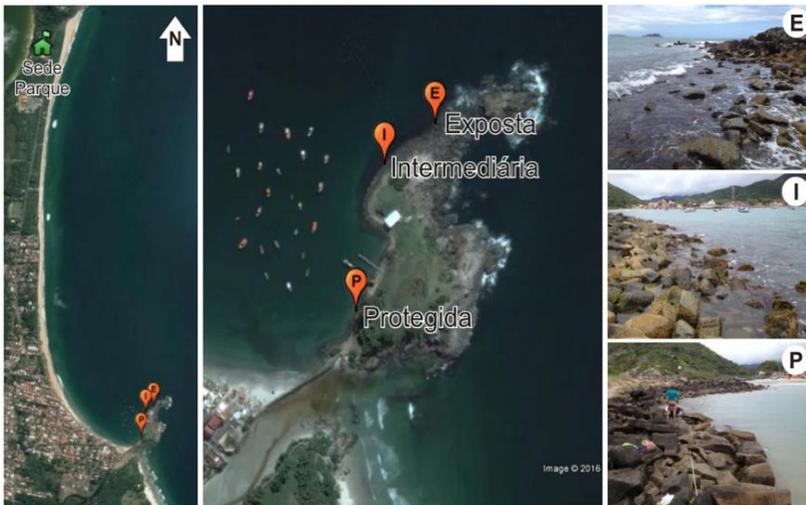


Figura 15. 1. Pontos de coleta nas três áreas com diferentes graus de ação de hidrodinamismo no costão rochoso, na praia da Armação, Santa Catarina, Brasil. (E = exposta; I = intermediária; P = protegida)

Além disso, a ilha se encontra inserida em uma área de intensa dinâmica quanto à sua ocupação, provocando alterações em suas características naturais, podendo influenciar a obtenção de dados no presente estudo. Dessa forma, a classificação das regiões quanto ao grau de ação das ondas foi feito com base na observação do hidrodinamismo da própria área de estudo, onde a extremidade norte da ilha foi considerada uma região exposta à ação das ondas; a região entre os trapiches e a

faixa de areia da praia da Armação foi considerada uma região protegida; e a região intermediária corresponde à área entre essas duas extremidades.

Coleta de dados

Foram selecionados 3 pontos amostrais situados ao longo do costão rochoso, sendo uma área mais exposta à ação do hidrodinamismo do mar (ação de ondas e correntes), uma área intermediária e uma área abrigada. Em cada ponto foram definidos dois transectos na região do Meso-litoral (médio e superior).

A zona Meso-litoral é uma zona mediana presente entre a zona Supra-litoral e Infra-litoral. Permanece submersa enquanto a maré está alta e visível enquanto maré baixa, tal zona pode ser "delimitada" devido à presença de cracas em seu limite superior e a presença de algas pardas em seu limite inferior.

Ao longo de cada transecto, medindo 10 metros, foram estabelecidos quadrantes de 30x30cm distanciados 1 metro entre si, onde foram identificados todos os organismos da epifauna presente (Figura 15.2). As espécies foram identificadas em campo quando possível, bem como realizada coleta de exemplares para posterior análise por especialistas e consulta ao Guia Vida Marinha de Santa Catarina (Lindner 2014).

Análises estatísticas

Para análise inicial dos dados foram calculados a média, o desvio padrão, o mínimo e o máximo de todas as variáveis. A análise exploratória dos dados (AED) foi realizada como proposto por Zuur et al. (2010) através de análises gráficas no ambiente de programação R (R Core Team 2015). Para testar a diferença das médias da riqueza de epifauna bentônica entre as três regiões (exposta, intermediária e protegida) foi realizada uma análise da variância (ANOVA), e para avaliar a influência do distúrbio na riqueza da epifauna bentônica, levando em consideração as zonas, foi realizado uma análise de variância aninhada (ANOVA aninhada).



Figura 15. 2. Transecto (10 metros) para estimativa da riqueza da epifauna bentônica (figura menor); Parcela de 30 cm x 30 cm (figura maior).

Resultados e Discussão

Epifauna bentônica

Foram registrados um total de 37 espécies de organismos, sendo 17 espécies de algas, 1 sp de esponja, 2 spp de cnidários, 1 sp de poliqueta, 10 spp de moluscos, 5 spp de crustáceos e 1 sp de equinoderma. Salienta-se que dentre essas espécies, foi identificada a presença de um molusco bivalve considerado exótico na área de estudo (*Isognomon bicolor*).

De acordo com o resultado da análise de variância (ANOVA), houve diferença significativa ($F = 8,057$; $p = 0,0008$) da riqueza da epifauna bentônica entre as regiões

intermediária e protegida, mostrando que a região intermediária apresenta uma riqueza de espécies maior que a região protegida (Tukey post-hoc; $\text{diff.} = 2,75$; $p = 0,0005$). Porém, apesar de não significativo, através da análise da Figura 15.3, observa-se que a área intermediária apresenta uma tendência a ter uma maior riqueza do que a área exposta (Tukey post-hoc; $\text{diff.} = 1,55$; $p = 0,07$), confirmando em parte a primeira hipótese desse trabalho.

A análise de variância aninhada (ANOVA aninhada) mostra que não houve diferença significativa na riqueza da epifauna bentônica das zonas meso-litorâneas superiores entre as três regiões, porém o mesmo não foi observado para as zonas meso-litorâneas médias, onde a riqueza da epifauna bentônica apresentou diferença significativa entre as três regiões ($F = 7,857$; $p < 0,001$). Os resultados mostram que a riqueza da zona meso-litorânea média é maior na região intermediária comparada a região exposta ($T = 2,791$; $p = 0,007$) e a região protegida ($T = 6,046$; $p < 0,001$).

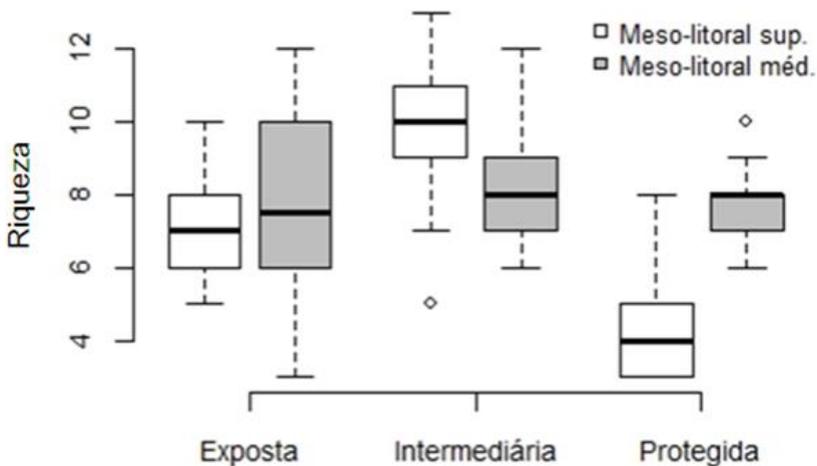


Figura 15. 3. Riqueza média encontrada na zona Meso-litoral (estrato médio e superior) nas 3 áreas de diferentes graus de ação do hidrodinamismo.

A zona meso-litorânea superior sofre maior atuação do stress, dificultando a permanência de novas espécies naquela região, devido principalmente às condições de dessecação e temperaturas mais elevadas (Coutinho & Zalman 2009). De acordo com

as observações de Boaventura et al. (2002) os níveis superiores do costão exibem menor diversidade de espécies comparado às outras zonas, devido principalmente às condições do stress ambiental dessas regiões.

Já na zona meso-litorânea média, região com menor stress ambiental quando comparado a zona superior, o distúrbio foi correlacionado com uma maior riqueza, uma vez que o mesmo possibilitou a ocupação da área por novas espécies, aumentando a riqueza da epifauna bentônica. Esse resultado corrobora com o padrão de zonação esperado para essas duas zonas (Coutinho & Zalman 2009) e confirma a segunda hipótese do nosso trabalho.

Outros estudos que testaram a hipótese do distúrbio intermediário (Connell 1978) em regiões distintas, também encontraram resultados similares, quando se considerou o hidronamismo como fonte de distúrbio. Svensson et al. (2007) encontraram uma maior riqueza de espécies bentônicas na região intermediária de ação do hidrodinamismo, em um experimento de campo realizado em um mar temperado na Suécia. Já Masi & Zalmon (2008) também observaram o mesmo padrão de riqueza na costa norte do estado do Rio de Janeiro.

Além disto, novos estudos poderiam também avaliar a duração e a frequência de exposição às ondas (Masi & Zalmon 2008), como forma de auxiliar na interpretação dos resultados (Choi & Kim 2004). Salienta-se ainda que a presença do bivalve exótico *L. bicolor* ressalta a importância desse estudo e de mais estudos futuros na região, devido principalmente a competição que essa espécie promove com espécies nativas do costão (Masi & Zalmon 2008).

Conclusão

As diferenças encontradas no padrão de riqueza na zona entremarés nesse estudo são atribuídas, principalmente, às diferenças no grau de exposição às ondas a que as três regiões (exposta, intermediária e protegida) estão submetidas. Porém, a seleção de áreas características quanto à intensidade de hidrodinamismo é um fator determinante em estudos que objetivam corroborar a hipótese do distúrbio intermediário.

Para isso, mensurar de uma forma mais quantitativa as variáveis descritoras do distúrbio, podem ajudar na seleção dessas regiões.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à Floram e à direção do Parque Municipal da Lagoa do Peri e aos seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante a pesquisa. Além disso, gostaríamos também de agradecer à equipe de professores, pós-doutorandos e colegas de turma pelo auxílio em todas as etapas da realização desse trabalho.

Bibliografia

- Boaventura, D., Ré, P., Fonseca, L.C., & Hawkins, S.J. (2002) Intertidal Rocky Shore Communities of the Continental Portuguese Coast: Analysis of Distribution Patterns. *Marine Ecology*, **23**, 69–90.
- Choi T.S. & Kim, K.Y. (2004) Spatial pattern of intertidal macroalgal assemblages associated with tidal levels. *Hydrobiologia*, **512**, 49–56.
- Connell, J.H. (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, **199**, 1302–1310.
- Coutinho, R. & Zalmon, I.R. (2009) Bentos de costões rochosos. In R.C. Pereira & A. Soares-Gomes (Eds.), *Biologia marinha* (pp. 147–157). Rio de Janeiro: Interciência.
- Duarte, L.F.L. & Guerrazzi, M.C. (2004) Zonação do costão rochoso da praia do Rio Verde: padrões de distribuição e abundância. In O.A.V. Marques & W. Duleba (Eds.), *Estação Ecológica Juréia-Itatins. Ambiente físico, flora e fauna* (pp. 179–188). Ribeirão Preto: Holos Editora.
- Ghilardi-Lopes, N.P., Hadel, V.F., & Berchez, F. (2012) *Guia para Educação Ambiental em Costões Rochosos*. Porto Alegre: Artmed Editora.
- Levinton, J.S. (1995) *Marine biology: function, biodiversity, ecology*. New York: Oxford University Press.

- Lewis, J.R. (1964) *The Ecology of Rocky Shore*. London: English University Press.
- Lindner, A. (2014) *Vida Marinha de Santa Catarina*. Florianópolis: Editora da UFSC.
- Masi, B.P. & Zalmon, I.R. (2008). Zonation of intertidal benthic communities on breakwaters of different hydrodynamics in the north coast of the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **25**, 662–673.
- Nybakken, J.W. (1997) *Marine Biology: an ecological approach*. Califórnia: Addison Wesley.
- R Core Team. (2015) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- Svensson, J.R., Lindegarth, M., Siccha, M., Lenz, M., Molis, M., Wahl, M., & Pavia, H. (2007) Maximum Species Richness at intermediate frequencies of disturbance: Consistency among levels of productivity. *Ecology*, **88**, 830–838.
- Townsend, C.R., Scarsbrook M.R., & Dolédec, S. (1997) The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams. *Limnology and oceanography*, **42**, 938–949.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., & Elphick, C.S. (2010) A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, **1**, 3–14.

A man wearing a purple cap and a striped t-shirt stands on a boat, looking out at the ocean. The text "PROJETOS LIVRES" is overlaid on the right side of the image.

PROJETOS LIVRES

Foto por Eduardo L. H. Giel

Fauna associada a bromélias do gênero *Tillandsia* e sua relação com a complexidade estrutural destas plantas

Klug, J. E.; Hanazaki, N.; Giehl, E. L. H.

Introdução

Bromeliaceae é uma família de Bromélias com pelo menos 2.500 espécies, restritas à região Neotropical, que dominam a flora vascular epifítica, superando a biomassa de outras famílias como Orchidaceae (Benzing 1990 apud Stuntz et al. 2002, Frank et al. 2004). De acordo com Benzing (2000) (apud Ospina-Bautista & Varón 2016), a maior parte das plantas dessa família possui folhas dispostas em forma de roseta, cuja base central acumula água da chuva e matéria orgânica vegetal e animal, proporcionando reservas de nutrientes e refúgios espaciais a uma rica fauna de vertebrados e invertebrados. Dessa forma, as bromélias-tanque têm sido objeto de um grande número de estudos ecológicos (Cotgreave et al. 1993, Richardson 1999, Armbruster et al. 2002, Marino et al. 2012).

Embora a maioria das espécies de bromélias tenha uma estrutura arquitetural similar, existe uma grande variação na sua morfologia e complexidade, podendo apresentar variação no diâmetro, número de folhas, largura e comprimento das folhas e tamanho do tanque, no caso de bromélias que acumulam água (Srivastava 2006, Gonçalves-Souza et al. 2011). Essas variações ocorrem também em menor escala entre indivíduos da mesma espécie. Dessa forma, as bromélias oferecem uma variedade de locais adequados para o estabelecimento de diversas comunidades animais (Richardson 1999) que, em habitats com condições extremas, podem compensar a falta de lugares apropriados para a fauna se alojar (Monteiro et al. 2001).

As bromélias podem ser então ampliadoras da biodiversidade local e “plantas chave”, pois muitas espécies animais dependem delas para sua sobrevivência (Benzing 1990 apud Stuntz et al. 2002, Nadkarni 1994). As bromélias têm como fauna

associada desde larvas de invertebrados e vertebrados, artrópodes terrestres (besouros, formigas e aranhas) até anfíbios, pois fornecem bons sítios reprodutivos para acasalamento, oviposição, criação de imaturos, locais de forrageio e abrigo contra predação (Richardson 1999, Armbruster et al. 2002, Frank et al. 2004).

De acordo com a hipótese de heterogeneidade, a riqueza de espécies é mais elevada em habitats mais complexos (MacArthur & MacArthur 1961), devido à maior dimensionalidade do nicho. Assim, habitats complexos seriam sujeitos a condições ambientais e fatores bióticos diversos, como disponibilidade de diferentes recursos (como alimento e locais para reprodução) e a intensidade da competição e da predação, que são algumas das principais dimensões do nicho das espécies e determinantes para sua ocorrência (MacArthur & Levins 1967). Para animais que usam plantas como substrato, a complexidade arquitetural é uma medida de heterogeneidade para esses microhabitats e pode ser quantificada pelo tamanho da planta, número e tamanho das folhas (Tews et al. 2004). A complexidade arquitetural da planta determina seu potencial de oferecer recursos e conseqüentemente influencia na fauna associada a elas (Richardson 1999, Armbruster et al. 2002), sendo que plantas maiores e mais complexas estruturalmente poderiam hospedar uma densidade e diversidade maior de organismos (Srivastava, 2006).

As bromélias podem ser utilizadas como organismo modelo para entender questões ecológicas fundamentais, como os fatores que influenciam a diversidade e a estrutura de comunidades naturais, as quais seriam mais difíceis de inferir em ecossistemas reais, de maior extensão e complexidade e com inúmeras peculiaridades (Richardson 1999). As bromélias são epífitas muito comuns em distintos ambientes Neotropicais, sendo cada bromélia uma unidade com características estruturais naturalmente replicadas em outros indivíduos, que podem ser medidas e que contém uma comunidade animal possível de identificação com precisão em qualquer lugar e tempo (Armbruster et al. 2002). Assim, bromélias podem ser utilizadas para medir a diversidade α (riqueza de espécies em uma unidade amostral) e β (variação na riqueza da comunidade entre unidades amostrais) ao longo de gradientes ambientais, por exemplo, para se analisar os efeitos da heterogeneidade dos recursos na estrutura e

na diversidade da comunidade (exemplo em Richardson 1999). Pode-se também avaliar a influência das interações bióticas como competição e predação e a função da complexidade estrutural de bromélias na composição da comunidade (Armbruster et al. 2002, Marino et al. 2012).

São raros os trabalhos sobre a fauna associada a bromélias que não acumulam água, como espécies do gênero *Tillandsia*. Porém, espécies desse gênero, como *T. recurvata* e *T. setacea*, também podem apresentar complexidade estrutural em potencial para abrigar uma fauna diversa e abundante (Frank et al. 2004). Dessa forma, os objetivos deste estudo foram: 1) identificar a fauna associada a três espécies do gênero *Tillandsia* que não formam tanques; 2) verificar se a riqueza taxonomica difere entre as três espécies de bromélias; 3) inferir se a complexidade estrutural da planta tem relação com a riqueza de espécies nela encontrada e 4) verificar se há diferença na composição da fauna entre as três espécies de bromélias. Presumimos encontrar uma fauna diversa associada a cada uma das espécies de *Tillandsia*, com riqueza superior nas bromélias de maior complexidade estrutural, indicada por plantas de maior tamanho, folhas maiores e formando aglomerados com maior número de indivíduos.

Material e métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado no Parque Municipal Lagoa do Peri, criado pela Lei Municipal Nº 1.828/81, (27°43'33.27"S; 48°30'26.97"O) e localizado ao sul da Ilha de Santa Catarina, em Florianópolis, região sul do Brasil. As coletas foram realizadas em uma área de vegetação de restinga em processo de regeneração, adjacente à sede do parque.

Coleta de dados

Coletamos a esmo, com auxílio de um podão, cinco bromélias de cada espécie: *Tillandsia mallemonitii* Glaz. ex Mez, *Tillandsia tenuifolia* L. e *Tillandsia gardneri* Lindl.

(Figura 16.1), sendo que em alguns casos as bromélias estavam bem próximas umas das outras (Figura 16.1). As três espécies de bromélias foram escolhidas por apresentarem uma estrutura de micro-habitat diferente, como sugerido por Stuntz et al. (2002). *T. mallemonii* forma agrupamentos de diversos indivíduos, que são compostos por caules delgados e folhas pilosas, finas e compridas, que quando juntas formam um tipo de "novelo", proporcionando em seu interior substrato para o alojamento da fauna associada, entretanto, não acumulam água. *T. tenuifolia* também não acumula água e forma agrupamentos, porém seus indivíduos têm caules mais robustos e folhas largas e curtas, de textura coriácea, onde em suas bases e nos espaços formados entre os indivíduos, os organismos podem se acomodar. *T. gardneri* normalmente é formada por apenas um indivíduo isolado ou, se encontrada em grupos, os indivíduos se entrelaçam apenas na raiz; são maiores que das outras duas espécies do gênero e de fácil individualização. Apresenta uma morfologia um pouco mais semelhante às bromélias tanque do que as outras duas espécies de *Tillandsia*, com folhas de base largas, porém muito longas e não tão rígidas, o que faz com que suas folhas arqueiem e não formem tanques. Estas folhas que arqueiam formam um aglomerado de folhas mortas junto à raiz, envolvendo o tronco do forófito, formando assim um substrato de abrigo à fauna.

Foram coletados apenas indivíduos com inflorescências, isolados (no caso de *T. gardneri*) ou que formavam pequenos agrupamentos (no caso das outras duas espécies). As bromélias foram extraídas cuidadosamente para evitar o escape dos animais (Armbruster et al. 2002) e colocadas em sacos plásticos individualizados, com identificação da espécie da árvore e altura em que estavam as bromélias na árvore em relação ao solo.



Figura 16. 1. Espécies de bromélias alvo deste estudo: acima, *T. malleontii*; ao centro, *T. tenuifolia* e abaixo, *T. gardneri*.

Em laboratório, com uma fita métrica, foram medidas a altura, comprimento e largura, sendo que a altura consistiu na distância entre a base da planta e a extremidade das folhas mais altas e o comprimento e a largura, como a maior distância entre folhas opostas (Marino et al. 2012). Para *T. mallemonitii* e *T. tenuifolia*, que formavam agrupamentos, foi contabilizado o número de indivíduos no agrupamento e sorteados três indivíduos. De cada um destes indivíduos, foram selecionadas três folhas e feitas medidas de comprimento e largura (na base) das folhas, com auxílio de régua e paquímetro (Figura 16.2). Para *T. gardneri*, que se apresentava na forma de um único indivíduo, foram selecionadas nove folhas para as medidas de comprimento e largura.



Figura 16. 2. Contabilização dos indivíduos de *T. tenuifolia* (a); *T. mallemonitii* (b) e medição das folhas de *T. gardneri* (c).

As bromélias foram analisadas e quando necessário, as folhas foram retiradas para facilitar a extração da fauna associada a ela (Figura 16.3). O processo foi realizado dentro de uma bandeja branca para facilitar a visualização da fauna associada, que foi removida com auxílio de uma pinça entomológica.



Figura 16. 3. Método de desmantalamento folha a folha de *T. gardneri*.

A fauna de cada bromélia foi morfotipada utilizando uma lupa estereoscópica com capacidade de aumento de 32 vezes e individualizada em tubos falcon com álcool 70%. Posteriormente, as espécies foram identificadas ao menor nível taxonômico possível, com auxílio do especialista Dr. Benedito Cortês Lopes. Em alguns casos não foi possível relacionar os indivíduos em estágio de larva, pupa e ninfa à sua fase

adulta, assim, estas foram classificadas como espécies distintas, sendo que de acordo com Armbruster et al. (2002) e Cotgreave et al. (1993), esses diferentes estágios de vida podem desempenhar funções ecológicas diferentes, sendo preferível classificá-los como morfotipos distintos.

Análise de Dados

Realizou-se uma curva de rarefação para estimar a suficiência amostral, com a extrapolação de cinco para 15 bromélias para cada espécie (Chao et al. 2014). O resultado foi utilizado para avaliar se a riqueza de espécies (estimada via número de morfotipos) diferia entre as 3 espécies de bromélia estudada. A estimativa da curva de rarefação e a extrapolação foram realizadas no progama R, com o pacote iNEXT (Hsieh et al. 2016).

As medidas de comprimento (C), largura (L) e altura (A) de cada espécime de bromélia foram multiplicadas: $C \times L \times A$, a fim de estimar o volume para representar o tamanho da planta com uma única medida. Quanto aos parâmetros relacionados a estrutura foliar, foi feita uma média dos valores de comprimento e largura das folhas de cada planta.

Em seguida, realizou-se um modelo linear generalizado (GLM), com distribuição de Poisson para a riqueza de espécies, utilizando como variáveis explanatórias o tamanho da planta, o número de indivíduos, comprimento e a largura da folha.

Por último, a diversidade beta (β) foi calculada em relação às três espécies de bromélias. A diversidade beta é definida como uma medida de substituição de espécies (turnover) entre unidades amostrais em uma região (Crist et al. 2003). Assim, através do índice de Jaccard (uma medida de beta diversidade) pretendia-se averiguar a dissimilaridade de composição de espécies entre as bromélias e posteriormente particionar este índice nos componentes de diferença de riqueza de espécies e turnover.

Bromélia	Forófito			Altura
	<i>O. pulchella</i>	<i>E. argentinum</i>	<i>M. guianensis</i>	
<i>T. mallemonitii</i>	60%	20%	20%	2,37 ± 0,20
<i>T. tenuifolia</i>	60%	0%	40%	2,26 ± 0,70
<i>T. gardneri</i>	100%	0%	0%	2,53 ± 0,33

Resultados

As bromélias foram coletadas em três espécies de árvores diferentes (forófitos): *Ocotea pulchella* Mart.; *Erythroxylum argentinum* O. E. Schulz e *Myrsine guianensis* (Aubl.) Kuntze, sendo que os indivíduos de *T. gardneri* estavam todos sobre *O. pulchella* (Tabela 16.1), que aparentemente é a espécie mais comum na área de estudo e que concentra a maior quantidade de bromélias (obs. pess.). A altura em relação ao solo em que as bromélias foram coletadas diferiu pouco, por esse motivo não foi utilizada nas análises posteriores (Tabela 16.1).

Tabela 16. 1. Forófito e altura (média e desvio-padrão) em que as bromélias estavam em relação ao solo.

Foram morfotipadas 49 espécies de invertebrados (Figura 16.4), sendo incluídos em uma categoria "outros" poucos indivíduos da ordem Acari, que devido ao tamanho diminuto não foram morfotipadas.

As espécies foram distribuídas em 15 ordens, sendo que a ordem Hymenoptera (formigas), apresentou o maior número de indivíduos (219) e a ordem Araneae (aranhas) apresentou o maior número de morfotipos (10), representando 20% do total de espécies morfotipadas encontradas em associação com as três espécies de bromélias (Tabela 16.2).



Figura 16. 4. Exemplo de algumas das espécies morfotipadas associadas às bromélias. 1) Chrysomelidae.morfo2; 2) Curculionidae.morfo1; 3) Lygaeidae.morfo1; 4) Blattaria.morfo1; 5) Elateridae.morfo1; 6) Polyxenida.morfo1; 7) Blattaria.morfo1 (ninfã); 8) Scolopendromorpha.morfo1; 9) Lygaeidae.morfo 2; 10) Crematogaster.morfo1; 11) Araneae.morfo2; 12) Araneae.morfo4; 13) Araneae.morfo7; 14) Araneae.morfo10; 15) Staphylinidae.morfo1;16) Psocoptera.morfo1; 17) Acari.morfo3; 18) Psocoptera.morfo2; 19) Araneae.morfo1.

Foram identificados indivíduos em diversos estágios do ciclo de vida, tais como pupa e larvas de Lepidoptera, ninfãs de Hemiptera e Blattaria, larvas de Diptera, ovos e larvas de formigas (Hymenoptera) e aranhas com sacos ovígeros, indicando a importância das bromélias como sítio reprodutivo para essa fauna. Observamos também a presença de predadores, como aranhas e lacraias (Scolopendromorpha), fitófagos como os besouros (Coleoptera) e hemípteros (Hemiptera), além de detritívoros (Psocoptera), refletindo também a diversidade funcional que pode existir neste microhabitat.

Tabela 16. 2. Número de indivíduos, Frequência absoluta e relativa das espécies morfotipadas em cada ordem. Em destaque as ordens que apresentaram maior número de indivíduos e Freq. relativa (%) de morfotipos.

Fator	Nº Ind.	Freq. Absoluta	Freq. Relativa (%)
Acari	27	4	8,0
Araneae	76	10	20,0
Blattaria	24	1	2,0
Coleoptera	13	8	16,0
Diptera	4	2	4,0
Embioptera	2	1	2,0
Entomobryomorpha	57	1	2,0
Hemiptera	22	6	12,0
Hymenoptera	219	5	10,0
Lepidoptera	7	3	6,0
Orthoptera	1	1	2,0
Polyxenida	2	1	2,0
Psocoptera	67	5	10,0
Scolopendromorpha	2	1	2,0
Thysanoptera	2	1	2,0

Dezessete dos 49 morfotipos (35%) foram representadas por um único indivíduo, e dez (20%) representadas por dois indivíduos. A curva de rarefação demonstrou que o número de bromélias amostradas não foi suficiente para que a composição de espécies da fauna atingisse uma assíntota, pois novos morfotipos eram identificados a cada nova bromélia amostrada (Figura 16.5). Provavelmente a assíntota seria atingida com uma amostra de 15 indivíduos para as espécies *T. tenuifolia* e *T. gardneri* (Figura 16.5), o que, contudo, seria ainda insuficiente para *T. mallemonii*. A curva indica também que as três espécies de bromélia não diferem no número de espécies de fauna associada (Figura 16.5).

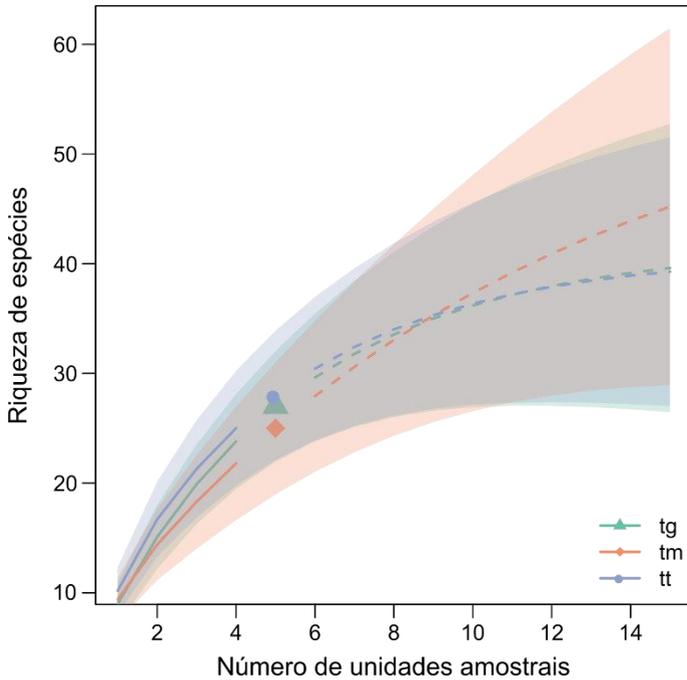


Figura 16. 5. Curva de rarefação para as espécies *T. gardneri* (tg); *T. mallemon-tii* (tm) e *T. tenuifolia* (tt) amostradas neste estudo.

O modelo linear generalizado com a variável riqueza em função do tamanho da planta, número de indivíduos, comprimento e largura da folha foi significativo para o tamanho ($P=0,005$). Quando eliminadas as variáveis uma a uma, o modelo mais parcimonioso (menor AIC) foi o que continha apenas a variável tamanho da planta em escala logarítmica como preditora, mostrando uma relação positiva entre o tamanho da planta e a riqueza de espécies ($P=0,03$; Figura 16.6).

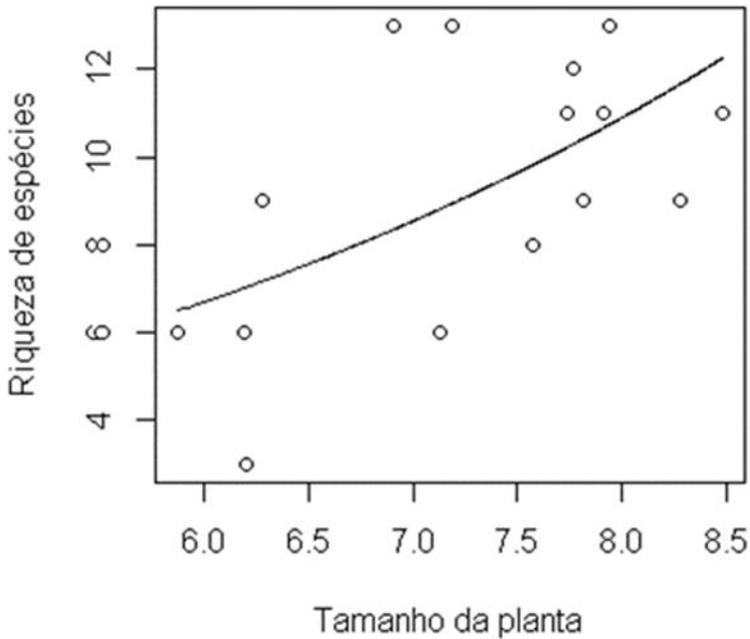


Figura 16. 6. Resultado gráfico do modelo linear generalizado da variável riqueza em função do tamanho da planta.

A riqueza de espécies nas três bromélias estudadas foi semelhante, entretanto, a composição (diversidade beta) entre elas apresentou diferenças (Tabela 16.3), embora as três espécies de bromélias cresçam muito próximas umas das outras. A maior porção da diversidade β foi atribuída ao turnover, ou seja, morfotipos que apareceram exclusivamente em cada bromélia: dez para *T. mallemonitii*; oito para *T. gardneri* e dez para *T. tenuifolia* (Tabela 16.4). *Tillandsia mallemonitii* e *T. gardneri* foram as que mais diferiram (0,70), sendo essa mudança integralmente atribuída ao turnover (Tabela 16.3). Por outro lado, *T. tenuifolia* e *T. gardneri* foram as mais semelhantes quanto à composição de espécies (0,59) (Tabela 16.3).

Tabela 16. 3. Resultado do Índice de Jaccard (diversidade β) particionado em diferença de riqueza de espécies e turnover.

Índice de Jaccard	<i>T. mallemontii</i>	<i>T. gardneri</i>
<i>T. mallemontii</i>	0,70	-
<i>T. tenuifolia</i>	0,69	0,59

Diferença de Riqueza	<i>T. mallemontii</i>	<i>T. gardneri</i>
<i>T. mallemontii</i>	0,00	-
<i>T. tenuifolia</i>	0,07	0,08

Turnover	<i>T. mallemontii</i>	<i>T. gardneri</i>
<i>T. mallemontii</i>	0,70	-
<i>T. tenuifolia</i>	0,62	0,51

Dez morfotipos foram compartilhados entre as três bromélias: Entomobryidae, quatro morfotipos de aranhas; dois morfotipos de Psocoptera; as formigas do gênero *Crematogaster*; um besouro coleóptero da família Curculionidae e insetos da ordem Blattaria (Tabela 16.4). *T. mallemontii* e *T. gardneri* compartilharam dois morfotipos apenas, *T. mallemontii* e *T. tenuifolia* três e *T. gardneri* e *T. tenuifolia* seis (Tabela 16.4).

Tabela 16. 4. Composição de espécies entre as bromélias: morfotipos compartilhados entre as três bromélias (tom mais escuro); diferença de riqueza (tom médio) e turnover (tom mais claro).

Morfotipos	<i>T. mallemontii</i>	<i>T. gardneri</i>	<i>T. tenuifolia</i>
Entomobryidae.morfo1	1	1	1
Psocoptera.morfo1	1	1	1
Araneae.morfo1	1	1	1
Crematogaster.morfo1	1	1	1
Araneae.morfo3	1	1	1
Araneae.morfo4	1	1	1
Curculionidae.morfo1	1	1	1
Psocoptera.morfo3	1	1	1
Araneae.morfo5	1	1	1
Blattaria.morfo1	1	1	1
Lygaeidae.morfo1	1	1	0
Acari.morfo3	1	1	0
Acari.morfo1	1	0	1

Morfotipos	<i>T. malleontii</i>	<i>T. gardneri</i>	<i>T. tenuifolia</i>
Acari.morfo2	1	0	1
Araneae.morfo9	1	0	1
Pyrrhocoridae.morfo1	0	1	1
Lepidoptera.morfo1	0	1	1
Diptera.morfo1	0	1	1
Araneae.morfo10	0	1	1
Sternorrhyncha.morfo1	0	1	1
Psocoptera.morfo5	0	1	1
Psocoptera.morfo2	1	0	0
Phlaeothripidae.morfo1	1	0	0
Hemiptera.morfo1	1	0	0
Araneae.morfo2	1	0	0
Lepidoptera.morfo2	1	0	0
Orthoptera.morfo1	1	0	0
Chrysomelidae.morfo2	1	0	0
Araneae.morfo8	1	0	0
Curculionidae.morfo2	1	0	0
Diptera.morfo2	1	0	0
Lygaeidae.morfo2	0	1	0
Cephalotes.morfo1	0	1	0
Embioptera.morfo1	0	1	0
Scolopendromorpha.morfo1	0	1	0
Araneae.morfo6	0	1	0
Chrysomelidae.morfo1	0	1	0
Lepidoptera.morfo3	0	1	0
Coleoptera.morfo2	0	1	0
Elateridae.morfo1	0	0	1
Staphylinidae.morfo1	0	0	1
Camponotus.morfo1	0	0	1
Polyxenida.morfo1	0	0	1
Psocoptera.morfo4	0	0	1
Araneae.morfo7	0	0	1
Hemiptera.morfo2	0	0	1
Coleoptera.morfo1	0	0	1
Pheidole.morfo1	0	0	1
Procryptocerus.morfo1	0	0	1

Discussão

Neste estudo, constatamos uma grande diversidade de fauna associada às três espécies de bromélias do gênero *Tillandsia*. Apesar dessas bromélias não formarem tanques e dessa forma não abrigarem crustáceos, moluscos, anfíbios e larvas aquáticas de insetos, como encontrados normalmente em bromélias que acumulam água (Armbruster et al. 2002, Marino et al. 2012), essas plantas possuem estrutura adequada para uma vasta fauna de artrópodes terrestres, representada principalmente por aranhas, formigas, percevejos, besouros e psocópteros.

Em estudo com bromélias do gênero *Tillandsia*, na Florida, Frank et al. (2004) também encontraram grande diversidade de táxons, sendo a composição em relação às ordens, semelhante à encontrada neste estudo, com a presença de Araneae, Hymenoptera, Psocoptera e Entomobryomorpha bem representados em relação ao número de indivíduos, além da presença de Coleoptera, Acari, Blattaria, Diptera, Hemiptera, Lepidoptera, Orthoptera, Polyxenida e Thysanoptera. Stuntz et al. (2002), em um trabalho desenvolvido no Panamá com duas espécies de bromélias: *Tillandsia fasciculata* e *Vriesea sanguinolenta* e uma espécie de orquídea, *Dimerandra emarginata*, demonstraram que o táxon mais abundante (73%) nas três epífitas foram as formigas (Hymenoptera), seguidas das aranhas (9%) e o restante era composto por 17 outras ordens de artrópodes.

A ocorrência de predadores indica que as bromélias podem servir de local de forrageio, além de fornecer alimento a fitófagos e detritívoros. De acordo com Armbruster et al. (2002), a matéria orgânica que fica depositada nas bromélias fornece microhabitat e nutrientes para organismos como bactérias, fungos e demais detritívoros, além de ser fonte de alimento para fitófagos. Assim, uma grande abundância de organismos permite que a cadeia alimentar deste microhabitat suporte predadores (Richardson 1999), como as aranhas e lacraias encontradas neste estudo.

Outro recurso provido pelas bromélias são sítios reprodutivos e de criação de formas jovens, indicados pela presença de indivíduos imaturos de diferentes táxons, ootecas tecidas pelas aranhas e um ninho de formigas no aglomerado de folhas secas de um indivíduo de *T. gardneri*. Mestre et al. (2001) já haviam reportado a ocorrência

de grande número de formas imaturas associadas à bromélia *Vriesea inflata* em um estudo conduzido na Mata Atlântica, além da presença de pupas de formigas, indicando que estas não utilizavam as bromélias apenas em busca de alimento. Frank et al. (2004) também relataram ninhos de formigas nas espécies *Tillandsia utriculata*, *T. fasciculata* e *T. setacea* nas folhas secas e externas das bromélias.

O presente estudo demonstrou que a riqueza da fauna associada às bromélias aumenta com o aumento no tamanho da planta. Este resultado corrobora com um trabalho realizado em Porto Rico com duas espécies de bromélias, onde Richardson (1999) encontrou correlação positiva da riqueza de espécies da fauna em relação ao tamanho das plantas e com estudo realizado por Stuntz et al. (2002) que também encontraram relação positiva entre a riqueza de espécies e o tamanho das plantas, sendo que essa foi mais alta em *Vriesea sanguinolenta*, a maior epífita avaliada no estudo, e menor em *Dimerandra emarginata* (orquídea), a menor epífita. Esses autores sugerem que esse tipo de resultado é consistente com a hipótese de que plantas maiores são mais suscetíveis a serem descobertas e colonizadas, além de suportarem populações maiores e mais diversas de artrópodes, por apresentarem uma maior complexidade estrutural e conseqüentemente maior disponibilidade de recursos (Lawton 1983).

No entanto, no estudo de Armbruster et al. (2002) no Equador, o efeito do tamanho da planta na riqueza da fauna associada a três gêneros distintos de bromélias foi apenas marginalmente significativo, enquanto características como o número de folhas, quantidade de detritos e volume de água tiveram efeito significativo sobre o número de morfotipos em cada planta. O autor afirma que esses três atributos estão diretamente correlacionados com o tamanho da planta, sendo estes mais importantes para a riqueza de espécies do que o espaço por si só. No presente estudo as demais características utilizadas para definir a complexidade estrutural das plantas não foram relacionadas com a riqueza de espécies associadas a elas. Isto possivelmente ocorreu porque o “novelo” formado pelo aglomerado de indivíduos de *T. mallemontii* e *T. tenuifolia*, que apresentavam folhas mais finas, formou um substrato para a fauna equivalente ao aglomerado de folhas secas junto a raiz dos indivíduos únicos de *T.*

gardneri. Assim, nem o tamanho das folhas, nem o número de indivíduos, bem distintos entre as bromélias, teve efeito sobre a riqueza, já que as plantas acabaram apresentando uma complexidade estrutural análoga e que possibilitou uma riqueza similar entre elas, que variou apenas em relação ao tamanho das plantas.

A riqueza de espécies foi semelhante entre as bromélias, porém sua composição variou consideravelmente. Apenas dez das 49 espécies morfotipadas ocorreram nas três espécies de bromélias, sendo que muitas das demais espécies apareceram associadas a apenas uma das espécies de bromélia, indicando substituição de espécies (turnover) entre espécies de *Tillandsia*. Stuntz et al. (2002) encontraram, em seu estudo com duas espécies de bromélias *Tillandsia fasciculata* e *Vriesea sanguinolenta* e uma espécie de orquídea, *Dimerandra emarginata*, que das 89 espécies da fauna, uma única ocorreu em todas as epífitas (uma formiga), sendo os resultados do índice de similaridade de Sørensen, valores muito baixos: $D. emarginata/V. sanguinolenta = 0,08$; $D. emarginata/T. fasciculata = 0,06$ e $V. sanguinolenta/T. fasciculata = 0,24$. Os autores concluíram que as plantas promoveram uma fauna tanto taxonomicamente como ecologicamente distintas, pois a composição em relação às guildas tróficas também diferiu acentuadamente. Em estudo no Rio de Janeiro, Marino et al. (2012) também encontraram diferença na composição da comunidade entre as quatro espécies de bromélias avaliadas: *Vriesea neoglutinosa*, *Aechmea nudicaulis* e *A. lingulata* e *Neoregelia cruenta*. As comunidades das três primeiras espécies foram distintas, enquanto a última apresentou uma composição formada por um subconjunto de espécies das outras três bromélias tanque. Em ambos os trabalhos, os autores atribuem essa diferença na composição da fauna entre as diferentes espécies de plantas como fruto das diferenças estruturais delas em associação com as características funcionais e biológicas dos organismos que as habitam.

Conclusão

As bromélias que não acumulam água do gênero *Tillandsia* podem conter uma fauna com diversidade equiparável a bromélias-tanque, além de apresentarem uma elevada diversidade funcional, contendo animais de diversos níveis tróficos, de

detritívoros até predadores. A riqueza de espécies em bromélias do gênero *Tillandsia* foi relacionada ao tamanho da planta: quanto maior a planta, maior a diversidade associada a ela, possivelmente consequência da maior disponibilidade de recursos em plantas maiores. Já a composição da fauna variou consideravelmente entre as diferentes espécies de bromélias, como reflexo de suas características estruturais distintas e atributos funcionais e biológicos dos animais que vivem nelas. Assim, nossos resultados enfatizam que as três espécies de *Tillandsia* alvos deste estudo constituem microhabitats importantes para uma fauna taxonômica e ecologicamente distinta, que contribui efetivamente para a diversidade local.

Agradecimentos

Agradeço aos orientadores por abraçarem a ideia do projeto, Dra. Natalia Hanazaki pelo auxílio em campo, morfotipagem dos espécimes e sugestões e Dr. Eduardo Giehl por todo o apoio ao andamento do estudo, assistência estatística e sugestões. Gratidão ao Dr. Benedito Cortês Lopes, por me receber e dispor de seu tempo e conhecimento para a identificação dos morfotipos.

Bibliografia

- Armbruster, P., Hutchinson, R.A., & Cotgreave, P. (2002) Factors influencing community structure in a South American tank bromeliad fauna. *Oikos*, **96**, 225–234.
- Benzing, D.H. (1990) *Vascular Epiphytes*. New York: Cambridge University Press.
- Benzing, D.H. (2000) *Bromeliaceae: profile of an adaptive radiation*. New York: Cambridge University Press.
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., & Ellison, A.M. (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, **84**, 45–67.

- Cotgreave, P., Hill, M.J., & Middleton, D.A.J. (1993) The relationship between body size and population size in bromeliad tank faunas. *Biological Journal of the Linnean Society*, **49**, 367–380.
- Crist, T.O., Veech, J.A., Gering, J.C., & Summerville, K.S. (2003) Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of α , β , and γ diversity. *The American Naturalist*, **162**, 734–743.
- Frank, J.H., Sreenivasan, S., Benschoff, P.J., Deyrup, M.A., Edwards, G.B., Halbert, S.E., Hamon, A.B., Lowman, M.D., Mockford, E.L., Scheffrahn, R.H., Steck, G.J., Thomas, M.C., Walker, T.J., & Welbourn, W.C. (2004) Invertebrate animals extracted from native *Tillandsia* (Bromeliales: Bromeliaceae) in Sarasota county, Florida. *Florida Entomologist*, **87**, 176–185.
- Gonçalves-Souza, T., Almeida-Neto, M., & Romero, G.Q. (2011) Bromeliad architectural complexity and vertical distribution predict spider abundance and richness. *Austral Ecology*, **36**, 476–484.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., & Chao, A. (2016) iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, **7**, 1451–1456.
- Lawton, J.H. (1983) Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual review of entomology*, **28**, 23–39.
- MacArthur, R.H. & MacArthur, J.W. (1961) On bird species diversity. *Ecology*, **42**, 594–598.
- MacArthur, R.H. & Levins, R. (1967) The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *The American Naturalist*, **101**, 377–385.
- Marino, N.A.C., Srivastava, D.S., & Farjalla, V.F. (2012) Aquatic macroinvertebrate community composition in tank-bromeliads is determined by bromeliad species and its constrained characteristics. *Insect Conservation and Diversity*, **6**, 372–380.

- Mestre, L.A.M., Aranha, J.M.R., & Esper, M. de L.P. (2001) Macroinvertebrate fauna associated to the bromeliad *Vriesea inflata* of the Atlantic Forest (Paraná State, Southern Brazil). *Brazilian archives of biology and technology*, **44**, 89–94.
- Monteiro, G.R.A., Santos, R.L.C.M. & Forattini, O.P. (2001) *Aedes albopictus* em bromélias de ambiente antrópico no Estado de São Paulo, Brasil. *Revista de Saúde Pública*, **35**, 243–248.
- Nadkarni, N.M. (1994) Diversity of species and interactions in the upper tree canopy of forest ecosystems. *American Zoologist*, **34**, 70–78.
- Ospina-Bautista, F. & Varón, J.V.E. (2016) Plant structure predicts leaf litter capture in the tropical montane bromeliad *Tillandsia turneri*. *Brazilian Journal of Biology*, **76**, 686–691.
- Richardson, B.A. (1999) The bromeliad microcosm and the assessment of faunal diversity in a neotropical forest. *Biotropica*, **31**, 321–336.
- Srivastava, D.S. (2006) Habitat structure, trophic structure and ecosystem function: interactive effects in a bromeliad--insect community. *Oecologia*, **149**, 493–504.
- Stuntz, S., Ziegler, C., Simon, U., & Zotz, G. (2002) Diversity and structure of the arthropod fauna within three canopy epiphyte species in central Panama. *Journal of Tropical Ecology*, **18**, 161–176.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., & Jeltsch, F. (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, **31**, 79–92.

“O que não mata, fortalece”: Resposta à herbivoria em *Guapira opposita* em restinga e Floresta Ombrófila Densa

Machado, A. M. S.; Decarli, C. J.; Giehl, E. L. H.

Introdução

A herbivoria exerce uma forte pressão seletiva para as plantas (Stamp 2003) e várias hipóteses já foram levantadas para explorar as estratégias contra herbivoria em plantas (Edwards 1989, Stamp 2003). Um dos principais mecanismos de defesa é a produção de metabólitos secundários, que diminuem a palatabilidade e a digestibilidade das folhas para os herbívoros (Coley & Barone 1996, Dyer et al. 2001). Outra estratégia envolve defesas físicas ou mecânicas, como o investimento em estruturas que conferem resistência foliar (Hanley et al. 2007). A alocação de energia para o desenvolvimento das estratégias de defesa deve ser balanceada, já que os organismos possuem recursos limitados para o crescimento, reprodução e defesa (Strauss et al. 2002). O quanto a planta investirá em estratégias de defesa dependerá da disponibilidade de recursos do ambiente (Coley et al. 1985). Em ambientes ricos em nutrientes, as plantas poderiam alocar mais recursos para o crescimento. Em ambientes com menor disponibilidade de recursos, será mais custoso investir na reposição de tecidos, de forma que investir em estratégias para defesa das estruturas vegetativas pode ser vantajoso.

Fatores de estresse abióticos e bióticos influenciam no investimento em crescimento ou estruturas de resistência foliar nas plantas (Schulze et al. 2005). Entre os principais fatores abióticos estão temperatura, água, sais minerais, vento e movimento do solo. Entre os fatores bióticos, infecções, competição e herbivoria (Schulze et al. 2005). A resposta à herbivoria pode depender das condições ambientais (e.g. Da Silva & Batalha 2011). Plantas como *Guapira opposita* (Vell) Reitz (Nyctaginaceae) possuem adaptações morfoanatômicas que permitem se estabelecer em ambientes com condições diferentes (Santos et al. 2010), como a Floresta Ombrófila Densa

(FOD), com alta diversidade e riqueza, dossel alto e elevada precipitação (Velooso & Góes-Filho 1982, Rizzini 1997), e a restinga sul-brasileira, com solos arenosos, pouco desenvolvidos e facilmente lixiviados (Falkenberg 1999). A vegetação na restinga está altamente exposta à insolação (Bresolin 1979). O efeito da herbivoria em dois ambientes de FOD e restinga já foi avaliado em outro trabalho de curta duração (Condé 2010). Apesar de os autores não terem obtido diferenças significativas para a estrutura da folha com as medidas obtidas, eles sugerem que a menor incidência de herbivoria estaria relacionada com maior investimento em estrutura. Para avaliar a estrutura foliar é possível medir a dureza da folha (Cornelissen et al. 1999). Neste caso, folhas com maior investimento em compostos estruturais são mais resistentes à perfuração e poderiam dificultar a herbivoria.

Neste estudo, comparamos se a incidência de herbivoria foliar na *Guapira opposita* está relacionada com a dureza foliar em ambientes de Floresta Ombrófila Densa (FOD) e restinga. Nossa hipótese é: Na restinga, devido às condições abióticas estressantes, a espécie investe mais em estruturas de resistência foliar, uma vez que, dispõem de menos recursos para investir em crescimento. Por outro lado, em áreas com menor estresse abiótico, como na FOD, o investimento de recursos em defesa mecânica poderia ser menor.

Material e métodos

Área de Estudo

Os dados foram coletados em áreas do Parque Municipal da Lagoa do Peri, em uma área de restinga, presente na praia da armação (27°43'33.80"S, 48°30'24.07"O) e em um trecho de Floresta Ombrófila Densa, próximo a trilha do saquinho (27°43'1.39"S, 48°30'54.44"O), no sul da ilha de Santa Catarina (Figura 17.1).

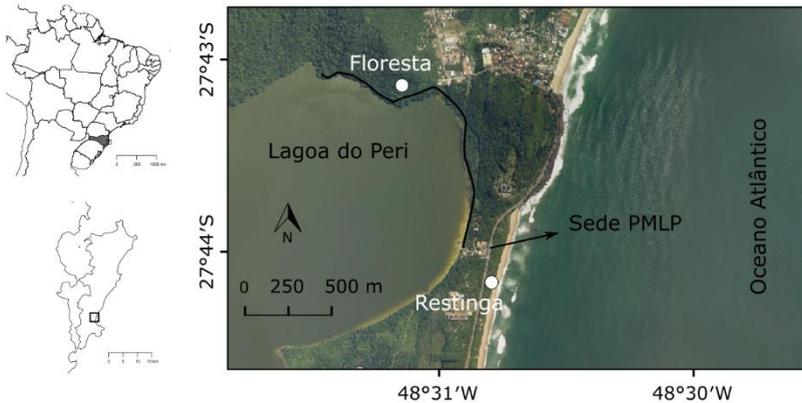


Figura 17. 1. Locais de coleta no Parque Municipal da Lagoa do Peri em ambientes de mata e restinga no sul da ilha de Santa Catarina. Em destaque, caminho percorrido no Caminho do Saquinho desde a Sede do Parque Municipal da Lagoa do Peri.

Comumente chamada de Maria-mole, Forquilha ou Maria faceira, a *Guapira opposita* é uma planta de porte médio, atingindo até 20 metros de altura (Figura 17.2). Apresenta folhas verde-escuras semicarnosas, flores pequenas esverdeadas e frutos de cor vermelha até quase negra quando maduros. A espécie é encontrada ao longo de gradientes da mata atlântica (Souza & Lorenzi 2012).



Figura 17. 2. Espécie *Guapira opposita* utilizada como modelo no estudo de incidência de herbivoria foliar em áreas de restinga e Floresta ombrófila densa.

Coleta de dados

Foram coletados dez ramos foliares em dez indivíduos de *Guapira opposita* em cada ambiente. Ao encontrar um indivíduo, coletávamos um ramo foliar, com três ramos menores, na face da copa voltada para o norte. Percorremos no mínimo 10 metros a partir do último indivíduo coletado para começar uma nova busca. As folhas foram utilizadas para as medidas de dureza foliar em laboratório.

Utilizamos um perfurômetro para estimar a dureza da folha, uma medida de resistência mecânica das folhas. Construímos um perfurômetro utilizando materiais simples e de baixo custo (adaptado de Graça & Zimmer 2005). Utilizamos 3 folhas em cada ramo menor, utilizando 3 ramos para cada indivíduo, totalizando 9 folhas por indivíduo. As folhas escolhidas para perfuração foram aquelas com a disposição mais basal no ramo e com menor influência de herbivoria possível. Medimos largura (L) e comprimento (C) de todas as folhas perfuradas e calculamos a área foliar com:

$$A = \frac{\text{Comprimento foliar} \times \text{Largura foliar}}{4 \times \pi}$$

Cortamos dois fragmentos retangulares (esquerda e direita) de cada limbo para cada folha. Medimos o peso necessário para perfurar a folha utilizando o perfurômetro (Figura 17.3).

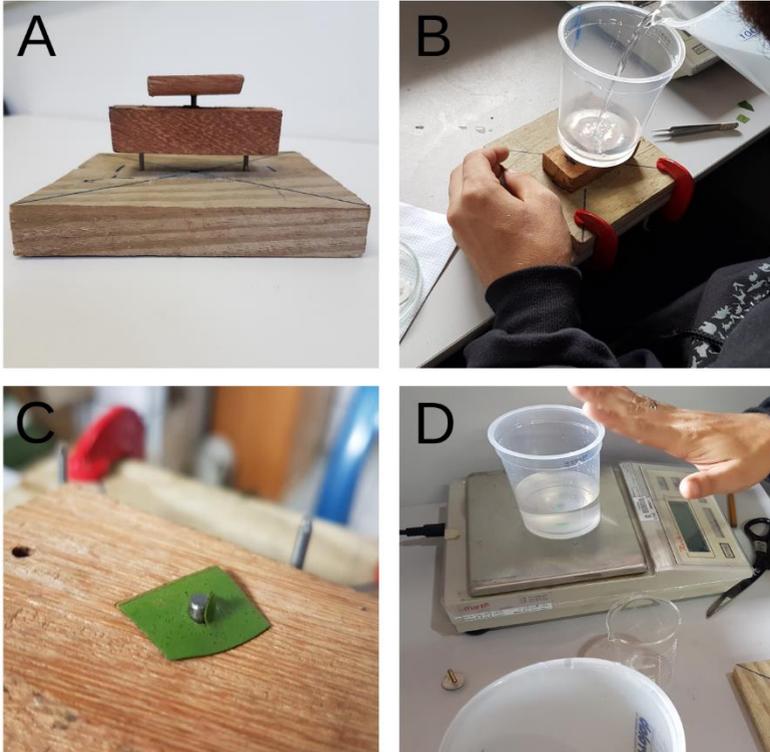


Figura 17. 3. Perfurômetro utilizado para estimar a dureza foliar (A); (B) Adicionamos água ao recipiente apoiado sobre a estrutura superior do perfurômetro; (C) Folha de *Guapira opposita* após perfuração com o perfurômetro; (D) Quantidade de água necessária para perfuração da folha.

Para a avaliação da herbivoria, colocamos todas as folhas de cada indivíduo dentro de sacos plásticos. Retiramos dez folhas aleatoriamente, sem reposição (Figura 17.4).

Classificamos as folhas selecionadas em seis classes de dano por herbivoria (cf. Dirzo & Domínguez, 1995): (0) ausência de herbivoria; (1) 1 a 6% de remoção foliar; (2) 7 a 12%; (3) 13 a 25%; (4) 26 a 50%; (5) 51 a 100%. Após a classificação das folhas, calculamos o índice de herbivoria para cada indivíduo: $IH = \sum(n_i \times i)/N$, em que n_i é o número de folhas na categoria i de dano e N é o número total de folhas amostradas (Dirzo & Domínguez 1995).



Figura 17. 4. Estimativa do índice de herbivoria foliar para cada indivíduo, utilizando dez folhas aleatórias.

Análises de Dados

Utilizamos estatística descritiva para caracterizar os indivíduos de *Guapira opposita* amostrados nos dois ambientes. Removemos valores extremos de resistência à perfuração e realizamos a média por indivíduo. Realizamos um teste t para avaliar se a resistência à perfuração difere entre indivíduos de *G. opposita* de restinga e floresta. Também aplicamos um teste t para avaliar se os índices de herbivoria diferem significativamente entre os ambientes de restinga e floresta. Utilizamos um modelo linear geral para avaliar se o índice de herbivoria varia em função da resistência à perfuração

e da vegetação. Realizamos uma regressão linear com os dados de dureza e área foliar para explorar a relação do tamanho da folha com o investimento em componentes estruturais. Todas as análises estatísticas foram realizadas em ambiente R (R Core Team 2016).

Resultados

Observamos diferentes respostas à herbivoria em *Guapira opposita* nos dois ambientes (Figura 17.5). Indivíduos de *G. opposita* sofreram mais herbivoria na FOD do que na restinga ($t = 2,079$, $p = 0,052$; Figura 17.6). Em plantas da FOD, encontramos uma relação positiva com o aumento do índice de herbivoria e a resposta à herbivoria, aumentando a resistência das folhas à perfuração. As folhas de restinga foram significativamente menos resistentes à perfuração ($t = 2,387$; $P < 0,05$; Figura 17.6). Observamos que o peso necessário para perfurar as folhas variou mais entre indivíduos da FOD (Média = $315,02 \text{ mL} \pm 84,27 \text{ g}$) em relação às plantas de restinga (Média = $249,52 \text{ mL} \pm 20,67 \text{ g}$). O peso necessário para perfuração das folhas variou significativamente com o tamanho da folha ($R^2 = 0,59$, $p < 0,001$; Figura 17.7).

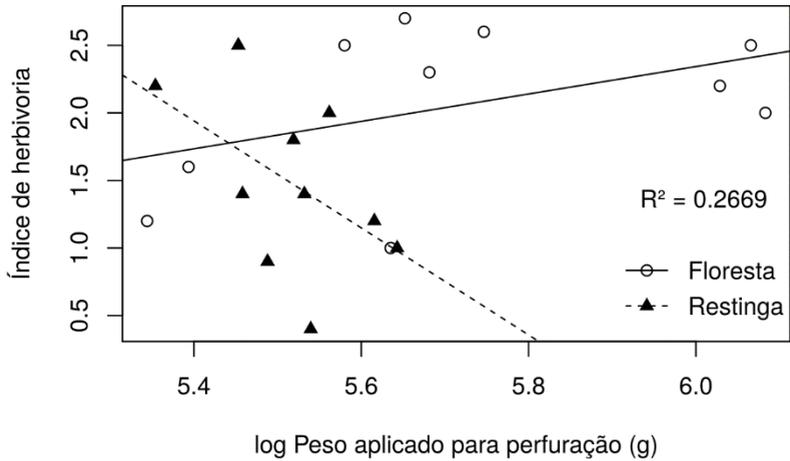


Figura 17. 5. Relação entre o índice de herbivoria e o peso aplicado para perfuração das folhas de *Guapira opposita* em Floresta Ombrófila Densa e Restinga, no sul da ilha de Santa Catarina.

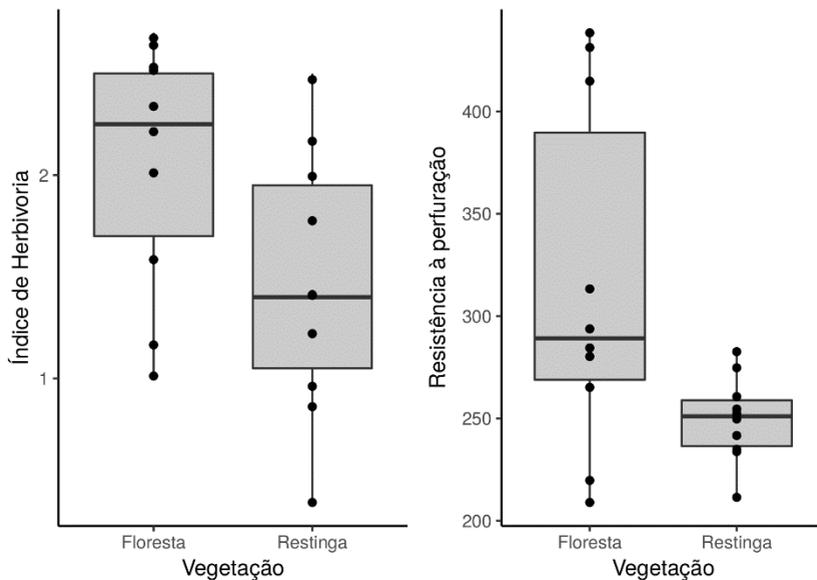


Figura 17.6. Índice de Herbivoria dos indivíduos de *Guapira opposita* em ambientes de Floresta Ombrófila Densa e Restinga no sul da ilha de Santa Catarina; B) Peso aplicado para perfuração das folhas de *Guapira opposita* de Floresta Ombrófila Densa e restinga.

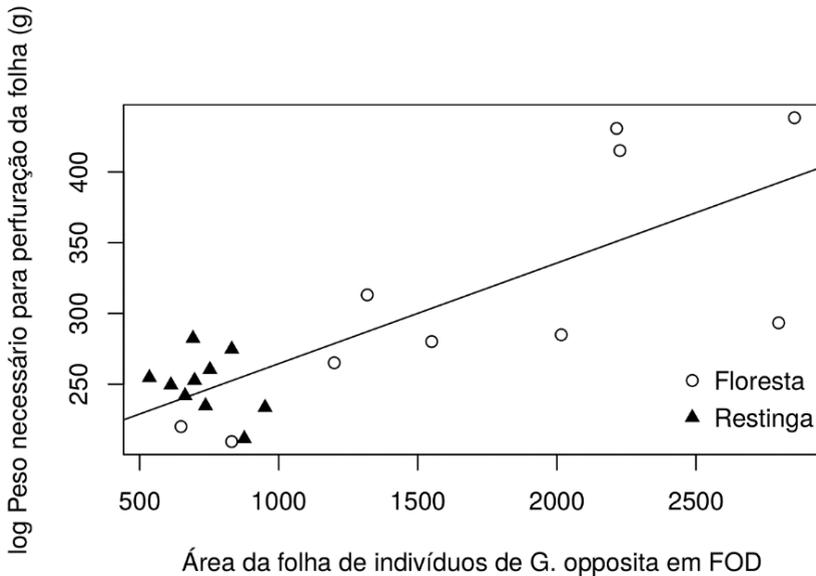


Figura 17. 7. Relação entre o peso necessário para perfurar folhas de *Guapira opposita* e área da folha Floresta Ombrófila Densa e restinga.

Discussão

A herbivoria foi significativamente maior em plantas da FOD, corroborando assim com a nossa hipótese. Plantas sob estresse abiótico alocam menos recursos para estratégias de defesa (White 1984). O estresse e a baixa defesa fazem com que as plantas fiquem mais expostas à herbivoria (Price 1991). Uma solução menos custosa é manter folhas maduras, sendo necessário o investimento em estratégias contra herbivoria para as folhas mais novas (Coley & Barone 1996). O maior investimento em estrutura de resistência nas plantas de FOD pode estar associado a uma resposta induzida pela herbivoria. Neste caso, o investimento em defesa acompanharia a suscetibilidade da planta ao ataque (Rhoades 1979). Assim, esperaríamos encontrar mais herbívoros na FOD em comparação à restinga, visto às diferenças no estresse abiótico

nos dois ambientes e que podem afetar também a abundância dos herbívoros (Andrew et al. 2012).

As folhas de *Guapira opposita* de FOD foram mais resistentes à perfuração. A maior dureza poderia estar correlacionada com o investimento da planta em compostos estruturais (Crawley 1997, Gessner 2005). Espécies adaptadas a áreas com solos pobres em nutrientes tendem a ter folhas com maior dureza e maior vida útil em relação a locais com solos produtivos (Fine et al. 2006, Read & Stokes 2006). No caso de *Guapira opposita*, a diferença significativa na dureza das folhas de restinga e FOD refletiu as adaptações morfoanatômicas necessárias para *G. opposita* se estabelecer nos dois ambientes (Santos et al. 2010). No entanto, nem toda emergência de estruturas de defesa é explicada pela disponibilidade de recurso (Rhoades 1979, Grubb 1992, Hanley et al. 2007). Existem resultados contrários e pouco consistentes às teorias clássicas relacionando disponibilidade de recurso e investimento em estruturas de defesa contra herbivoria (Hanley et al. 2007).

Recomendamos que estudos futuros explorem a abundância de herbívoros nos dois ambientes como determinante para a incidência de herbivoria. Outro ponto que pode ser explorado é a relação entre a dureza da folha e a área foliar. Ainda, recomendamos que utilizem um universo amostral maior, incluindo ambientes de estresse e disponibilidade de recurso intermediários.

Considerações finais

A plasticidade fenotípica de *Guapira opposita* foi refletida na resposta à herbivoria. Plantas de *Guapira opposita* em FOD apresentaram relação positiva com o investimento em componentes estruturais da folha conforme a resposta à herbivoria. As folhas de restinga sofreram menos herbivoria, logo apresentaram menos investimento em componentes estruturais. Portanto, o grau de estresse não parece ser o único fator responsável pela resistência foliar, podendo ser induzida pela intensidade da herbivoria e abundância de herbívoros.

Agradecimentos

Agradecemos ao colega Alexandre Deschamps pelo auxílio na elaboração e construção do Perfurômetro. Também agradecemos à Floram e aos funcionários do Parque Municipal da Lagoa do Peri pelo acolhimento e apoio para realização deste trabalho.

Bibliografia

- Andrew N.R., Roberts I.R., & Hill S.J. (2012) Insect herbivory along environmental gradients. *Open Journal of Ecology*, **02**, 202–213.
- Bresolin A. (1979) Flora da restinga da Ilha de Santa Catarina. *Insula*, **10**, 1–54.
- Coley P.D. & Barone J.A. (1996) Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annual review of ecology and systematics*, **27**, 305–335.
- Coley P.D., Bryant J.P., & Chapin III F.S. (1985) Resource availability and plant anti-herbivore defense. *Science*, **230**, 895–900.
- Condé P.A. (2010) Atributos foliares e padrão de herbivoria em Piper sp. (Piperaceae) em diferentes Ambientes. *Prática da pesquisa Ecologia da Mata Atlântica - USP*, 1–4.
- Cornelissen J.H.C., Pérez-Harguindeguy N., Díaz S., Grime J.P., Marzano B., Cabido M., Vendramini F., & Cerabolini B. (1999) Leaf structure and defence control litter decomposition rate across species and life forms in regional floras on two continents. *New Phytologist*, **143**, 191–200.
- Crawley M.J. (1997) Life history and environment. *Plant Ecology, Second Edition*, 73–131.
- Da Silva D.M. & Batalha M.A. (2011) Defense syndromes against herbivory in a cerrado plant community. *Plant Ecology*, **212**, 181–193.
- Dirzo R. & Domínguez C.A. (1995) Plant-herbivore interactions in Mesoamerican tropical dry forests. *Seasonally dry tropical forests*, 304–325.

- Dyer L.A., Dodson C.D., Beihoffer J., & Letourneau D.K. (2001) Trade-offs in antiherbivore defenses in *Piper cenocladum*: Ant mutualists versus plant secondary metabolites. *Journal of Chemical Ecology*, **27**, 581–592.
- Edwards P.J. (1989) Insect herbivory and plant defence theory. 275.
- Falkenberg D. de B. (1999) Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. *Insula Revista De Letras Y Ciencias Humanas*, **28**, 1–30.
- Fine P.V.A., Miller Z.J., Mesones I., Irazuzta S., Appel H.M., Stevens M.H.H., Sääksjärvi I., Schultz J.C., & Coley P.D. (2006) The Growth–Defense Trade-Off And Habitat Specialization By Plants In Amazonian Forests. *Ecology*, **87**.
- Gessner M.O. (2005) Proximate lignin and cellulose. *Methods to study litter decomposition* pp. 115–120. Springer,
- Graça M. & Zimmer M. (2005) Leaf Toughness. *Methods to study litter decomposition: A practical guide* (ed. by F.B. & M.G. M.A.S. Graça), Kluwer Academic, Dordrecht.
- Grubb P.J. (1992) A positive distrust in simplicity—lessons from plant defences and from competition among plants and among animals. *Journal of ecology*, **80**, 585–610.
- Hanley M.E., Lamont B.B., Fairbanks M.M., & Rafferty C.M. (2007) Plant structural traits and their role in anti-herbivore defence. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, **8**, 157–178.
- Price P.W. (1991) The plant vigor hypothesis and herbivore attack. *Oikos*, 244–251.
- R Core Team (2017) R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria*.
- Read J. & Stokes A. (2006) Plant biomechanics in an ecological context. *American journal of botany*, **93**, 1546–1565.
- Rhoades D.F. (1979) Evolution of plant chemical defense against herbivores. *Herbivores: their interaction with secondary plant metabolites*, 3–54.

- Rizzini C.T. (1997) *Tratado de fitogeografia do Brasil. Aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos*. Âmbito Cultural,
- Santos M., Junior P.C.P.F., Vailati M.G., & Paulilo M.T.S. (2010) Aspectos estruturais de folhas de indivíduos de *Guapira opposita* (Vell) Reitz (Nyctaginaceae) ocorrentes em Restinga e na Floresta Ombrófila Densa. *INSULA Revista de Botânica*, **39**, 59–78.
- Schulze E.-D., Beck E., & Müller-Hohenstein K. (2005) *Plant Ecology*.
- Souza V.C. & Lorenzi H. (2012) *Botânica Sistemática - Guia ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativa e exóticas no Brasil, baseado em APG III*. Instituto Plantarum,
- Stamp N. (2003) Out Of The Quagmire Of Plant Defense Hypotheses. *The Quarterly Review of Biology*, **78**, 23–55.
- Strauss S.Y., Rudgers J.A., Lau J.A., & Irwin R.E. (2002) Direct and ecological costs of resistance to herbivory. *Trends in Ecology and Evolution*, **17**, 278–285.
- Veloso H.P. & Góes-Filho L. (1982) Fitogeologia brasileira: Classificação fisionômico-ecológica da vegetação neotropical.
- White T.C.R. (1984) The abundance of invertebrate herbivores in relation to the availability of nitrogen in stressed food plants. *Oecologia*, **63**, 90–105.

Preferência de habitat do lambari, *Hyphessobrycon luetkenii* (Characidae), na Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina

Hensen, M.C.; Pupo, M. M.; Silveira, T. C. L.

Introdução

Nos estudos da distribuição da ictiofauna, é fundamental identificar e analisar os principais fatores que se relacionam com as estratégias de ocupação do espaço físico pelas espécies, bem como caracterizar os padrões de distribuição espacial nos diversos tipos de habitats. Fatores como parâmetros físico-químicos, complexidade de habitat, competição e predação têm sido sugeridos como reguladores da distribuição da ictiofauna (Oliveira & Goulart 2000).

A complexidade de habitat, frequentemente medida em termos de diversidade de habitats ou heterogeneidade espacial (Oliveira & Goulart 2000), parece exercer um importante papel na estruturação e funcionamento de comunidades aquáticas, particularmente em termos de aumento da abundância e diversidade de organismos (Tokeshi & Aragaki 2012). Ambientes mais complexos possuem uma maior disponibilidade de microhabitats, microclimas, refúgios e, portanto, podem acolher mais organismos (Begonet *al.* 2006), aumentando a riqueza de espécies.

Em ambientes lênticos, as macrófitas aquáticas são os principais componentes de estruturação dos habitats, sendo importantes na partição de recursos, forrageamento ou utilização de refúgios pelos peixes, e por gerar complexidade (Souza 2013). A complexidade espacial gerada pelas plantas, e o conseqüente aumento de microhabitats disponíveis contribui para a biodiversidade, especialmente quando comparado com a relativa homogeneidade das zonas limnéticas (Debastiani-Júnior *et al.* 2016). Tanto em lagos, como em rios, essas plantas podem mudar o comportamento dos peixes ou afetar as interações predador-presa (Oliveira & Goulart 2000).

A zona litorânea de uma lagoa é caracterizada pela colonização de macrófitas aquáticas que tornam essa região o compartimento mais heterogêneo desse ecossistema, podendo influenciar a dinâmica de várias comunidades e dos processos ecológicos (Pires 2015). A Lagoa do Peri, local deste estudo, é uma lagoa costeira e possui uma vegetação ribeirinha composta por macrófitas, com dominância da espécie *Scirpus californicus* (C.A. Mey) Steud. Essa espécie e a comunidade fitoplanctônica constituem as principais vias de entrada de energia nesses ecossistemas (Santos 1999).

Como outros ambientes aquáticos costeiros da região, a Lagoa do Peri apresenta predominância de espécies da família Characidae, sendo dominante o lambari da espécie *Hyphessobrycon luetkenii* (Boulenger, 1887) (Ferreira 2016). *H. luetkenii* (Figura 18.1) é uma espécie onívora, com grande amplitude de nicho trófico e muitos graus de especialização e generalização dos diferentes tipos de presas (Vitule & Aranha 2002). Esta espécie consegue colonizar com sucesso áreas vegetadas e de águas calmas, pois apresenta plasticidade reprodutiva, ciclo de vida curto e alta fecundidade (Daga et al. 2009). A espécie tem preferência por zonas pré-límnicas, onde encontra maior disponibilidade de abrigo e alimento associado à presença de macrófitas (Lima et al. 2008).

Considerando que a zona litorânea tem uma maior complexidade de habitat e, portanto, suporta maior abundância de peixes, o objetivo deste trabalho foi analisar a adequabilidade de habitat do lambari na Lagoa do Peri. Nossa hipótese é que será capturado um maior número de lambaris junto às margens, com menor profundidade e na presença de macrófitas. Também esperamos encontrar os indivíduos de classe de tamanho menores nessas áreas devido às macrófitas atuarem como área de refúgio contra predadores. Neste estudo, o critério estabelecido para a maior complexidade de habitat foi a presença do banco de macrófitas, associada a profundidade e a distância da margem.



Figura 18. 1. Indivíduo de *Hyphessobrycon luetkenii* (lambari) coletado na Lagoa do Peri, Florianópolis.

Material e métodos

Área de Estudo

As coletas foram realizadas na Lagoa do Peri, a qual pertence à bacia homônima, localizada entre as latitudes $-27,71^{\circ}$ e $-27,77^{\circ}$ e longitudes $-48,50^{\circ}$ e $-48,55^{\circ}$, na região sul da Ilha de Santa Catarina, abrangendo uma área de $20,3 \text{ km}^2$ (Simonassi 2001; Sakuma 2008) (Figura 18.2). A lagoa do Peri é abastecida pelo escoamento dos fluxos fluviais dos riachos Cachoeira Grande e Ribeirão Grande (Simonassi 2001; Ferreira 2015) sendo que o excedente esco através de um canal "sangradouro". A lagoa não é afetada pela maré, pois encontra-se atualmente a cerca de 3 metros acima do nível do mar, de configuração do tipo "Lagoa suspensa" (Sakuma 2008). Considerada atualmente um dos principais ecossistemas de água doce do estado de Santa Catarina (Teive et al. 2008, Sticca 2013), a lagoa apresenta um espelho da água de $5,07 \text{ km}^2$ e profundidade máxima de 11 m.

Coleta de dados

Foram realizadas quatorze coletas a bordo de um barco a motor e a pé nas margens em pontos distribuídos por toda a lagoa entre os dias 15 e 18 de novembro de 2016 (Figura 18.2). Foram amostrados pontos em ambientes nas zonas marginais e limnéticas (Figura 18.3). A rota foi pré-definida e as coordenadas anotadas para a localização dos pontos em campo.

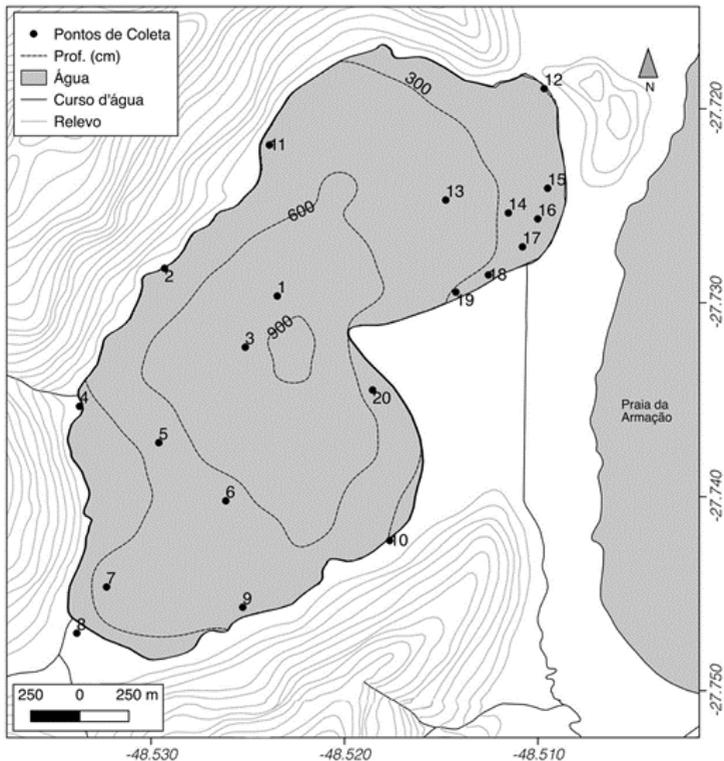


Figura 18. 2. Localização dos pontos de amostragem na Lagoa do Peri, Florianópolis.

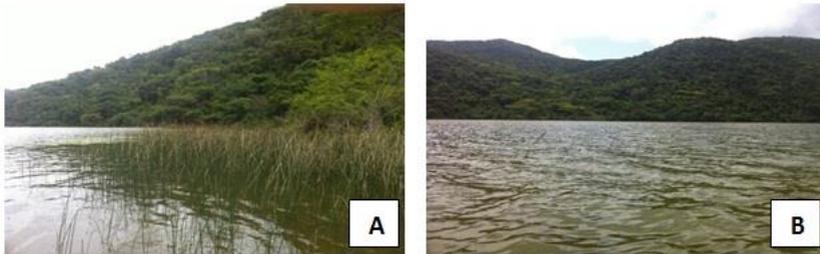


Figura 18. 3. Ponto amostrado próximo a margem (A) e região limnética (B) na Lagoa do Peri, Florianópolis.

Foi utilizado uma série de 6 covos em cada ponto amostrado. Os covos foram amarrados em série, distanciados 3 metros entre si. Dois tamanhos de covos foram utilizados, sendo quatro com dimensões 40×70 cm (tamanho de malha: 1,5 cm entre nós adjacentes) e dois menores com dimensões 25×42 cm (tamanho de malha: 1 cm entre nós adjacentes). A isca, composta de sardinhas e pão, foi colocada no centro do covo e trocada a cada dois pontos. A bordo do barco em movimento, os covos foram lançados um a um de modo a esticar o cabo (Figura 18.4). O conjunto de covos permaneceu na água por 20 minutos em cada ponto. Em cada ponto foram anotadas: as coordenadas efetivamente amostradas com auxílio de um GPS, a profundidade, a distância aproximada da margem e a presença/ausência de macrófitas em um raio de 5 m do ponto amostrado (Tabela 18. 1).

Tabela 18. 1. Variáveis usadas e como foram medidas em cada ponto de coleta na Lagoa do Peri, Florianópolis.

Variável	Tipo de dado (unidade)	Fonte
Profundidade	Contínua (m)	Medição manual com trena em cada ponto de amostragem
Distância da margem	Contínua (m)	Distância estimada visualmente a bordo do barco e por passadas quando realizada a pé pela margem
Macrófitas	Catégorica (pres./aus.)	Presente se observadas a uma distância ≤ 5 m do ponto de coleta
Declividade	Contínua (%)	Profundidade/distância da margem

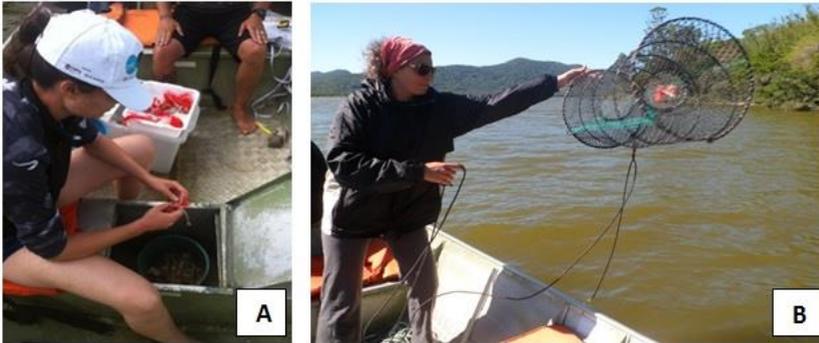


Figura 18. 4. Preparação de isca de atração (A) para os covos. Lançamento do covo no ponto de coleta (B) na Lagoa do Peri, Florianópolis.

Os indivíduos capturados foram colocados em uma bandeja plástica, contendo uma régua como escala (Figura 18.5), fotografados e devolvidos para a água logo após. As fotos dos peixes amostrados foram transferidas para o programa ImageJ®

(Rashband 2016) para a tomada de medida de comprimento padrão. Foram analisados os dados dos seis pontos coletados dentro do projeto de Freitas et al. (2016, neste volume, página 191).



Figura 18. 5. Indivíduos de lambaris (*H.luetkenii*) coletados e fotografados para tomada de medidas.

Análises estatísticas

Com o objetivo de investigar a adequabilidade de habitat para *H.luetkenii*, foram propostos diferentes Modelos Lineares Generalizados, com distribuição de Poisson, e baseados na história de vida já descrita para a espécie. Os modelos propostos para investigar a adequabilidade de habitat usaram como variável resposta a abundância e como variáveis explanatórias profundidade, distância da margem, presença de macrófitas e declividade. Para investigar a influência das variáveis ambientais no tamanho dos indivíduos de *H.luetkenii*, foram propostos Modelos Lineares Generalizados, com distribuição Gama, usando como variável resposta a medida em centímetros de cada indivíduo em função das mesmas variáveis explanatórias usadas

no modelo de adequabilidade. Com o intuito de evitar o uso de variáveis explanatórias colineares em um mesmo modelo, as mesmas foram avaliadas por “Variance Inflation Factor” (Dorman 2012). Foram considerados modelos com a melhor performance aqueles com menor valor de AIC (Akaike Information Criterion) e maior pseudo-R².

Resultados

Foram coletados um total de 182 indivíduos em 20 pontos de amostragem (Tabela 18.2). Do total dos pontos amostrados, 3 não obtiveram sucesso de captura e a maior abundância de captura foi observado no ponto 20 com 47 indivíduos. Dos 20 pontos amostrados, 13 foram coletados próximos da margem com distância igual ou inferior a 6 m; 3 pontos amostrais foram amostrados mais distantes da margem com distância variando entre 61m e 400m e 4 pontos foram coletados com distância superior a 400m da margem. O ponto 1 foi o mais profundo com 6,4 metros e o ponto 4 foi o mais raso com 0,4 m. Onze pontos apresentaram profundidade menor de 1 metro, sendo que destes, em apenas 2 pontos não foi observada a presença de macrófitas, presente em 45% do total de pontos amostrados.

Tabela 18. 2. Abundância (Abund.) e tamanho médio (Tam. Médio) de indivíduos de lambari (*H.luetkenii*) e valores das variáveis explanatórias por ponto na Lagoa do Peri, Florianópolis. Dist. Mar.: distância da margem; Prof.: profundidade; Macrof.: presença/ausência de macrófitas; e Decliv.: declividade.

Ponto	Abund.	Tam. Médio	Dist. Mar.	Prof.	Macrof.	Decliv.
1	1	6,85	398	6,4	0	2
2	0	0	5	4,7	0	94
3	1	5,31	484	6	0	1
4	0	0	3	0,4	1	13
5	1	5,31	445	5,6	0	1
6	0	0	611	5,5	0	1
7	1	5,98	195	3,6	0	2
8	23	4,96	15	0,7	1	5
9	30	4,59	3	0,55	1	18
10	3	5,73	3	0,6	1	20
11	22	5,55	15	3,4	0	23
12	3	5,27	3	0,65	1	22

Ponto	Abund.	Tam. Médio	Dist. Mar.	Prof.	Macrof.	Decliv.
13	9	8,58	549	2,9	0	1
14	3	8,23	234	1,3	0	1
15	15	4,78	35	0,6	1	2
16	5	4,66	60	0,6	0	1
17	9	4,65	35	0,6	0	2
18	8	4,57	20	0,6	1	3
19	1	3,88	40	0,6	1	2
20	47	4,37	35	0,8	1	2

Pelo perfil irregular do fundo da lagoa, não há uma relação direta entre a distância da margem e a profundidade. Foram observados pontos distantes da margem e rasos como também pontos próximos à margem e considerados profundos, como vemos nos pontos 14 e 2, respectivamente (Figura 18.2). Foi observado uma relação positiva da presença de macrófitas com a abundância do lambari. Também foi observado uma relação inversamente proporcional entre a profundidade e a abundância do lambari (Figura 18.6). Por fim, o modelo com a interação entre macrófitas e profundidade foi o que melhor explicou a abundância do lambari (AIC = 255,2; $R^2 = 31,26\%$; Tabela 18.3).

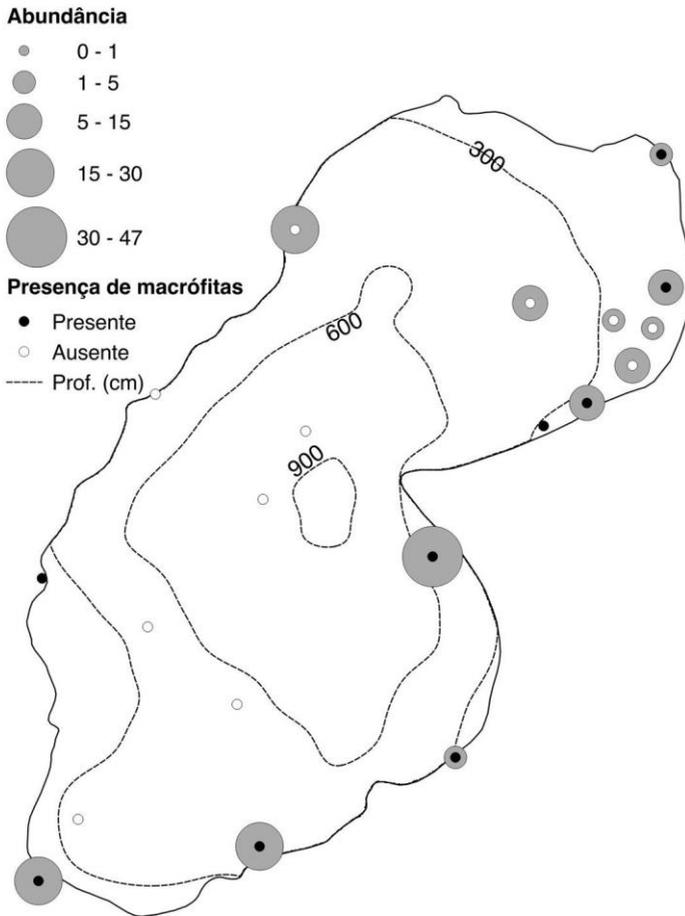


Figura 18. 6. Abundância de lambari por ponto de amostragem na Lagoa do Peri, Florianópolis. O tamanho dos círculos é referente às 5 classes de abundância. O ponto preto significa a presença de macrófita e o ponto branco ausência.

Tabela 18. 3. Performance dos modelos propostos usando como variável resposta a abundância de *H.luetkenii* na Lagoa do Peri, Florianópolis.

Modelo	Variáveis	AIC	R²
Modelo 1	Abun ~ declividade	336,71	0,48
Modelo 2	Abun ~ Macrofitas	286,88	15,09
Modelo 3	Abun ~ Prof	255,2	11,00
Modelo 4	Abun ~D.Marg	283,15	14,00
Modelo 5	Abun ~ Macrofitas + Prof	277,41	15,00
Modelo 6	Abun ~ declividade + Macrofitas	285,01	18,00
Modelo 7	Abun ~ Macrofitas:Prof	255,2	31,26
Modelo 8	Abun ~ Macrofitas:Prof + D.Marg	253,9	0,3

O tamanho médio mínimo encontrado foi no ponto 19 com 3,88 cm e o tamanho médio máximo foi encontrado no ponto 13 com 8,58 cm, pontos na margem e centro da lagoa. Assim houve uma tendência dos indivíduos de menor tamanho serem encontrados nas áreas com macrófitas próximas à margem da lagoa (Figura 18.7). Para o tamanho de *H.luetkenii*, a interação entre macrófitas e distância da margem foi a combinação de variáveis que melhor explicou o tamanho dos lambaris na lagoa (AIC= 366,59; R²= 58,84; Tabela 18.4).

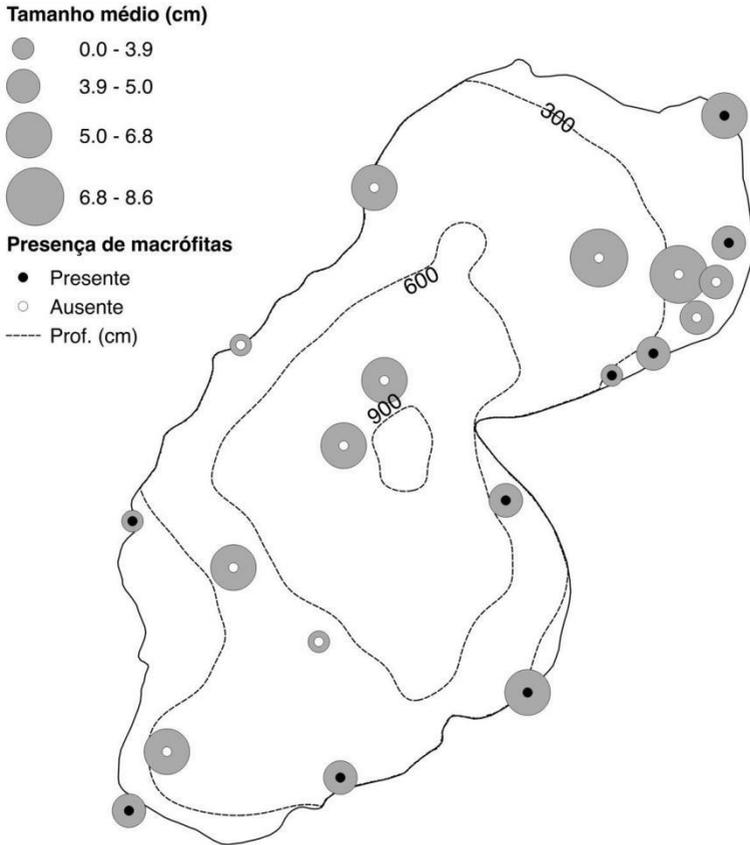


Figura 18. 7. Tamanho médio de lambari por ponto de amostragem na Lagoa do Peri, Florianópolis. Os tamanhos dos círculos são referentes às 4 classes de tamanho. O ponto preto significa a presença de macrófita e o ponto branco ausência.

Tabela 18. 4. Performance dos modelos propostos usando como variável resposta o tamanho (cm) de *H.luetkenii* na Lagoa do Peri, Florianópolis.

Modelo	Variáveis	AIC	R²
Modelo 1	Tamanho~D.Marg	442,14	52,86
Modelo 2	Tamanho~Prof	464,29	20,71
Modelo 3	Tamanho~Macrófitas	443,96	29,84
Modelo 4	Tamanho~D.Marg + Prof + Macrófitas	368,59	58,80
Modelo 5	Tamanho~D.Marg + Macrófitas	366,59	58,84

Discussão

H.luetkenii é a espécie de peixe dominante na Lagoa do Peri (Ferreira 2015). Durante as coletas de aqui realizadas, essa foi a única espécie amostrada. Embora a arte de pesca utilizada (covo) seja seletiva para peixes de pequeno porte como o lambari, poderia ter capturado juvenis de outras espécies presentes na lagoa e com hábitos alimentares semelhantes, o que não aconteceu, o que reafirma a dominância desta espécie no local.

O melhor modelo de adequabilidade identificou como preditores a interação entre profundidade e macrófitas e a distância da margem. Desta maneira, o modelo evidenciou que habitats adequados para o lambari são regiões rasas e com presença de macrófitas. Existe uma relação direta da distribuição de assembleias de peixes com macrófitas aquáticas nos lagos da Amazônia (Sánchez-Botero et al. 2008). Outros estudos realizados na Amazônia (Araújo-Lima et al. 1986) e no Paraná (Meschiatti et al. 2000) descrevem maior abundância de pequenos caracídeos entre as macrófitas aquáticas. As formações de macrófitas aquáticas podem ser consideradas como microhabitats que oferecem recursos alimentares e proteção contra predação para espécies de pequeno porte (Casatti et al. 2003), como o lambari.

As formações de macrófitas aquáticas apresentam fauna autóctone associada, como diatomáceas, microcrustáceos e larvas de insetos das ordens Diptera, Ephemeroptera e Trichoptera (Junk 1973). Apesar do lambari ser conhecido como uma espécie com alta plasticidade alimentar (Vitule & Aranha 2002), na Lagoa do Peri, o

lambari tem preferência alimentar por insetos, principalmente da ordem Hymenoptera (Sticca 2013). Isso poderia ter uma relação com a maior abundância deste recurso alimentar nas áreas próximas a margem provenientes da vegetação ripária (Herder et al. 2006; Silva et al. 2012).

Nos lagos, o comportamento de predadores e presas depende das estratégias de predação e fuga, que podem ser influenciadas pela complexidade ambiental promovida pelos vegetais. Quanto maior a densidade vegetal e complexidade ambiental, menor será o contato visual entre predador e presa, diminuindo as chances de predação (Savino & Stein 1989). Peixes pequenos e juvenis usam ambientes mais complexos, como o habitat oferecido pelas macrófitas, para evitar predação. As raízes e folhas submersas tem um efeito de barreira física e visual contra o predador (Savino & Stein 1989). Portanto, esperava-se encontrar uma maior proporção dos indivíduos de menor tamanho nas áreas mais rasas e próximas à margem da Lagoa, o que foi corroborado. Assim, embora os maiores indivíduos tenham sido capturados em pontos rasos, o tamanho médio foi maior nos locais profundos e afastados da margem.

Existe uma carência de informação sobre a biologia reprodutiva dessa espécie e por isso a classe de tamanho não pode ser utilizada para inferir o estágio reprodutivo, de forma que não se pode avaliar se os indivíduos maiores que foram amostrados nas áreas rasas poderiam estar desovando.

Por fim, as variáveis que melhor explicaram o tamanho dos indivíduos foram a distância da margem com a presença de macrófitas, corroborando a hipótese que possivelmente os indivíduos de menor tamanho obteriam refúgio entre as macrófitas contra possíveis ataques de predadores e busca por alimento.

Agradecimentos

Agradecemos a Floram, a direção do Parque Municipal da Lagoa do Peri e seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante a pesquisa. Agradecemos também ao LAPAD, especialmente a Renata pelo empréstimo da embarcação. Agradecemos

também o nosso grupo de trabalho durante o curso de campo que gentilmente cedeu os dados do projeto orientado (Freitas et al. 2016, neste volume, página 191) e por último aos colegas do curso de campo pelo apoio logístico e entusiasmo em colocar e tirar a embarcação da água.

Bibliografia

- Araujo-Lima, C.A.R.M., Portugal, L.P.S., & Ferreira, E.G. (1986) Fish macrophyte relationship in the Anavilhanas Archipelago, a black water system in the Central Amazon. *Journal of Fish Biology*, **29**, 1–11.
- Begon M., Townsend C.R., & Harper, J.L. (2006) *Ecology : from individuals to ecosystems*. Hoboken: Blackwell Publishing Ltd.
- Casatti, L., Mendes, H.F., & Ferreira, K.M. (2003) Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, southeastern Brazil. *Brazilian journal of biology*, **63**, 213–22.
- Daga, V.S., Gogola, T.M., Sanches, P.V., Baumgartner, G., Baumgartner, D., Piana, P.A., Gubiani, É.A., & Delariva, R.L. (2009) Fish larvae assemblages in two floodplain lakes with different degrees of connection to the Parana River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **7**, 429–438.
- Debastiani-Junior, J.R., Elmoor-Loureiro, L.M.A., & Nogueira, M.G. (2016) Habitat architecture influencing microcrustaceans composition : a case study on freshwater Cladocera (Crustacea Branchiopoda). *Brazilian Journal of Biology*, **76**, 93–100.
- Dormann, C.F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J.R.G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P.J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P.E., Reineking, B., Schröder, Skidmore, A.W., Zurell, D., Lautenbach, S. (2013) Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, **36**, 27–46.
- Ferreira, N.C. (2015) *Comunidade de peixes da Lagoa do Peri e seu Canal Sangradouro, Florianópolis, SC*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina.

- Freyhof, F.H.J. (2006) Resource partitioning in a tropical stream fish assemblage. *Journal of Fish Biology*, **69**, 571–589.
- Lima, S.M.Q., Cunha, A.A., Sánchez-Botero, J.I., & Caramaschi, E.P. (2008) Vertical segregation of two species of Hyphessobrycon (Characiformes: Characidae) in the Cabiúnas coastal lagoon, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **6**, 683–688.
- Meschiatti, A.J., Arcifa, M.S., & Fenerich-Verani, N. (2000) Fish communities associated with macrophytes in Brazilian oodplain lakes. *Environmental Biology of Fishes*, **58**, 133–143.
- Oliveira, E.F. & Goulart, E. (2000) Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos : interação de fatores. *Acta Scientiarum*, **22**, 445–453.
- Pires, J.R. (2015) *Influência da estrutura do habitat no processamento de detritos foliares alóctones em uma lagoa costeira subtropical*. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Rashband, W.S. (2016) *ImageJ*, U. S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA. Disponível em <http://imagej.nih.gov/ij/>.
- Sakuma, T. (2008) *Biomassa e taxa de crescimento da macrófita aquática emergente Scirpus californicus (CA Mey) Steud na margem leste da Lagoa do Peri (Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil)*. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Sánchez-Botero, J.I., Araujo-Lima, C., & Garcez, D.S. (2008) Effects of types of aquatic macrophyte stands and variations of dissolved oxygen and of temperature on the distribution of fishes in lakes of the amazonian floodplain. *Acta Limnológica Brasileira*, **20**, 45–54.
- Santos, A.M. (1999) *Produção, densidade e biomassa da macrófita aquática Eleocharis interstincta (VAHL) Roemer et Schults na lagoa de Jurubatiba (Macaé-RJ)*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Savino, J.F. & Stein, R.A. (1989) Behavioral interactions between fish predators and their prey: effects of plant density. *Animal Behaviour*, **37**, 311–321.

- Silva, J.C., Delariva, R.L., & Bonato, K.O. (2012) Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **10**, 389–399.
- Simonassi, J.C. (2001) *Caracterização da Lagoa do Peri, através da análise de parâmetros físico-químicos e biológicos, como subsídio ao gerenciamento dos recursos hídricos da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Souza, M.L. (2013) *Influência da complexidade de habitat sobre a estrutura e estado nutricional da comunidade de algas perifíticas em escala sazonal*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.
- Sticca, S.C. (2013) *Organização trófica da assembleia de peixes de uma lagoa costeira subtropical, Santa Catarina, Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Teive L.F., Lisboa, L.K., Petrucio, M.M. (2011) Uma revisão da disponibilidade de dados ecológicos visando o direcionamento de novas pesquisas na Lagoa do Peri. *Biotemas*, **21**, 133-143.
- Tokeshi, M. & Arakaki, S. (2012) Habitat complexity in aquatic systems: Fractals and beyond. *Hydrobiologia*, **685**, 27–47.
- Vitule, J.R.S. & Aranha, J.M.R. (2002) Ecologia alimentar do lambari, *Deuterodon langiei* Travassos, 1957 (Characidae, Tetragonopterinae), de diferentes tamanhos em um riacho da Floresta Atlântica, Paraná (Brasil). *Acta Biológica Paranaense*, **31**, 137–150.

Variações na densidade populacional de *Excireolana braziliensis* (Isopoda, Cirolanidae) – Pulga da areia – e *Emerita brasiliensis* (Crustacea, Hippidae) – Tatuí – durante o forrageio

Ludwinsky, R.H., Sylvéus, A., Leite, T.

Introdução

As praias arenosas são ambientes sedimentares acumulados pela ação das ondas, sujeitos a variações marcantes de fatores abióticos como temperatura, umidade, salinidade (McLachlan 1996, Amaral & Denadai 2011). São ambientes bentônicos fisicamente dinâmicos que podem ser definidos pelas variáveis: energia das ondas, variação da maré e granulometria. Esses três fatores interagem para produzir, além dos extremos reflectivo e dissipativo (Guza & Inman 1975), quatro tipos morfodinâmicos intermediários de praia (Wright & Short 1983).

As praias mais dissipativas apresentam uma zona de surfe muito larga, declividade suave, ondas fracas e sedimentos geralmente finos; enquanto as mais reflectivas são caracterizadas por um sedimento comumente grosso, uma zona de surfe estreita, declividade acentuada e ondas fortes (McLachlan 1996). Essas características têm grande influência sobre a diversidade, abundância e dominância das espécies das comunidades bentônicas destes locais. Entre elas, a granulometria e a inclinação da praia são dominantes na estruturação do bentos (Pormory et al. 1985, McLachlan 1996). A interação das características das praias com as características biológicas de alguns organismos faz com que estes se distribuam em faixas ou zonas (Veloso & Neves 2009).

McLachlan & Jaramillo (1995) descreveram três zonas: o supralitoral equivalente ao pós-praia que é geralmente ocupada por anfípodes talitrídeos, isópodes oniscídeos e por caranguejos do gênero *Ocypode*. O litoral, equivalente ao médio litoral,

inclui isópodes do gênero *Exciorolana* e *Euridice*, anfípodes da família Talitridae, algumas famílias de poliquetas e anfioxos do gênero *Balanoglossus*. Por fim, o sublitoral, correspondente a antepraia, ocupado moluscos bivalves e gastrópodes.

No entanto, o fato da maior parte dos organismos se encontrarem abrigados dentro do sedimento (infauna), torna essa zonação menos perceptível e muito mais variável na superfície. Além disso, a grande mobilidade e a constante migração de muitas espécies devido à hidrodinâmica, dificultam a identificação de um padrão geral sobre o número de zonas e a composição específica de cada uma delas (Velooso & Neves 2009, Amaral et al. 2011).

Entre os organismos da infauna, o isópode *Exciorolana braziliensis* fazem parte da guilda trófica dos detritívoros (carniceiros) se alimentando de indivíduos mortos (Velooso & Neves 2009). Em contrapartida, a espécie *Emerita brasiliensis*, conhecido no Brasil como tatuí ou tatuíra, é um dos principais filtradores de macrofauna de praias expostas, se alimentando principalmente de diatomáceas. Desta forma, variações espaciais na abundância populacional destas duas espécies têm sido relacionadas com parâmetros ambientais, tais como a disponibilidade de matéria orgânica e zonação (Velooso & Neves 2009).

Diante do exposto, temos como pergunta norteadora desta pesquisa: existe variação na densidade populacional de *Exciorolana braziliensis* e *Emerita brasiliensis* durante o forrageio em função da hora do dia, proximidade do rio (disponibilidade de Matéria Orgânica) e zonação? Nossas hipóteses são que (1a) encontraremos uma maior densidade de *Exciorolana braziliensis* próximo ao rio, uma vez que este rio aporta efluentes de esgoto doméstico e disponibilizaria mais alimento para esta espécie detritívora; (2a) ainda, a maior densidade será encontrada na zona mais úmida (mesolitoral inferior), devido a quantidade da água que facilita a locomoção e (3a) finalmente, a densidade também estará relacionada com a hora do dia, sendo encontrado nas horas menos quentes (início da manhã e final da tarde).

Com relação a *Emerita brasiliensis* nossas hipóteses são que (1b) encontraremos uma maior densidade longe do rio, uma vez que esta espécie é filtradora e teoricamente não toleraria ambientes com grande quantidade de esgoto doméstico; (2b)

também, será encontrada maior densidade na zona mais úmida, devido a quantidade da água que facilita a locomoção e (3b) finalmente, a densidade também estará relacionada com a hora do dia, sendo encontrado mais abundância nas horas com maior incidência solar, em função da maior produtividade primária.

Material e métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado na praia do Matadeiro ($27^{\circ}45'15''S$ $48^{\circ}29'53''O$), localizado no sul de Florianópolis – SC (Figura 19.1). Considerando as demais praias do sul da ilha, a praia do Matadeiro é caracterizada como hidromorfologia intermediária (entre reflectiva e dissipativa), uma vez que possui declive suave e areia fina (Batista et al. 2013). As coletas ocorreram nos dias 17 (período da tarde) e 18 (período da manhã) de novembro de 2016, sob condições de maré meteorológica.

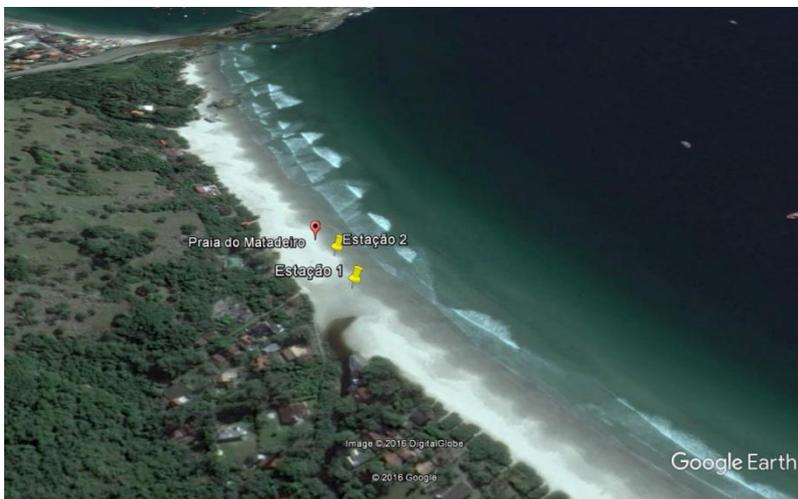


Figura 19. 1. Estações de coleta dos na praia do Matadeiro, Santa Catarina, Brasil.

As amostragens foram feitas em duas estações (L – longe e P – perto) designadas em função da distância de um pequeno córrego que deposita em parte da praia o esgoto de procedência doméstica. A primeira estação localizou-se a trinta metros da desembocadura do córrego e a segunda, a sessenta metros da primeira. Cada estação foi dividida em 2 áreas, ambas localizadas no mesolitoral. A transecção a localizou-se na porção longe da água e a transecção b na porção mais próxima da linha da água. Cada transecção apresentou uma distância de dez metros de largura entre si com uma área de ~ 78m² (Figura 19.2).

Em cada estação, foram feitas 80 amostragens para cada espécie, sendo 40 para a transecção a e 40 para o b. Para a amostragem de *Excirolana braziliensis*, utilizou-se um quadrado em PVC de 30 x 30 cm, jogado sistematicamente, depois de cada subida e descida da onda, e todos os indivíduos foram contados. O mesmo procedimento foi repetido para *Emerita brasiliensis*, porém com um quadrado de 50 x 50 cm.

As amostras foram realizadas em diferentes horários do dia. A primeira coleta ocorreu das 08:00 às 10:00 (M1), seguido por 10:00 – 12:00 (M2), 13:00 – 15:00 (T1) e das 15:00 – 17:00 (T2). Para caracterização visual do perfil da areia, foram coletadas amostras em cada ponto de coleta das duas estações para classificação qualitativa do substrato. As amostras de sedimento foram caracterizadas pela granulação (grãos finos e grossos) e pela presença de matéria orgânica

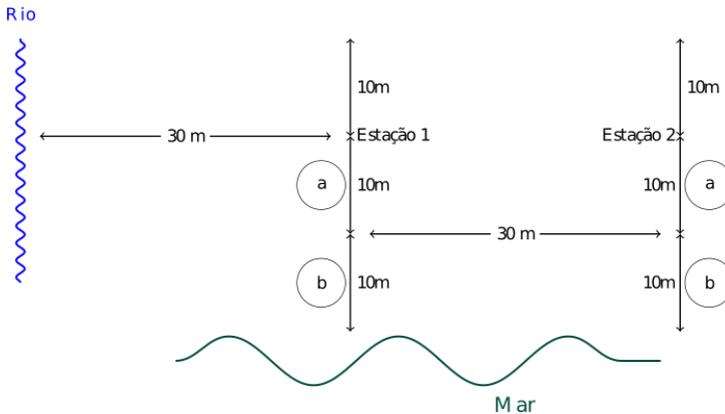


Figura 19. 2. Desenho amostral para contagem de *Excirolana braziliensis* e *Emerita brasiliensis* na praia do Matadeiro. Sendo: Estação 1 distante 30 m do efluente de esgoto doméstico e Estação 2 distante a 60 m do efluente. A transecção *a* representa o local de amostragem mais longe da influência da água do mar e a transecção *b* na porção mais próxima da linha da água.

Análise dos dados

Utilizamos estatística descritiva para caracterizar a abundância relativa em função do uso da área. Posteriormente, testamos a influência das variáveis distância do córrego, zona e hora do dia sobre as densidades de *Excirolana braziliensis* e *Emerita brasiliensis* com uma Análise de Variância (ANOVA) fatorial e pós teste de Tukey. Em função da natureza dos dados, usamos transformação (raiz quadrada) para aplicar a ANOVA. Todas as análises estatísticas foram feitas em ambiente R, versão 3.3.2 (R Core Team 2016).

Resultados

Ao todo, fizemos 215 contagens para a espécie *Excirolana braziliensis* e 276 para *Emerita brasiliensis*, ilustradas na Tabela 19.1. Ainda, observamos que quanto ao sedimento dentro da estação 1, a transecção *a* apresentou grãos mais finos e mais

matéria orgânica do que a transecção *b*. O mesmo padrão de granulação foi observado para a estação 2, porém a transecção *a* apresentou mais matéria orgânica do que o da estação 1.

Tabela 19. 1. Número de indivíduos contados de *Excirolana braziliensis* e *Emerita brasiliensis* em cada estação, horário e zona.

	Horários	Transecção <i>a</i>		Transecção <i>b</i>	
		<i>Excirolana</i>	<i>Emerita</i>	<i>Excirolana</i>	<i>Emerita</i>
Estação 1	08-10	2	8	45	7
	10-12	0	19	0	15
	13-15	9	13	9	69
	15-16	6	14	16	0
Estação 2	08-10	7	7	18	1
	10-12	45	6	0	22
	13-15	5	37	20	9
	15-16	8	19	25	0

A Figura 19.3 mostra as variações na média da abundância de organismos, no momento do forrageio, em função das variáveis analisadas. Percebe-se que para *Excirolana braziliensis* há uma tendência do maior uso da área para forrageio relacionada ao horário do dia (M_1 ; média= 1.8, σ = 2.34 e T_2 média= 1.4, σ = 1.49), Estação (L ; média= 1.3, σ = 1.51) e transecção (b ; média= 1.6, σ = 2.04). Já para *Emerita brasiliensis* observamos uma tendência do uso da área apenas relacionado a hora do dia (T_1 média= 3.9, σ = 4.18).

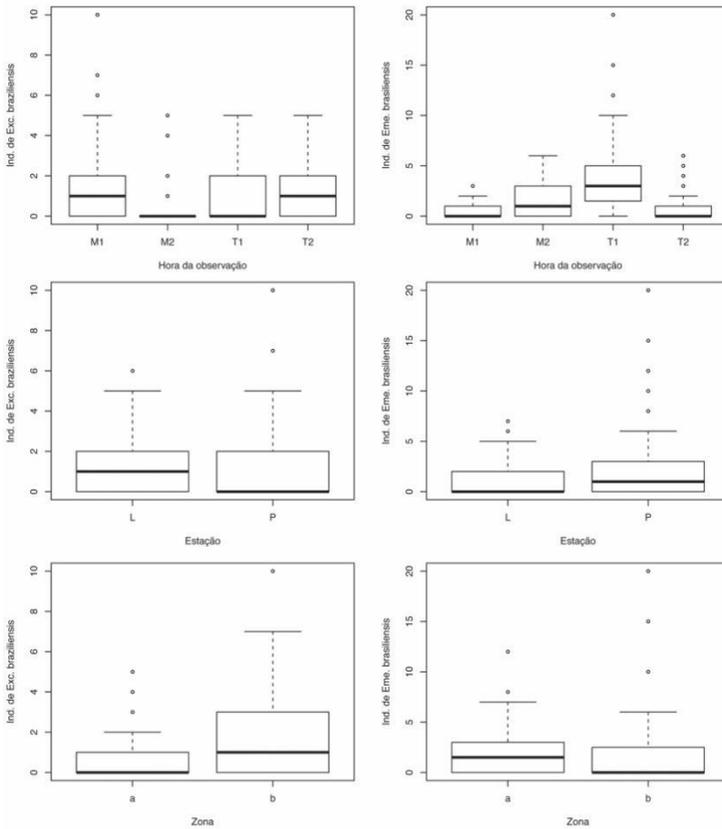


Figura 19. 3. Médias e desvios padrão das abundâncias relativas de *Excirolana braziliensis* e *Emerita brasiliensis* em função da hora de observação. M1 – horário das 08:00 às 10:00, M2 – 10:00 às 12:00, T1 – 13:00 às 15:00 e T2 – 15:00 às 17:00. L – longe do córrego, P – perto do córrego, a – transecção mais longe da influência da água do mar e o transecção *b* mais próxima da linha da água.

A ANOVA mostrou que foram significativas a interação entre todas as variáveis (distância do córrego, zona e hora do dia, $p < 0,05$) para as densidades de *Excirolana braziliensis* e o teste Tukey apontou a zona *b* e o horário das 8:00 às 10:00 (M1) como

significativo ($p < 0,05$), com 54 indivíduos por m^2 (Tabela 19.2). Para *Emerita brasiliensis* a ANOVA apenas a variável hora do dia foi significativa sendo que o teste Tukey apontou o horário das 13:00 às 15:00 (T1) significativo ($p < 0,05$), com 1,99 indivíduos por m^2 .

Tabela 19. 2. Resultado da ANOVA fatorial. Dist.cor, Distância do córrego; Hora.dia, hora do dia. Em negrito valores de $P < 0,05$.

	gl	F	P
<i>Excireolana brasiliensis</i>			
Dist.cor:Zona:Hora.dia	3	8,198	< 0,001
<i>Emerita brasiliensis</i>			
Hora.dia	3	21,195	< 0,001

Discussão

Os resultados encontrados no estudo indicam que o uso da área de praia para forrageio por *Excireolana brasiliensis* e *Emerita brasiliensis* é influenciado por fatores ambientais, destacando-se a hora do dia e a presença de matéria orgânica na água.

Em relação aos horários com maior pico de abundância para o forrageio, nosso trabalho discorda de Neves & Bemvenuti (2009) que encontraram distribuição regular ao longo do dia para *Excireolana brasiliensis* e *Emerita brasiliensis*. Para *Emerita brasiliensis* encontramos uma maior densidade em horários de sol intenso assim como apontado por (Velo & Neves 2009). Tal comportamento pode ser relacionado com o pico de produção primária de microalgas, uma vez que esta espécie se alimenta principalmente de algas diatomáceas. Os resultados ainda apontaram preferência por substratos mais úmidos e mais próximo ao rio, uma vez que estas espécies são mais propensas a dessecação.

Ainda, em um trabalho sobre comportamento no forrageio de *Excireolana brasiliensis* Pellegrini et al. (2016) encontraram um maior uso da área exclusivamente no final da tarde. Sendo que em nosso trabalho encontramos um pico de abundância

adicionalmente no início da manhã (08:00 – 10:00). Com relação a presença de matéria orgânica na água (distância do córrego), *Exciorolana braziliensis* mostrou uma maior abundância perto da foz do rio na zona mais próxima a linha da água, uma vez que a espécie em questão apresenta um hábito alimentar detritívoro (Souza et al. 2005).

Não corroboramos as hipóteses relacionadas a zona e distância do rio para a espécie *Emerita brasiliensis*. Segundo Paine (1971), áreas mais propensas à dessecação (transecção *a*) geram um maior estresse fisiológico, além de concentrar menor disponibilidade de alimentos nos níveis intertidais. No entanto, encontramos uma maior concentração de matéria orgânica na zona longe do rio. Cabe salientar que os resultados deste trabalho foram coletados durante condições específicas de maré meteorológica. A sobre-elevação do nível do mar pode ter alterado a zonação e o transporte de matéria orgânica de maneira a mascarar também o uso da área pelas espécies. Segundo Neves & Bemvenuti (2009) as marés meteorológicas alteram temporariamente a composição de espécies entre as zonas de praia. No entanto, a zonação de praia não mostrou ser um fator determinante em nosso estudo.

Conclusão

Neste trabalho, documentamos a uma variação na abundância para *Exciorolana braziliensis* e *Emerita brasiliensis* influenciados através de fatores ambientais na praia do Matadeiro. Tais resultados contribuem para o conhecimento da própria biologia das espécies, além servirem como um comparativo para futuros projetos. Assim, o conhecimento do comportamento, variação da densidade populacional e uso da praia podem ser usados como importantes indicadores de distúrbios.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à FLORAM e PMLP pelo suporte e acomodação. À Profa. Dra. Bárbara Segal pela sugestão do projeto, apoio e auxílio em campo. Ao Dr. Eduardo L. Giehl pela ajuda com as análises estatísticas. À Aline Cruz e Yanina Pellegrini por compartilharem a mesma área de estudo, tornando a coleta em campo mais feliz.

Bibliografia

- Amaral, A.C.Z. & Denadai, M.R. (2011) Caracterização das praias arenosas. In A.C.Z. Amaral & S.A.H Nallin (Eds.), *Biodiversidade e ecossistemas bentônicos marinhos do litoral Norte de São Paulo Sudeste do Brasil* (pp. 355–369). Campinas: UNICAMP.
- Batista, M.B., Becker, E., Romeu, E., Batilani-Filho, M., Segal, B., & Cardoso, R.S. (2013) Efeitos do hidrodinamismo na estrutura da macrofauna bêntica In M. Batilani-Filho, L. Zanete-Silva, B. Segal, & M.IM. Hernández (Eds.), *Ecologia de campo: abordagens no mar, na terra e em águas continentais*. PPG Ecologia UFSC, Florianópolis.
- Brazeiro, A. & Defeo, O. (1996) Macroinfauna zonation in macrotidal sandy beaches: is it possible to identify patterns in such variable environments? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **42**, 523–536.
- Castro, P. & Huber, M.E. (2012) *Biologia marinha*. Porto Alegre: AMGH.
- Guza, R.T. & Inman, D.L. (1975) Edge waves and beach cusps. *Journal of Geophysical Research*, **80**, 2997–3012.
- McLachlan, A. (1996) Physical factors in benthic ecology: effects of changing sand particle size on beach fauna. *Marine Ecology Progress Series*, **131**, 205–211.
- Neves, F.M. & Bemvenuti, C.E. (2009) Variabilidade diária da zonação da macrofauna bentônica em praias arenosas do litoral norte do Rio Grande do Sul. *Iheringia Série Zoologia*, **99**, 71–81.
- Paine, R.T. (1971) The measurement and application of the calorie to ecological problems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **2**, 145–164.
- R Core Team. (2016) *R: A language and environment for statistical computing (version 3.3.2)*. Austria: R Foundation for Statistical Computing.

- Souza, J.S., Neves, G., Veloso, V.G., Morgado, J.M.F., Teixeira, G.L.T.F., Saraiva, B.F., Lima, R.C., Veloso, H., & Capper, L. (2005) Segregação Espacial de *Excirolana armata* e *E. braziliensis* em uma praia arenosa dissipativa. *Caderno de Resumos do VII Congresso de Ecologia do Brasil*. Caxambu – MG.
- Veloso, V.G. & Neves, G. (2009) *Praias arenosas*. In R.C. Pereira & A. Soares-Gomes (Eds.), *Biologia Marinha* (pp. 339–359). Rio de Janeiro: Editora Interciência.
- Wright, L.D. & Short, A.D. (1984) Morphodynamic variability of surf zones and beaches: a Synthesis. *Marine Geology*, **56**, 93–118.

Caminhada na praia: identificando padrões de movimento de *Excirrolana braziliensis* (Isopoda: Cirolanidae)

Cruz, A. P.; Pellegrini, Y.; Leite T.

Introdução

Variações ambientais afetam o comportamento dos animais por seleção de atividades organizadas. Para os organismos marinhos, além das variações de luminosidade e temperatura, ocorre ainda influência do ciclo de marés, o que torna o ambiente altamente variável e previsível (Klapow 1972). As praias arenosas são sistemas altamente dinâmicos onde, segundo a teoria autoecológica, as comunidades são mais controladas por forças hidrodinâmicas do que por interações bióticas (Defeo & McLachlan 2005). Essas variações ambientais previsíveis determinam um nicho temporal de realização das atividades (Pianka 2011). Isso se dá tanto por seleção do ambiente quanto por uma regulação endógena, com sistemas internos de temporização (Marques et al. 2003). Para organismos bentônicos, as características físicas do substrato são outro fator importante na sua distribuição e na expressão dos comportamentos (Yannicelli et al. 2002, Defeo & McLachlan 2005).

A faixa litorânea apresenta uma zonação, onde se podem diferenciar três zonas: supralitoral, localizada no topo da praia e caracterizada pela presença de areia seca; mesolitoral, onde a saturação do sedimento varia de acordo com a maré; e infralitoral, permanentemente saturada e onde ocorre pouca troca de água durante o ciclo de marés (Veloso & Neves 2009). O ciclo de marés e as características físicas do substrato intrínsecas a cada zona direcionam a distribuição e influenciam o comportamento dos organismos que compõem as comunidades bentônicas presentes nestes sedimentos (Yannicelli et al. 2002, Defeo & McLachlan 2005).

Uma das espécies bentônicas bastante comuns nas praias do Sul do Brasil é *Excirrolana braziliensis* Richardson, 1912 (Isopoda: Cirolanidae) (Figura 20.1), que habita as regiões costeiras tropicais e subtropicais da América, desde o Golfo da Califórnia até

o sul do Chile no oceano Pacífico e do Golfo do México até o Uruguai no oceano Atlântico (Defeo & Martínez 2003).



Figura 20. 1. Exemplar de *Excirrolana braziliensis* (escala em milímetros). Fonte: <http://sdbiodiversity.ucsd.edu/>.

Os Cirolanídeos são crustáceos sem carapaça, com corpo liso, sem ornamentações e de formato ovoide, o que confere maior capacidade de penetração no sedimento (Veloso & Neves 2009). Os indivíduos desta espécie apresentam capacidade de escavação superior à de natação, sendo capazes de proteger-se rapidamente de predadores e da dessecação (Yannicelli et al. 2002). É comum que os cirolanídeos permaneçam enterrados no sedimento durante a maré baixa, saindo para buscar alimento quando o nível do mar sobe. Eles utilizam o *swash* (movimento da onda na praia) como meio de transporte físico, sendo que os indivíduos de menor tamanho são facilmente carregados pelo fluxo de água, enquanto os maiores são ainda capazes de selecionar microhabitats através do movimento ativo (Yannicelli et al. 2001, Defeo & McLachlan 2005).

Os Cirolanídeos podem perceber e responder a mudanças nas condições físicas do ambiente como a luz, sons, turbulência e mudanças na tixotropia (viscosidade do coloide do sedimento), o que permite sincronizar o ritmo da atividade com regimes ambientais (Yannicelli et al. 2001). Essa sincronia entre o ritmo de atividades e a dinâmica ambiental ocorre em diferentes escalas temporais, tendo os indivíduos

reações sazonais, reações diárias e horárias (Yannicelli et al. 2001, Defeo & McLachlan 2005). Este ritmo de atividades contempla o forrageio, ou a busca por alimentos, o que inclui pequenas presas e animais mortos (Yannicelli et al. 2002).

A teoria do forrageio ótimo aponta que o gasto de energia na busca de alimento não pode ser superior à energia obtida com seu consumo (MacArthur & Pianka 1966). Considerando que os animais perdem energia principalmente através do revestimento superficial, o qual apresenta uma área proporcional ao corpo maior nos organismos menores, é esperado que grandes animais sejam capazes de se deslocar por áreas maiores para forrageio, visto que neles a perda de energia seria menor (Jetz et al. 2012).

Assim, o objetivo do presente estudo foi verificar se os indivíduos de *E. brasiliensis* apresentam padrões de movimento influenciados pelo horário do dia e pelo tamanho do indivíduo. Espera-se que: 1) indivíduos de tamanho maior apresentem os maiores deslocamentos, refletindo uma maior área de forrageio; e 2) que todos os indivíduos se desloquem mais nos períodos de menor incidência solar do dia (início da manhã e final do dia), por serem sensíveis à dessecação.

Material e métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado na praia do Matadeiro (S 27° 45' 18'', O 48° 29' 54''), localizada no sul da ilha de Florianópolis, Santa Catarina (Figura 20.2A). Trata-se de uma praia com hidromorfologia intermediária entre dissipativa e refletiva com ondas entre 1.5 e 2 m de altura. Mazzer e Dillenburg (2009), definem a Praia do Matadeiro como uma praia de bolso, semi abrigada por situar-se entre promontórios rochosos. Os dados foram coletados na parte média da zona mesolitoral, que corresponde à faixa do fundo marinho que fica submerso ou exposto em função das marés (Figura 20.2B).

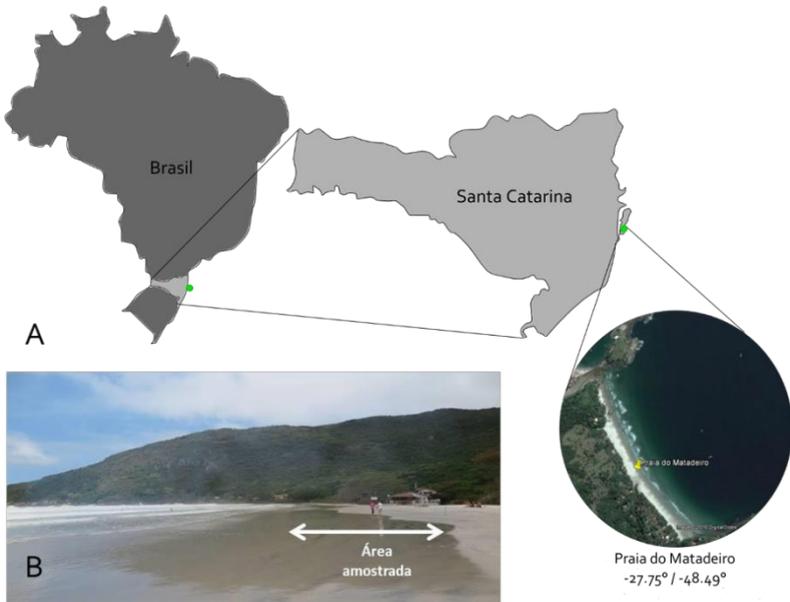


Figura 20. 2. Praia do Matadeiro (a) e área de amostragem (b), indicando-se a parte média da zona mesolitoral.

Coleta de dados

Inicialmente, foram coletados indivíduos de *Excirolana braziliensis* para o estabelecimento de classes de tamanho de acordo com o comprimento total. Foram definidas três classes: pequeno (< 2mm), médio (2 a 5 mm) e grande (> 5mm). Utilizando o método de indivíduo focal instantâneo (Altmann, 1973), e com o auxílio de uma trena foram obtidas as medidas do deslocamento (em centímetros) de indivíduos visualizados desde o momento de saída da areia até a escavação. O procedimento foi repetido em diferentes horários do dia, realizando-se quatro amostragens no período da tarde do dia 17/11 e três amostragens no período da manhã do dia 18/11. Nestas datas a maré estava condicionada a uma tempestade subtropical, por isso em condição de maré meteorológica (CPTEC, 2016). De maneira complementar, foram realizadas

gravações de vídeos para tentar caracterizar a direção do deslocamento dos indivíduos (paralela, perpendicular ou diagonal ao sentido do fluxo da corrente da água). Devido à baixa qualidade das filmagens obtidas não foi possível utilizá-las para coletar tal informação, mas observou-se em campo que ocorrem diferentes padrões.

Análise de dados

Para a análise dos dados foi utilizado um Modelo Linear Generalizado (GLM) com distribuição Gamma. No modelo foram incluídas a distância percorrida pelo indivíduo como variável resposta (contínua) e como variáveis explanatórias o tamanho do indivíduo (categórica) e hora do dia (contínua). Também foi realizada uma análise de variância (ANOVA) para verificar se houve diferença no deslocamento entre as classes de tamanho, com posterior aplicação do teste de Tukey para avaliar a magnitude das diferenças. Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R (R Core Team 2016).

Resultados e Discussão

A distância percorrida variou em função do tamanho dos indivíduos, sendo que indivíduos grandes percorreram distâncias maiores e os indivíduos pequenos as menores (Figura 20.3). A análise de variância indicou que as diferenças no deslocamento foram significativas para entre as classes de tamanho, sendo que as diferenças foram significativas ($p < 0.005$). O teste de médias de Tukey indicou que essa diferença ocorre entre indivíduos pequenos e grandes e entre médios e grandes, não diferindo entre pequenos e médios.

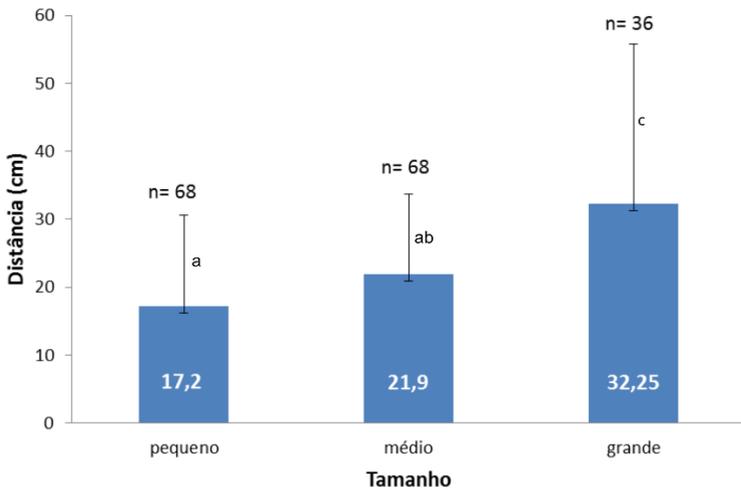


Figura 20. 3. Valores médios da distância percorrida (cm) para cada classe de tamanho. As barras representam o erro padrão. Indica-se também o número de distâncias percorridas por classe de tamanho dos indivíduos de *E. braziliensis*. Letras indicativas do teste de médias de Tukey.

Esse resultado é coerente com o esperado pela teoria de forrageio ótimo (MacArthur & Pianka 1966), para a qual, espera-se, que indivíduos maiores tenham maiores áreas de forrageio, por apresentarem menor custo energético no deslocamento do que os indivíduos menores. Além disso, esse resultado é coerente com maior estabilidade hidrodinâmica descrita para os indivíduos maiores, que conseguem aproveitar melhor o swash até uma intensidade intermediária de fluxo de água (Yannicelli et al. 2001, Defeo & McLachlan 2005).

O modelo linear generalizado explicou 13% da variação dos dados, com diferenças significativas para as duas variáveis explicativas consideradas, tamanho do indivíduo e hora do dia (Tabela 20.1). Segundo Yannicelli et al. (2001) o ritmo de atividade de *E. braziliensis* é regulado pelo nível do mar, ciclo de marés e ciclo circadiano. Os dados deste estudo foram coletados em uma situação adversa de maré meteorológica, de

modo que a influência do nível do mar e da variação diária da maré não foram avaliados. A falta destas variáveis pode ser uma justificativa para a baixa porcentagem explicada pelo modelo.

Tabela 20. 1. Resultados do GLM para distância percorrida pelos indivíduos (cm) relacionado ao seu tamanho (pequeno-médio-grande) e hora do dia (h).

	Coefficiente	Erro padrão	t	P
Intercepto	3,127	0,201	15,503	***
Hora	0,031	0,015	1,988	*
Tam. médio	-0,142	0,136	-3,107	**
Tam. pequeno	-0,667	0,136	-4,883	***

EP, erro padrão; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

Além disso, devido à influência diferenciada da maré não foi possível replicar diferentes zonações intertidais nos dois dias, sendo descartada a variável zonação, importante para descrever a distribuição da espécie (Yannicelli et al. 2002). Porém, Cochoa et al. (2006), avaliando a influência da maré meteorológica sobre a macrofauna no litoral do Paraná, observaram uma tendência de homogeneização da distribuição dos indivíduos, sugerindo um enfraquecimento da zonação.

A distância percorrida também variou significativamente em função do horário, sendo que o gráfico de distância percorrida em função do horário do dia (Figura 20.4) indica que os indivíduos maiores percorreram as maiores distâncias. Segundo Yannicelli et al., (2001), essa espécie apresenta maior atividade no período noturno, o que é coerente com o aumento na movimentação observado com o passar do dia. Os autores identificaram que essa espécie apresenta um ciclo circadiano endógeno, embora também influenciado por variações na tixotropia do sedimento e do regime de luz. Sugerem que a preferência por esse período está associada à uniformidade de temperatura na superfície e menor visibilidade para predadores.

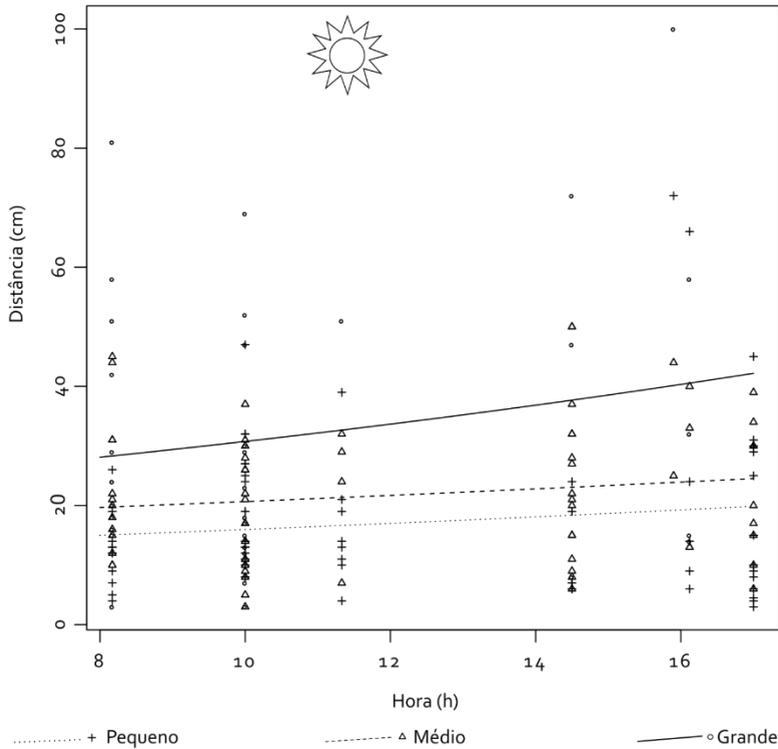


Figura 20. 4. Distribuição das distâncias percorridas por classe de tamanho e horário do dia.

Embora as formas e direções de movimentação durante o forrageio não tenham sido testadas, observou-se em campo que ocorrem diferentes padrões. Com base nas observações, sugere-se que indivíduos maiores fazem caminhos mais lineares, enquanto os menores tendem a movimentos em espiral. E ainda, que os caminhos mais longos são percorridos nos sentidos transversal e perpendicular à linha da água. Além disso, foi observado de forma geral um predomínio dos deslocamentos em sentido

transversal ao fluxo da água, o qual teria um maior custo energético, mas seria compensado pela maior facilidade para encontrar recursos alimentares. Neste sentido, Yannicelli et al. (2001, 2002), indicam uma preferência pela natação em sentido transversal, a qual teria um maior custo energético, mas seria compensada pela facilidade em detectar plumas de odor para encontrar alimentos. A quimiorrecepção nos crustáceos é utilizada como um mecanismo de detecção de alimentos; neste sentido, captar o odor gerado pelo alimento seria mais fácil quando os animais nadam em direção transversal ao fluxo da água (Yannicelli et al. 2002). Assim, propõe-se que sejam realizados estudos no sentido de identificar padrões de forma de movimento de *E. braziliensis*.

Considerações finais

Como resultados principais do estudo, destaca-se a confirmação da hipótese testada para o forrageio, com indivíduos maiores apresentando maiores áreas de forrageio. A hipótese de que os indivíduos apresentam maiores deslocamentos em horários de início de manhã e fim de tarde foi parcialmente corroborada, pois foi observado que os indivíduos maiores foram responsáveis por maiores deslocamentos no fim da tarde.

As observações realizadas em campo indicam que a direção e o formato da área de forrageio também desempenham um papel importante na estratégia de forrageio da espécie. Desta forma, propõe-se que sejam realizados estudos no sentido de identificar padrões de forma de movimento de *E. braziliensis*. Também seria interessante repetir o estudo em condições normais da maré para verificar o efeito do seu ciclo sobre as distâncias percorridas em relação à zonação da praia.

Agradecimentos

Agradecemos a Eduardo L. Hetwwer Giehl pela contribuição na análise de dados. Agradecemos à Floram, à direção do Parque Municipal da Lagoa do Peri e a sua equipe pelo suporte e acolhimento durante o trabalho.

Bibliografia

- Altmann, J. (1973) Observational study of behavior: sampling methods. *Animal Behaviour*, **15**, 227–267.
- Amaral, A.C.Z., Corte, G.N., Filho, J.S.R., Denadai, M.R., Colling, L.A., Borzone, C., Veloso, V., Omena, E.P., Zalmon, I.R., Rocha-Barreira, C. de A., de Souza, J.R.B., da Rosa, L.C., & de Almeida, T.C.M. (2016) Brazilian sandy beaches: Characteristics, ecosystem services, impacts, knowledge and priorities. *Brazilian Journal of Oceanography*, **64**, 5–16.
- Cochoa, A.R., Lorenzi, L., & Borzone, C.A. (2006) A influência da passagem de uma frente meteorológica na distribuição da macrofauna bentônica mesolitoral de uma praia arenosa exposta. *Tropical Oceanography*, **34**, 59–71.
- CPTEC Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos. (2016) Imagem GOES13 201611716. Disponível em: <http://www.cptec.inpe.br>. Acesso em 18 Nov 2016.
- Defeo, O. & Martinez, G. (2003) The habitat harshness hypothesis revisited: life history of the isopod *Excirrolana braziliensis* in sandy beaches with contrasting morphodynamics. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, **83**, 331–340.
- Defeo, O. & McLachlan, A. (2005) Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: A multi-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series*, **295**, 1–20.
- Jetz, W., Carbone, C., Fulford, J., & Brown, J.H. (2004) The scaling of animal space use. *Science*, **306**, 266–268.
- Klapow, L. (1972) Fortnightly molting and reproductive cycles in the sand-beach isopod, *Excirrolana chiltoni*. *The Biological Bulletin*, **143**, 568–591.
- Levin, L.A., Boesch, D.F., Covich, A., Dahm, C., Erséus, C., Ewel, K.C., Kneib, R.T., Moldenke, A., Palmer, M.A., Snelgrove, P., Strayer, D., & Weslawski, J.M. (2001) The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems*, **4**, 430–451.

- MacArthur, R.H. & Pianka, E.R. (1966) On Optimal Use of a Patchy Environment. *American Naturalist*, **100**, 603–609.
- Marques, M.D., Golombek, D. & Moreno, C. (2003) Adaptação Temporal. In N. Marques & L. Menna-Barreto (Eds.), *Cronobiologia: princípios e aplicações* (pp. 55–98). São Paulo: Universidade de São Paulo e Fiocruz.
- Mazzer, A.M. & Dillenburg, S. (2009) Variações temporais da linha de costa em praias arenosas dominadas por ondas do sudeste da ilha de Santa Catarina (Florianópolis, SC, Brasil). *Pesquisas em Geociências*, **36**, 117–135.
- Pianka, E.R. (2011) *Evolutionary Ecology*. Austin: Eric R. Pianka (eBook).
- R Core Team. (2015) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- Veloso, V.G. & Neves, G. (2009) Praias Arenosas. In P.C. Renato & S. Abílio (Eds.), *Biologia Marinha* (pp. 339–360). Rio de Janeiro: Interciência.
- Yannicelli, B., Palacios, R., & Gimenez, L. (2001) Activity rhythms of two cirolanid isopods from an exposed microtidal sandy beach in Uruguay. *Marine Biology*, **138**, 187–197.
- Yannicelli, B., Palacios, R., & Gimenez, L. (2002) Swimming ability and burrowing time of two cirolanid isopods from different levels of exposed sandy beaches. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **273**, 73–88.

Assembléia de poliquetas (Polychaeta) bentônicos ao longo de um gradiente de salinidade estuarino

Schmidt, A.D., Pinheiro-Silva, L., Segal, B.

Introdução

Os estuários são sistemas semi-fechados, onde a água doce e a água do mar se misturam, promovendo uma combinação única de características físicas e químicas (Castro & Huber 2012). Nesses ambientes a salinidade é um dos principais condutores do funcionamento ecossistêmico, sendo uma das variáveis mais utilizadas para identificar possíveis efeitos na estruturação de comunidades bentônicas (Montague & Ley 1993, McIvor et al. 1994, Alber 2002, Ysebaert & Herman 2002, Montagna et al. 2002, Kimmel & Roman 2004). Muitos estudos têm proposto que a variabilidade da salinidade poderia atuar como um distúrbio, por produzir habitats instáveis, sendo um possível indicador de perturbação bentônica e, portanto, um condutor da dinâmica da comunidade (Wolff 1983, Attrill 2002, Diggelen & Montagna 2015).

A vida em um estuário exige adaptações dos organismos que giram em torno, principalmente, da necessidade de se adaptar aos extremos dessa salinidade. Dentre esses organismos estuarinos destaca-se a infauna, composta pelos organismos que dominam as planícies de maré e que tem o hábito de se enterrar no sedimento, como os anelídeos poliquetas (Castro & Huber 2012). Esses organismos que vivem em fundos não consolidados apresentam uma íntima relação com o sedimento (Soares-Gomes, Pitombo & Paiva, 2009). Nos fundos mais arenosos predominam as formas vageis, principalmente no epipsâmon, enquanto que nos fundos lamosos e de areia fina, que são mais estáveis e estruturalmente mais coesos, predominam as formas sésseis e sedentárias que vivem em tubos ou constroem galerias no endopsâmon (Soares-Gomes et al 2009).

A relação entre o sedimento e os animais a ele associados pode ser muito diversa, onde a capacidade de escavação de organismos móveis, de fixação de organismos

sésseis, o tipo de alimentação, entre outras características dessa infauna, pode influenciar desde a oxigenação do sedimento até as suas características estruturais (Soares-Gomes et al. 2009). Em relação às características estruturais, qualquer organismo que altere a capacidade de mobilização do sedimento, aumentando ou diminuindo a resistência desse meio à mobilidade, é considerado bioestabilizador ou bioturbador de sedimentos (Soares-Gomes et al. 2009). Dentre esses organismos, os anelídeos poliquetas são considerados tanto bioestabilizadores, devido à formação de galerias e tubos, que geram uma estabilidade fixa no sedimento, facilitando o assentamento de outros organismos; quanto bioturbadores, devido ao processo de alimentação de alguns grupos (formas depositívoras, por exemplo), que podem alterar a coesão do sedimento original, através da defecação de resíduos livres ou na forma de pelotas fecais (Soares-Gomes et al. 2009).

Neste âmbito, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a composição e abundância de poliquetas bentônicos ao longo do gradiente de salinidade em um estuário antropizado, a fim de testar as hipóteses de que: 1) ao longo do gradiente decrescente de salinidade será encontrada uma maior abundância de poliquetas bentônicos; e, 2) o aumento na abundância de *Laeonereis culveri* favorece o aumento da abundância total de poliquetas, devido ao seu papel como bioestabilizador do sedimento.

Material e métodos

Área de Estudo

Os dados foram coletados no canal sangradouro que deságua na Praia do Matadeiro, Florianópolis/SC (Figura 21.1).

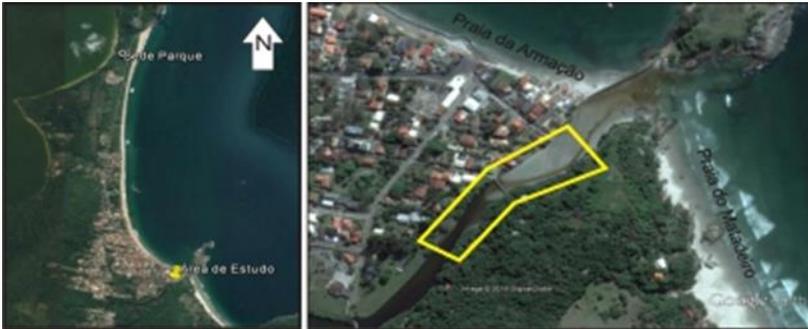


Figura 21.1. Praia do Matadeiro (a) e área de amostragem (b), indicando-se a parte média da zona mesolitoral.

Coleta de dados

A coleta de dados foi realizada em 10 transecções distantes 10 metros entre si e distribuídos ao longo de um gradiente de salinidade. Em cada transecção foram coletadas três amostras de sedimento, sendo uma na margem direita (com vegetação), uma no centro e outra na margem esquerda do canal sangradouro (sem vegetação) (Figura 21.2).

Para coleta das amostras de sedimento utilizou-se um amostrador do tipo “Core” com diâmetro interno de 14,5cm, sendo enterrado a uma profundidade de 10 cm. As amostras coletadas foram peneiradas com uma malha de 1000 μm . Os organismos coletados foram acondicionados em frascos, etiquetados e fixados com álcool a 70% para posterior identificação. Em laboratório, procedeu-se à identificação e contagem de todos os organismos coletados. A identificação das espécies foi realizada com auxílio de especialista (Ricardo F. Freitas) e bibliografia específica (Amaral & Nonato 1996, Amaral 2013) (Figura 21.3).

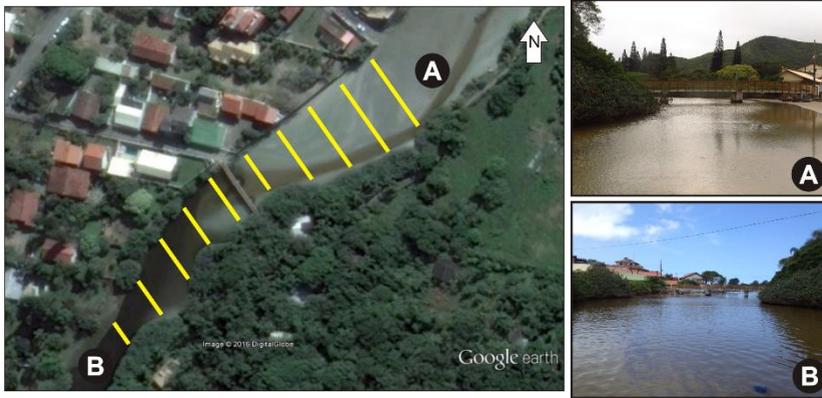


Figura 21. 2. Localização das transecções onde foram efetuadas as coletas de sedimento. (A) Vista jusante-montante da área estudada. (B) Vista montante jusante da área estudada.

A salinidade foi aferida no ponto central de cada transecto, com auxílio de um refratômetro da marca Eloptron, no intuito de verificar o gradiente de salinidade existente no local de estudo. Convém destacar, contudo, que o ambiente sofre variações hidrodinâmicas relacionadas ao aporte fluvial bem como à influência da maré. Deste modo, os dados registrados representam um retrato pontual, sujeito a alterações físicas e químicas associadas, conforme pode ser inferido a partir da observação da série histórica de imagens apresentada na Figura 21.4.

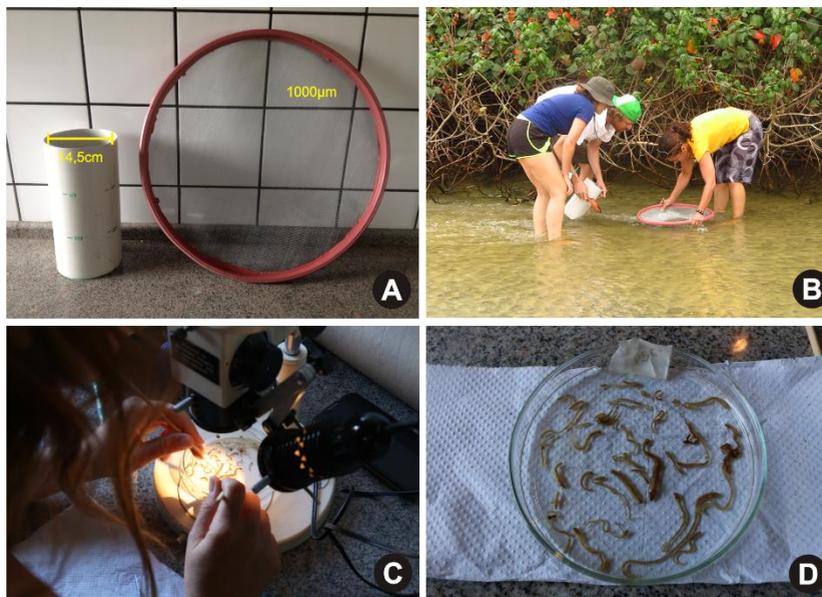


Figura 21. 3. Procedimentos de amostragem e triagem dos organismos coletados. A, Amostrador tipo Core e peneira utilizados para coleta; B, Coleta de poliquetas bentônicos. C, Triagem do material coletado; D, Espécimes identificados.



Figura 21. 4. Série histórica de imagens aéreas da área estudada. Nota-se as distintas configurações do canal sangradouro ao longo do tempo, associadas a variações no aporte fluvial e marinho.

Análises estatísticas

Para analisar a composição e abundância de espécies de poliquetas ao longo do gradiente de salinidade, procedeu-se inicialmente a uma análise exploratória dos dados (AED) conforme proposto por Zuur et al. (2010), aferindo a média, desvio-padrão, o mínimo e máximo das variáveis medidas (salinidades, espécies e pontos), bem como através de análises gráficas no ambiente de programação R (R Core Team 2015).

A fim de avaliar a relação entre a abundância de poliquetas e o gradiente de salinidade foi realizada uma análise canônica de coordenadas principais (CAP), com dissimilaridade de Bray-Curtis; e um modelo generalizado linear (GLM), com distribuição de Poisson. Para explorar a relação entre a abundância de *Laonereis culveri* e a abundância de poliquetas bentônicos, utilizou-se um modelo linear generalizado (GLM), com distribuição de Poisson.

Resultados

Foram registradas um total de três espécies: *Capitella* sp., *Heteromastus similis* e *Laeonereis culveri* (Figura 21.5). A partir da análise da abundância dos indivíduos foi possível observar a dominância da espécie *L. culveri*, representando 89% da abundância total (Tabela 21.1; Figura 21.6). A abundância relativa das espécies em cada ponto amostral também revela um predomínio da espécie *L. culveri*, com exceção dos pontos próximos à praia, P1, onde registrou-se apenas 1 indivíduo de *L. culveri* e 2 indivíduos da espécie *Capitella* sp., e P3 onde registrou-se um indivíduo de cada espécie (*Capitella* sp. e *L. culveri*) (Figura 21.6).



Figura 21. 5. Espécies identificadas na área de estudo. A, *Capitella* sp.; B, *Heteromastus similis*; C, *Laeonereis culveri*.

Tabela 21. 1. Riqueza, abundância, densidade média por ponto (cm²) de poliquetas, desvio padrão (DP) e salinidade.

Pontos	Riqueza	Abundância	Densidade Média	DP	Salinidade
P1	2	3	0,006	0,006	32
P2	1	1	0,002	0,003	28
P3	2	2	0,004	0,007	26
P4	1	3	0,006	0,010	26
P5	2	4	0,008	0,007	24
P6	2	9	0,018	0,026	24
P7	2	20	0,040	0,015	24
P8	2	41	0,083	0,046	23
P9	3	66	0,133	0,070	23
P10	3	95	0,192	0,055	23

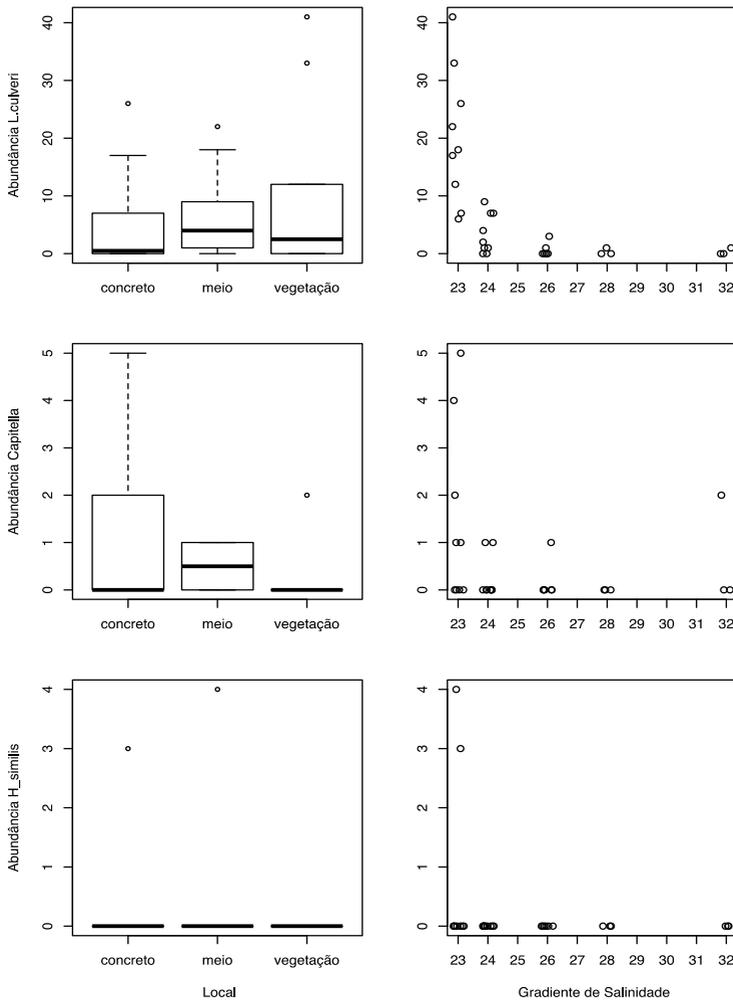


Figura 21. 6. Diagrama de extremos e quartis da abundância das três espécies de poliquetas entre os locais de amostragem e ao longo do gradiente de salinidade. A linha transversal no interior das caixas representa a mediana.

A densidade total de indivíduos por cm² variou de zero a 0,248 entre os pontos amostrados, sendo que os pontos situados mais à montante do canal, caracterizados por apresentar uma menor salinidade, foram aqueles onde registraram-se os maiores valores de densidade de indivíduos por área (Figura 21.7; Tabela 21.1), principalmente da espécie *L. culveri*.

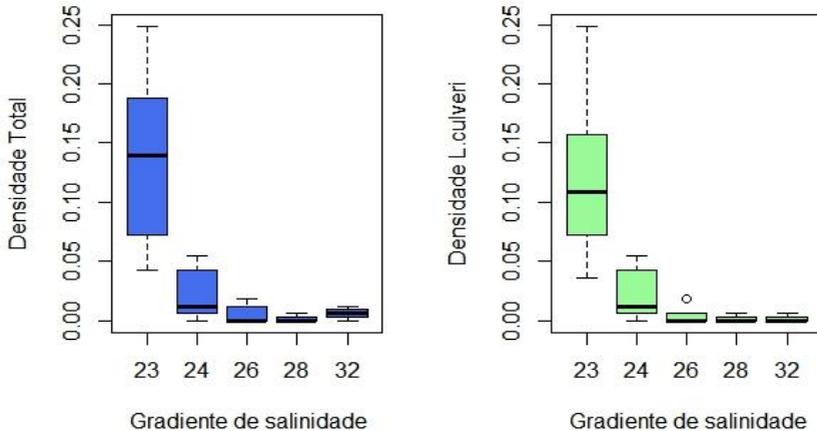


Figura 21. 7. Diagrama de extremos e quartis da densidade total de poliquetas e densidade de *L. culveri* (cm²) ao longo do gradiente de salinidade. A linha transversal no interior das caixas representa a mediana.

Através da análise canônica de coordenadas principais (CAP) é possível observar que os dois primeiros eixos concentraram fatores responsáveis por 25,09% da variação total apresentada pelos dados (Figura 21.8). O eixo 1, explicando 23,18% da variabilidade dos dados, foi formado pela coordenada positiva salinidade, e o eixo 2, explicando 1,91% da variabilidade dos dados foi formado pela localização dos pontos amostrados: vegetação (positivo), concreto (negativo) e meio (negativo).

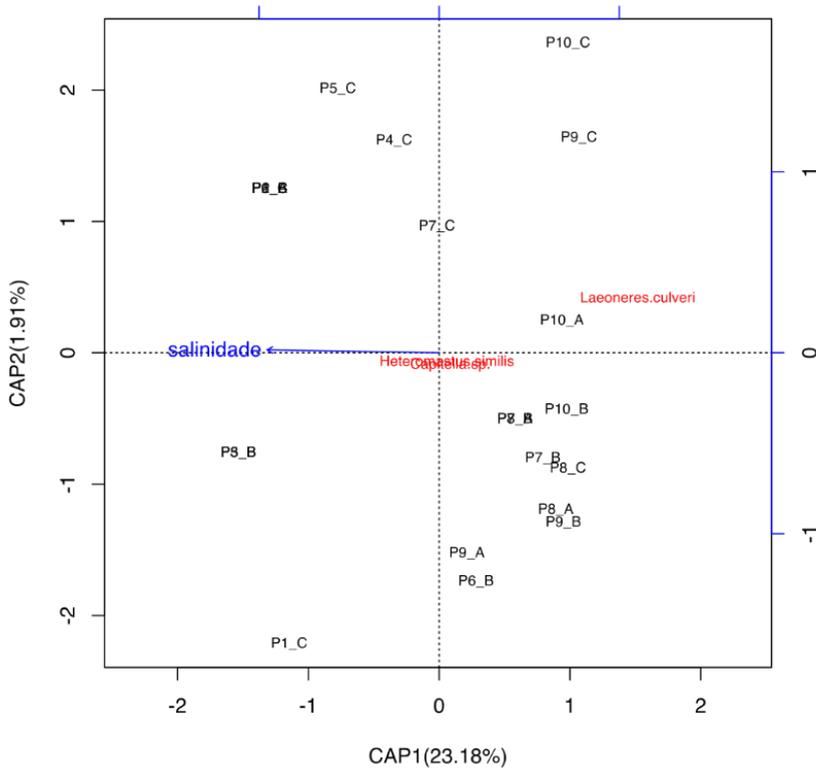


Figura 21. 8. Resultado da análise canônica de coordenadas principais (CAP).

Através da análise do resultado do modelo linear generalizado (M1; Tabela 21.2) construído para avaliar a relação entre a abundância total de poliquetas bentônicas e o gradiente de salinidade foi possível observar que o gradiente de salinidade é inversamente relacionado à abundância total de poliquetas bentônicas ($p < 0,001$), e que no local de coleta com presença de vegetação ocorreu uma maior abundância de poliquetas bentônicas ($p = 0,0386$). Esses resultados, juntamente com a análise canônica de coordenadas principais (CAP) evidenciam que o aumento da abundância

de poliquetas bentônicos é inversamente relacionado com o gradiente de salinidade, corroborando nossa primeira hipótese, de que ao longo do gradiente decrescente de salinidade será encontrada uma maior abundância de poliquetas bentônicos.

A partir da análise do resultado do modelo linear generalizado (M₄; Tabela 21.2) construído para avaliar o papel de *L. culveri* como bioestabilizador do sedimento foi possível observar que a abundância de *L. culveri* favorece o aumento da abundância de *H. similis* (M₄; $p = 0,022$), porém não favorece o aumento da abundância de *Capitella* sp. (M₃; $p = 0,4408$), o que corrobora em parte a nossa segunda hipótese de que *L. culveri* favorece o aumento da abundância total da assembléia de poliquetas, devido ao seu papel como bioestabilizador do sedimento.

Tabela 21. 2. Resultado dos modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição de Poisson.

Modelo	AIC	R²
M1: Abundância total ~ Salinidade + Local	230,10	0,649
M2: Abundância total ~ Salinidade	231,19	0,637
M3: <i>L. culveri</i> ~ <i>Capitella</i> + <i>H. similis</i> + Salinidade + Local	192,33	0,726
M4: <i>L. culveri</i> ~ <i>H. similis</i> + Salinidade + Local	190,92	0,725
M5: <i>L. culveri</i> ~ <i>Capitella</i> + <i>H. similis</i>	423,74	0,123

Discussão

Gutiérrez et al. (2000) estudando a distribuição espacial e temporal de poliquetas bentônicos na Argentina, também verificaram a dominância de *L. culveri*, além de *H. similis* em suas amostragens. O aumento da abundância da espécie *L. culveri* ao longo do gradiente decrescente de salinidade, como encontrado no presente estudo, foi igualmente registrado por Corbisier (1991) em um ambiente estuarino no estado de São Paulo. Segundo a autora, o padrão de distribuição da espécie não teve correlação com as características do sedimento, devido a sua homogeneidade, contudo uma maior abundância de *L. culveri* foi registrada em ambientes com salinidade inferior a 10.

Os dados do presente estudo demonstram que a espécie *L. culveri* tolera diferentes condições de salinidade, indicando, contudo, a preferência desta espécie por ambientes com menor salinidade. De acordo com Pampli et al. (2007), essa espécie pode ser encontrada tanto em praias quanto em áreas mais estuarinas, demonstrando a elevada tolerância da espécie a diferentes condições de salinidade. Diggelen & Montagna (2015) analisando as comunidades de macrofauna de cinco estuários que se encontravam em um gradiente climático no litoral do Texas, fizeram comparações dentro e entre estuários com diferentes regimes de inundação a fim de simular eventos de perturbação (influxo climático) e distúrbios de pulso (inundações) na manutenção da estabilidade da comunidade. Os autores observaram que a variação da salinidade foi mais correlacionada à diversidade bêntica para cada sistema estuarino do que a salinidade média, demonstrando a importância da variação de salinidade para estruturação da comunidade de poliquetas.

Martin et al. (2004) estudando a distribuição espacial e temporal de espécies de poliquetas constatou que *L. culveri* foi a espécie dominante tanto em locais caracterizados pela alta presença de argila e matéria orgânica, quanto em locais associados a bancos de areia caracterizados pela presença de areia fina e baixa quantidade de matéria orgânica. Esta diversidade de ambientes na qual a espécie é dominante pode ser atrelada ao comportamento oportunista que a mesma apresenta devido ao seu ciclo de vida relativamente curto e estratégia de uma rápida recolonização do sedimento (Netto & Lana 1994, Omena & Amaral 2000). Martin et al. (2004) corroboram com esta afirmativa, ao observar que *L. culveri* apresenta baixa correlação com aspectos sedimentológicos e uma alta adaptabilidade a diferentes concentrações de salinidade.

Assim como outros Nereididae, a espécie *L. culveri* é primordialmente omnívora (depositívora) e constitui uma importante ligação na cadeia alimentar marinha, sendo predada por peixes, aves costeiras e outros invertebrados (Pampli et al. 2007). Somado ao valor ecológico da espécie, *L. culveri* tem sido empregada como indicador de ambientes estressados, sendo a espécie dominante em ambientes urbanizados e, por outro lado, apresentando reduzidas densidades em área preservadas (Pagliosa & Barbosa 2006).

No que tange à estruturação da comunidade bentônica, Martin et al. (2004) observaram que a presença de *L. culveri* está associada a uma menor diversidade de espécies, ou seja, em locais com menor abundância de *L. culveri* registrou-se uma maior abundância de outras espécies, contrário ao observado no presente estudo, onde observou-se que *L. culveri* está associada a uma maior ocorrência da espécie *H. similis*.

Conclusão

Os resultados obtidos neste estudo apontam que o gradiente de salinidade apresenta forte influência na estruturação e composição de comunidades de poliquetas bentônicas. Sugere-se que mais estudos sejam realizados a fim de acompanhar as variações do gradiente de salinidade, em diferentes escalas de tempo, e sua influência sobre a comunidade de poliquetas bentônicas.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à Professora Tatiana Leite pelas valiosas contribuições no desenvolvimento da pesquisa, bem como aos colegas Ricardo F. Freitas pelo auxílio na identificação das espécies e Eduardo Giehl pelo auxílio com as análises estatísticas. Além disso, gostaríamos também de agradecer à equipe de professores, pós-doutorandos e colegas de turma pelo auxílio em todas as etapas da realização desse trabalho.

Bibliografia

- Alber, M. (2002) A conceptual model of estuarine freshwater inflow management. *Estuaries*, **25**, 1246–1261.
- Cornisier, T.N. (1991). Benthic macrofauna of Sandy intertidal zone at Santos estuarine system, São Paulo, Brazil. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, **39**, 1–13.

- Gutiérrez, J., Palomo, G., & Iribarne, O. (2000) Patterns of abundance and seasonality of polychaetes sheltering in southwestern atlantic estuarine epibenthic shell beds. *Bulletin of Marine Science*, **67**, 165–174.
- Martin, J.P., Bastida, R., & Trassens, M. (2004) Polychaete assemblages of intertidal mixohaline flats of Bahía Samborombón (La Plata River Estuary-Argentina). *Thalassas*, **20**, 39–53.
- Montague, C.L. & Ley, J.A. (1993) A possible effect of salinity fluctuation on abundance of benthic vegetation and associated fauna in northeastern Florida Bay. *Estuaries*, **16**, 703–717.
- McIvor, C.C., Ley, J.A., & Bjork, R.D., (1994) Changes in freshwater inflow from the Everglades to Florida Bay including effects on the biota and biotic processes: a review. In S.M. Davis & J.C. Ogden (Eds.), *Everglades: The Ecosystem and Its Restoration* (pp. 117–146). Delray Beach: St. Lucie Press.
- Montagna, P.A., Kalke, R.D., & Ritter, C. (2002) Effect of restored freshwater inflow on macrofauna and meiofauna in upper Rincon Bayou, Texas, USA. *Estuaries*, **25**, 1436–1447.
- Netto, S.A. & Lana, P.C. (1994) Effects of sediment disturbance on the structure of benthic fauna in a subtropical tidal creek of southeastern Brazil. *Marine Ecology Progress Series*, **106**, 239–247.
- Omena, E.P. & Amaral, A.C.Z. (2000) Population dynamics and secondary production of *Laeonereis acuta* (Treadwell, 1923) (Nereididae: Polychaeta). *Bulletin of Marine Science*, **67**, 421–431.
- Pagliosa, P.R. & Barbosa, F.A.R. (2006) Assessing the environment-benthic fauna coupling in protected and urban areas of Southern Brazil. *Biological Conservation*, **29**, 408–417.
- Pamplin, P.A.Z., Almeida, T.C.M., & Silva-Filho, J.P. New record of *Laeonereis acuta* (Treadwell, 1923) (Nereididae: Polychaeta) in Northeast coast of Brazil. *Biota Neotropica*, **7**, 1676–0603.

- R Core Team. (2015) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- Soares-Gomes, A., Pitombo, F.B., & Paiva, P.C. (2009) Bentos de Sedimentos Não Consolidados. In R.C. Pereira & A. Soares-Gomes. *Biologia Marinha* (pp. 319–337). Rio de Janeiro: Editora Interciência.
- Van Diggelen, A.D. & Montagna, P.A. (2015) Is Salinity Variability a Benthic Disturbances in Estuaries? *Estuaries and Coasts*, **39**, 967–980.
- Ysebaert, T. & Herman, P.M.J. (2002) Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft-sediment environment. *Marine Ecology Progress Series*, **244**, 105–124.

Diferenças e similaridades nos conhecimentos ecológicos locais sobre arraias entre pescadores, moradores e turistas da praia da Armação (Florianópolis, SC)

Freitas, R.F.; Machado, L.P.; Freitas, R.H.A.; Hanazaki, N.

Introdução

As arraias, ou raias, pertencem à subclasse Elasmobranchii juntamente com os tubarões, possuem esqueleto cartilaginoso cujos ossos verdadeiros podem ser encontrados nas bases de dentes e denticulos dérmicos (Castro 1983). Globalmente, acredita-se que existem aproximadamente 1112 espécies de elasmobrânquios, sendo 633 espécies de raias (Last et al. 2016). No Brasil, o número de raias é de 70 espécies (Rosa & Gadig 2014).

Muitas espécies de raias são caracterizadas por apresentarem crescimento lento, maturação sexual tardia e baixa fecundidade quando comparadas aos peixes ósseos (Stevens et al. 2000). Esses animais estão entre os principais mesopredadores marinhos, além de promoverem importantes ligações entre níveis tróficos superiores e inferiores, desempenhando um papel importante na cadeia alimentar no ecossistema (Ellis et al. 1996, Vaudo & Heithaus 2011). Devido a essas características do grupo, as populações têm potencial limitado para se recuperar da sobrepesca e da pesca acidental ("bycatch") e ainda sofrem diminuição de tamanho populacional em decorrência da poluição e destruição de habitats (Musick 2005, Camhi et al. 2009). Diversas espécies têm sido incluídas na lista vermelha de espécies ameaçadas da "International Union for Conservation of Nature e Natural Resources - IUCN" (Camhi et al. 1998), sendo que em 2010 um total de 539 espécies de raias constavam nessa lista (IUCN 2010).

Ao longo do sul do Brasil, é comum encontrar raias nas pescarias (Vooren & Klippel 2005, Costa & Chaves 2006, Dias-Neto 2011) e suas capturas ocorrem juntamente a

espécies comercialmente importantes como o linguado *Paralichthys* spp., corvina *Micropogonias furnieri* e pescadas *Cynoscion* spp. Em Santa Catarina, a pesca de emalhe é responsável por 43,26% dos desembarques de elasmobrânquios, incluindo arraias e tubarões, e as demais modalidades (arrasteiros de parelha, de popa e de tangones) por 56,74 % destas (SBEEL 2005). No entanto, há uma dificuldade no manejo dos estoques desses organismos cartilaginosos, pois informações cruciais sobre a biologia básica e dinâmica populacional são escassas (SBEEL 2005, Heithaus et al. 2008, Aguiar & Valentin 2010, Palmeira 2012).

Para uma melhor compreensão desses organismos marinhos, têm surgido alternativas para o seu estudo, como a etnobiologia marinha, a qual foca nos estudos sobre as relações entre sociedades humanas e comunidades bióticas marinhas de ecossistemas oceânicos (Thaman 1994). Uma dessas sociedades são representadas pelas populações de pescadores e moradores de regiões costeiras que são caracterizadas por possuírem uma relação íntima com a natureza, relacionada com sua reprodução sócio-cultural, religiosa e econômica, possuindo conhecimentos e transmitindo-os de forma tradicional (Pereira & Diegues 2010, Diegues et al. 2000). Em estudos de etnoecologia, o conceito de Conhecimento Ecológico Local é muito utilizado, sendo um conjunto de crenças e conhecimentos acumulados a respeito do ambiente por observação e experiência direta, passado entre gerações (Berkes & Folke 2000).

Assim, a abordagem etnobiológica abre caminhos para o diálogo e a troca de conhecimentos entre o meio acadêmico e comunidades tradicionais/locais (Hornke 2017). As pesquisas também devem respeitar a cultura local e reconhecer a contribuição da comunidade sem imposição de ideias do pesquisador, além de utilizar linguagem apropriada e respeitar a dinâmica dos entrevistados (Hanazaki & Freitas 2011). Devido ao reduzido número de informações acadêmicas publicadas sobre raias no Brasil e ausência de estudos em Florianópolis com esse tipo de abordagem, o presente trabalho pode trazer importantes contribuições sobre os conhecimentos ecológicos locais relativos ao tema. Assim, o objetivo do trabalho foi avaliar o conhecimento da população de moradores locais, pescadores e turistas da praia da Armação sobre a ocorrência, distribuição, reprodução e alimentação das espécies de

raias. A hipótese desse estudo foi que os moradores locais e pescadores da praia da Armação possuem maior conhecimento ecológico sobre as raias do que turistas; e os pescadores devem conhecer mais as raias que os moradores.

Material e Métodos

Área de estudo

O trabalho foi realizado ao longo das ruas e rodovias mais movimentadas da praia da Armação (Florianópolis, SC), incluindo também a área da praia da Armação onde ficam concentradas as embarcações de pesca (Figura 22.1). Conforme o Censo Demográfico de 2010 (IBGE 2011), a população desse bairro tem em torno de 2837 habitantes, sendo composto de 51,39% de mulheres e 48,61% de homens.



Figura 22. 1. Mapa com os trajetos percorridos (linha em branco) para as entrevistas na praia da Armação.

Coleta de dados

Foram efetuadas entrevistas individuais baseadas em questionários estruturados, com questões abertas e fechadas (Porcher et al. 2010), durante três dias consecutivos em novembro de 2016. As perguntas fechadas foram aquelas que buscavam respostas curtas (sim/não) e as abertas possibilitaram aos entrevistados responderem com maior liberdade. Após a aceitação por parte dos entrevistados em participar do estudo (Termo de Consentimento Livre e Esclarecido), eles foram questionados e suas respostas transcritas no momento da entrevista. O questionário (Apêndice 1) se baseou tanto em perguntas pessoais quanto em questões relacionadas à biologia/ecologia das raias (como reprodução, alimentação e área de ocorrência). Os entrevistados foram divididos em três grupos: pescadores, moradores locais e turistas. Em relação a este último grupo, foi considerado como turistas todas as pessoas que não moravam na praia da Armação.

Análise de dados

Para analisar quantitativamente o nível de conhecimento ecológico das raias quanto aos grupos de moradores locais, turistas e pescadores, cada pessoa foi classificada através de um índice de conhecimento, podendo atingir valores de 0 (nenhum conhecimento) a 5 (muito conhecimento), em relação as questões 6, 7, 10, 11 e 12 da Apêndice 2, sendo que cada uma delas tinha peso de 1 ponto.

Para verificar se existiam diferenças nos níveis de conhecimento sobre raias entre grupos, foi feito o teste de Kruskal-Wallis, seguido pelo teste a posteriori de Nemenyi (Zuur et al. 2010). O teste de Goodman (para contrastes entre e dentro de proporções multinomiais) foi adotado para verificar se haviam diferenças entre/dentre as proporções dos grupos que comem (ou não) carne de raias (Goodman 1964, 1965). Além disso, foi avaliada a relação entre o conhecimento dos entrevistados sobre as cápsulas ovíferas (ovos) de raias (variável resposta; Figura 22.2) e as diferentes respostas pessoais dos três grupos de entrevistados (variáveis explanatórias), utilizando Modelos Lineares Generalizados (*Generalized Linear Models* - GLM; Zuur et al. 2009, 2010), com distribuição binomial.

Antes da realização do GLM para a escolha das variáveis explanatórias (grupo, idade, tempo de moradia na Armação e gênero) que mais explicam o modelo, o método de seleção *stepwise* foi realizado usando a função *ordistep* (pacote *vegan*; Oksanen 2013). Testes de permutação e AIC (*Akaike Information Criterion*) foram automaticamente alcançados pelo modelo de seleção *stepwise*. Para a identificação das covariáveis colineares, foi utilizada a função VIF (*Variance Inflation Factor*) presente no pacote *car* do R (v.2.0-20; Fox & Weisberg 2015) e usando um procedimento *stepwise*, as covariáveis com valores de VIF < 4 foram removidas (O'Brien 2007). Foi usado o software estatístico R para a realização de todas as análises (R Core Team 2016) em conjunto com os pacotes *vegan* (Oksanen et al. 2013) e *ade4* (Dray & Dufour 2007). Foi utilizado um valor de 5% de significância para todos os testes estatísticos.



Figura 22. 2. Cápsulas ovígeras (ovos) de raias.

Resultados

Características dos três grupos de entrevistados

No total, foram abordadas 132 pessoas, das quais 110 foram entrevistadas e 22 recusaram participar da pesquisa. Os entrevistados foram divididos em 3 grupos, sendo que 25 eram pescadores, 43 moradores locais e 42 turistas. Foram entrevistados 69

homens entre 21 e 80 anos e 41 mulheres entre 19 e 78 anos. Os entrevistados apresentaram diferentes profissões/ocupações, sendo as mais recorrentes: pescador (25), estudante (8), vendedor (6), do lar (5), autônomo (5), artesão (5), professor (4), administrador (4), pintor (4); além de aposentado (9). As demais profissões/ocupações citadas com pouca frequência (menos que três pessoas por ocupação) foram consideradas na categoria "Outros" (35).

Dentre os entrevistados pertencentes ao grupo de turistas, 13 estavam visitando a praia da Armação pela primeira vez; 4 frequentam a praia diariamente; 14 semanalmente; 7 mensalmente; 3 anualmente. No grupo de moradores locais, 12 vivem na Armação de 1 a 5 anos; 6 de 6 a 10 anos; 4 de 11 a 15 anos; 3 de 16 a 20 anos; e 41 vivem na Armação há mais de 20 anos.

De um total de 48 entrevistados que pescam, 25 responderam que utilizam a pesca como profissão. Dos entrevistados que utilizam a pesca como profissão, o tipo de pesca mais frequente foi rede de arrasto de fundo (10), linha (15), rede de cerco flutuante (5) e tarrafa (5). Quando perguntado a esses entrevistados se já pescaram raias, 34 afirmaram já terem pescado alguma vez, contra 14 que disseram nunca ter pescado raias. Cerca de 90% dos pescadores afirmaram que o petrecho de pesca que mais captura raias é a rede de arrasto de fundo, seguido pela linha.

A maior parte dos pescadores afirmou que come carne de raias (96%), seguidos pelos moradores locais (77%) e turistas (31%). Existiram diferenças significativas na proporção de entrevistados com relação ao consumo de raias entre e dentro dos grupos (Figura 22.3).

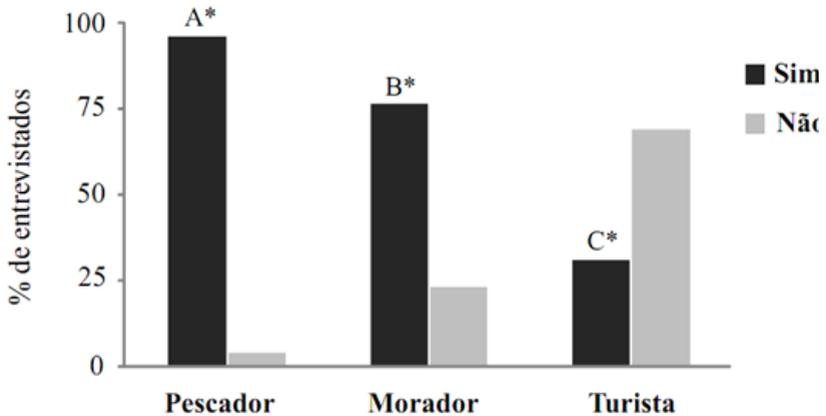


Figura 22. 3. Proporção de entrevistados por grupos que consomem (ou não) raias. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os grupos (Teste de Goodman, 1964; $G_{\text{calculado}} > G_{\text{crítico}} = 2,39$), enquanto que o asterisco (*) indica diferença dentro de cada grupo (Teste de Goodman, 1965; intervalo de confiança não inclui o valor zero para $A_{\text{crítico}} = 3,84$).

Conhecimento dos grupos de entrevistados sobre raias

De acordo com os pescadores, as raias mais pescadas são: "Jereva" (*Gymnura altavela*), "Ticonha" e "Boi", sendo ambas pertencentes ao mesmo táxon (*Rhinoptera sp.*); e "Amarela" (*Dasyatis sp.* ou *Hypanus sp.*) (Figura 22.4). Muitos dos nomes populares citados pelos pescadores correspondem aos mesmos táxons. Por exemplo, as raias dos táxons *Dasyatis sp.* e *Hypanus sp.* foram citadas como "Amarela", "Chicote", "Manteiga" ou "Prego".

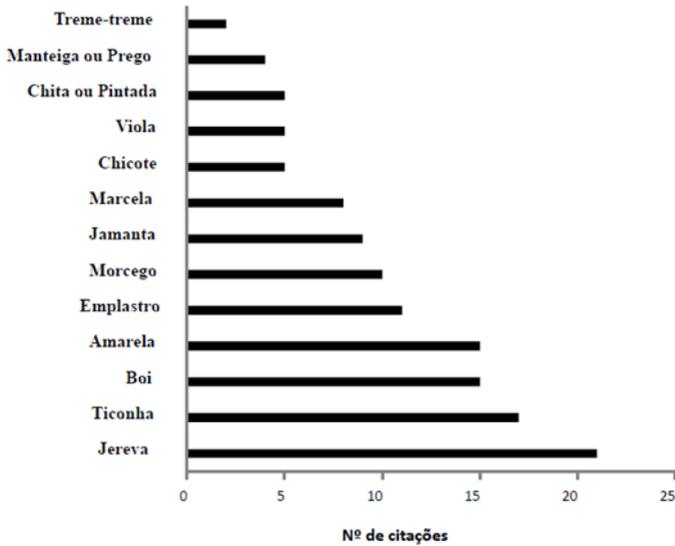


Figura 22. 4. Número de citações de nomes populares de raias pelos 25 pescadores entrevistados.

Houve diferenças significativas (Kruskal-Wallis: $H_{0,05;2} = 56,0$; $p < 0,001$) entre os grupos em relação ao nível de conhecimento sobre raias. O valor médio do nível de conhecimento dos pescadores foi significativamente maior do que dos outros dois grupos e o do grupo dos moradores locais foi superior ao dos turistas (Figura 22.5).

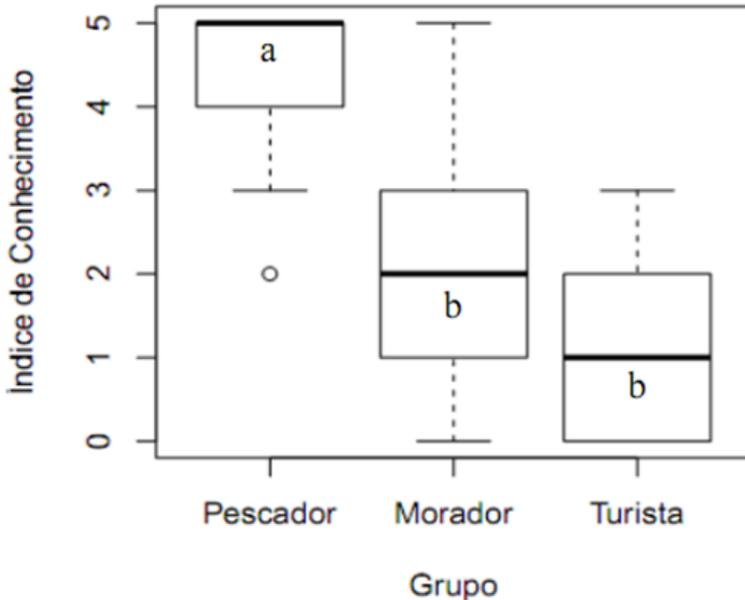


Figura 22. 5. Mediana (traço espesso dentro do quadrado) dos valores de índice de conhecimento sobre raias entre três diferentes grupos. Letras diferentes indicam diferenças significativas (Nemenyi; $p < 0,05$). Caixas delimitam o intervalo entre o 1° e o 3° quartil (25-75% das observações); linhas pontilhadas e traços fora das caixas indicam mínimos e máximos; círculo identifica observação extrema (“outlier”).

Após a aplicação do *stepwise* no GLM realizado, as variáveis explanatórias “Gênero” (Masculino/Feminino) e “Grupo” foram as que mais explicaram o modelo. Em relação a esses resultados, foi constatado que o grupo turista teve um valor de reconhecimento do ovo de raia significativamente menor que os moradores locais e pescadores. E entre gêneros, constatamos que o masculino (valor de reconhecimento = $0,60 \pm 0,06$) é a variável que mais explica as diferenças, tendo valores de reconhecimentos da estrutura de ovo de raias significativamente superiores que entrevistados do gênero feminino ($0,19 \pm 0,06$) (Tabela 22.1). Além disso, mesmo quando o grupo de pescadores (composto somente por pessoas do gênero masculino) foi excluído da

análise, também foi verificado que o gênero masculino ($0,34 \pm 0,40$) possuiu valores de reconhecimento significativamente maiores ($p < 0,05$) que o feminino (Tabela 22.1).

Tabela 22. 1. Reconhecimento (Sim/Não) da cápsula ovígera de raia entre diferentes grupos e gêneros.

	Erro padrão	Z	P
Intercepção	0,423	-2,217	*
Pescador	1,106	2,731	**
Turista	0,572	-2,803	**
Masculino	0,552	1,980	*

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

Com relação às perguntas sobre conhecimento biológico e ecológico das raias, as respostas foram variadas entre os grupos e são mostradas na Tabela 22.2.

Tabela 22. 2. Principais respostas dos entrevistados em relação às perguntas sobre a biologia/ecologia das raias.

Grupo	Pergunta		
	Sabe diferenciar o macho da fêmea?	Sabe onde elas ocorrem?	Sabe o que elas comem?
Pescador (N = 25)	O órgão sexual dos machos é bem visível (100%)	Ilha do Campeche (44%); alto mar (32%); regiões profundas (16%); qualquer lugar no mar (8%)	Diferentes invertebrados/peixes (72%); crustáceos (28%)
Morador (N = 43)	Pelo órgão sexual maior nos machos (100%)	Regiões profundas (43%); alto mar (38%); Ilha do Campeche (19%)	Peixes (36%); crustáceos (36%); diferentes invertebrados/peixes (28%)
Turista (N = 42)	Não souberam diferenciar	Alto mar (68%); regiões profundas (32%)	Peixes (62%); diferentes invertebrados/peixes (38%)

Discussão

Uma vez que a integração dos conhecimentos acadêmicos e conhecimentos localmente construídos favorece uma análise contextualizada, (Carlsson & Berkes 2005), o presente estudo também pode ser usado nesse sentido. Os pescadores demonstraram ter um maior conhecimento sobre a ecologia e a biologia das raias do que os moradores locais e turistas. Embora não compreendam espécies-alvo da pesca local, quase todos os pescadores pescam e consomem raias. As diferenças observadas em relação ao gênero poderiam ser explicadas pelo fato de que todos os pescadores eram

do gênero masculino e por estarem em maior contato com esses animais, contudo, observaram-se diferenças mesmo com a exclusão dos pescadores, e o gênero masculino ainda assim apresentou maior conhecimento. As informações que os entrevistados deram com relação à alimentação das raias corroboraram com a literatura, que cita os peixes, crustáceos e moluscos como principais componentes da alimentação desses animais (Stehmann et al. 1978, Carvalho-Filho 1992). Outro ponto a se destacar é que apesar das respostas obtidas quanto à ocorrência das raias serem muito similares entre os grupos, os pescadores apresentaram respostas mais diversas e completas e em concordância com a literatura científica (Michael 1993). Em relação aos outros dois grupos, as respostas eram geralmente mais vagas e não muito detalhadas. Percebemos que às respostas “alto mar” e “regiões profundas são mais comuns para os grupos de moradores e turistas que para os pescadores. O grupo dos turistas apresenta maior desconhecimento da presença de raias em regiões rasas e não tão distantes da população humana como eles acreditam, como é o caso das espécies do gênero *Dasyatis* (0-53m de profundidade), *Gymnura* (5-100m) e *Myliobatis* (1-130m), por exemplo (Uyeno et al. 1983, Brito 1991, Bernardes et al. 2005).

Segundo a Portaria Nº445 de 2014 do Ministério do Meio Ambiente, atualmente, algumas espécies de raias estão na Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção, sendo elas pertencentes aos gêneros: *Atlantoraja*, *Dasyatis*, *Gymnura*, *Rioraja*, *Sympterygia*, *Myliobatis*, *Rhinobatos*, *Zapteryx*, dentre outros. As espécies constantes da Lista são classificadas nas categorias Criticamente em Perigo (CR), Em Perigo (EN) e Vulnerável (VU), ficando protegidas de modo integral, incluindo a proibição de captura, o transporte, armazenamento, guarda, manejo, beneficiamento e a comercialização (MMA 2014). Apesar da existência de um instrumento legal, há um esforço crescente de pesca devido ao número de embarcações, pelo incremento tecnológico e pela fiscalização ineficaz exercida pelos órgãos responsáveis pela gestão da pesca (Occhialini et al. 2012), associada a constante anulação e reestabelecimento dessa Portaria. Além disso, percebemos que o consumo de raias ocorre principalmente devido às capturas acidentais (*bycatch*) e, portanto, mesmo que a pesca desses peixes não seja o alvo comercial, eles continuarão sofrendo impacto.

Ao longo do trabalho, foi constatado que a pesca de raias ocorre com mais frequência quando os pescadores utilizam redes de arrasto de fundo. Esses tipos de redes interceptam as áreas de distribuição dos neonatos e juvenis, principalmente em águas costeiras mais rasas e na plataforma continental, respectivamente, não havendo refúgio para os elasmobrânquios (Vooren & Klippel 2005, Kotas et al. 2008). Como comentado anteriormente, as características peculiares dos elasmobrânquios (e.g., crescimento lento, baixa fecundidade e maturação tardia) os tornam mais vulneráveis à sobrepesca, chegando ao ponto de colapso se nenhuma medida for adotada (Vooren 1997, SBEEL 2005, Camhi et al. 2009, ICMBIO 2016). Além disso, os pescadores relataram que essa rede captura diversos outros organismos (como polvos, lulas, peixes sem interesse comercial e pequenos invertebrados) que às vezes são devolvidos ao mar mortos, mas podem também ser consumidos.

O aumento da demanda internacional pela carne de diversas raias, como as da família Rajidae, ocasionou um acréscimo na intensidade da pesca desses peixes (Mazzoleni & Schwingel 1999). A carne de elasmobrânquios (raias e tubarões) é vendida como cação tanto em restaurantes quanto em mercados e, assim, os consumidores não têm consciência de que estão comprando carne de tubarão e raia (Bornatowski et al. 2013). Essa rotulação de maneira errada pode impossibilitar os consumidores de tomarem decisões a respeito do consumo da carne de elasmobrânquios, interferindo nos esforços para reduzir tal consumo (Bornatowski et al. 2013). Segundo os pescadores entrevistados, ainda ocorre a venda da carne de raias para peixarias e restaurantes na praia da Armação, onde a carne é frequentemente embutida em pirão e casquinha de siri. Tal situação é ainda mais alarmante porque pouco se sabe do estado de conservação de várias espécies no Brasil, além de não ter sido feita uma avaliação do seu potencial pesqueiro (Haimovici et al. 2008).

É importante ressaltar o grande conhecimento que os pescadores têm a respeito da biologia e da ecologia dos peixes capturados, uma vez que as informações desta natureza podem ser essenciais para o controle da pesca (Marques 2001) e manejo de estoques pesqueiros. Esse maior conhecimento de tais organismos apresenta um caráter duplamente adaptativo porque pode tanto contribuir para uma pesca mais rentável e lucrativa (Barbosa-Filho et al. 2014) quanto sustentável. Por outro lado,

destaca-se o grande desconhecimento dos turistas sobre esse grupo de animais, principalmente na questão relacionada à diferenciação entre macho e fêmea, a qual nenhum dos entrevistados soube responder.

Conclusão

O grupo dos pescadores foi o que apresentou mais conhecimento referente à ecologia e à biologia das raias, além de ser o grupo que mais consome esses organismos. Já os turistas demonstraram ter um baixo conhecimento desses animais. As raias fazem parte de um grupo de peixes de interesse para consumo, apesar de não ser um alvo da pesca local. Ao mesmo tempo, por suas características biológicas, o estado de conservação das raias demanda atenção, pois podem ter seus estoques facilmente comprometidos. Para evitar efeitos negativos das capturas de raias sobre suas populações é necessária melhor divulgação para a sociedade sobre o grau de conservação e a importância das raias no equilíbrio trófico e saúde dos ecossistemas.

Agradecimentos

Agradecemos à direção do Parque Municipal da Lagoa do Peri e aos seus funcionários pelo acolhimento durante todo o período da disciplina, ao Dr. Eduardo L. H. Giehl e mestrandos Alexandre Marcel S. Machado e Cleiton J. Decarli pelas contribuições nas análises e manipulação dos dados. Também agradecemos a todos os entrevistados.

Bibliografia

- Aguiar, A.A. & Valentin, J.L. (2010) Biologia e ecologia alimentar de elasmobrânquios (Chondrichthyes: Elasmobranchii): Uma revisão dos métodos e do estado da arte no Brasil. *Oecologia Australis*, **14**, 464–489.
- Barbosa-Filho, M.L.V., Schiavetti, A., Alarcon, D.T., & Costa-Neto, E. M. (2014) "Shark is the man!": ethnoknowledge of Brazil's South Bahia fishermen regarding shark behaviors. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, **10**, 1–14.

- Berkes, F.E. & Folke, C. (2000) Linking social and ecological systems for resilience and sustainability. In F.E. Berkes & C. Folke (Eds.), *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience* (pp. 13–20). Cambridge: Cambridge University Press.
- Bernardes, R.Á., Figueiredo, J.L., Rodrigues, A.R., Fischer, L.G., Vooren, C.M., Haimovici, M., & Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B. (2005) *Peixes de zona econômica exclusiva da região sudeste-sul do Brasil: Levantamento com armadilhas, pargueiras e rede de arrasto de fundo*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.
- Bornatowski, H., Braga, R.R., & Vitule, J.R.S. (2013) Shark Mislabeling Threatens Biodiversity. *Science*, **340**, 923.
- Brito, A. (1991) *Catálogo de los peces de las Islas Canarias*. La Laguna.
- Camhi, M.D., Vale, S.V., Fordham, S.V., Fowler, S.L., & Gibson, C. (2009) *The Conservation Status of Pelagic Sharks and Rays: Report of the IUCN Shark Specialist Group Pelagic Shark Red List Workshop*. IUCN Species Survival Commission Shark Specialist Group. Newbury, UK.
- Camhi, M., Fowler, S., Musick, J., Bräutigam, A., & Fordham, S. (1998) *Sharks and their relatives: Ecology and Conservation*. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission Occas.
- Carlsson L. & Berkes, F. (2005) Co-management: concepts and methodological implications. *Journal of Environmental Management*, **75**, 65–76.
- Carvalho-Filho, A. (1992) *Peixes: costa Brasileira*. São Paulo: Editora Marca d'água.
- Castro, J.L. (1983) *Sharks of the North American Waters*. Texas A & M: University Press.
- Costa, L. & Chaves, P.T.C. (2006) Elasmobrânquios capturados pela pesca artesanal na costa sul do Paraná e norte de Santa Catarina, Brasil. *Biota Neotropica*, **6**, 1–10.
- Dias-Neto, D. (2011) *Proposta de Plano Nacional de Gestão para o uso sustentável de elasmobrânquios sobre-explotados ou ameaçados de sobreexploração no Brasil*. Brasília: IBAMA.

- Diegues, A.C, Arruda, R.S.V., Silva, V.C.F., Figols, F.A.B., & Andrade, D. (2000) *Biodiversidade e comunidades tradicionais no Brasil - Os Saberes tradicionais e a biodiversidade no Brasil*. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. COBIO – Coordenadoria da Biodiversidade. NUPAUB- Núcleo de pesquisas sobre populações humanas e áreas úmidas. São Paulo.
- Dray, S. & Dufour, A.B. (2007) The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, **22**, 1–20.
- Ellis J.R., Pawson, M.G., & Shackley, S.E. (1996) The comparative feeding ecology of six species of shark and four species of ray (Elasmobranchii) in the north-east Atlantic. *Journal of Marine Biological Association of the UK*, **76**, 89–106.
- Fox, J. & Weisberg, S. (2015) *Car: Companion to Applied Regression R Package 2015*. version 2.0-20.
- Goodman, L.A. (1964) Simultaneous confidence intervals for contrast among multinomial populations. *Annals of Mathematical Statistics*, **35**, 716–725.
- Goodman, L.A. (1965) Simultaneous confidence intervals for contrast among multinomial proportions. *Technometrics*, **7**, 247–254.
- Haimovici, M., Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B., Bernardes, R.A., Fischer, L.G., Voooren, C.M., Dos Santos, R.A., Rodrigues, A.R., & Santos, S. (2008) *Prospecção pesqueira de espécies demersais com rede de arrasto-de-fundo na Região Sudeste-Sul do Brasil*. São Paulo: Instituto Oceanográfico-USP.
- Hanazaki, N. & Freitas, R.R. (2011) Etnoecologia, educação e meio ambiente. In V.L.V Arruda & N. Hanazaki (Eds.) *Tecendo reflexões em educação e meio ambiente* (pp. 45–58). Florianópolis: UFSC.
- Heithaus, A., Frid, A., Wirsing, A.J., & Worm, B. (2008) Predicting the ecological consequences of marine top predator declines. *Trends in Ecology & Evolution*, **23**, 202–210.

- Hornke, M.F. (2017) *Conhecimentos tradicionais de pescadores sobre populações de tubarões em Florianópolis*. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. (2011) *Sinopse do Senso Demográfico de 2010*, Rio de Janeiro.
- Instituto Chico Mendes - ICMBIO. (2016) *Avaliação do risco de extinção dos elasmobrânquios e quimeras no Brasil: 2010-2012*. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/biblioteca/download/trabalhos_tecnicos/pub_2016_avalicao_elasmo_2010_2012.pdf
- IUCN. (2010) *Guidelines for application of IUCN Red List criteria at regional and national levels: version 4.0*. Prepared by the IUCN Species Survival Commission.
- Kotas, J.E., Petrere Jr., M., Fiedler, F., Mastrochirico, V., & Sales, G. (2008) A pesca de emalhe-de-superfície de Santa Catarina direcionada à captura dos tubarões martelo, *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith 1834) e *Sphyrna zygaena* (Linnaeus 1758). *Atlântica*, **30**, 113–128.
- Last, P., Naylor, G., Séret, B., White, W., Stehmann, M., & Carvalho, M. (2016) *Rays of the world*. Australia: Csiro Publishing.
- Marques, J.G.W. (2001) *Pescando Pescadores: Etnoecologia abrangente no baixo São Francisco Alagoano*. São Paulo: NUPAUB/USP.
- Mazzoleni, R.C. & Schwingel, P.R. (1999) Elasmobranch species landed in Itajaí harbor, southern Brazil. *Notas Técnicas FACIMAR*, **3**, 111–119.
- Michael, S.W. (1993) *Reef sharks and rays of the world. A guide to their identification, behavior, and ecology*. Monterey: ProStar Publications.
- Ministério do Meio Ambiente. (2014) Portaria Nº 445 de 17 de Dezembro de 2014. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2014/p_mma_445_2014_lista_peixes_amea%C3%A7ados_extin%C3%A7%C3%A3o.pdf>. Acesso em 15 de janeiro de 2017.

- Musick, J.A. (2005) Introduction: management of sharks and their relatives (Elasmobranchii). In S.L. Fowler, R.D. Cavanagh, M. Camhi, G.H. Burgess, G.M Cailliet, S.V Fordham., C.A Simpfendorfer, & J.A. Musick (Eds.), *Sharks, rays and chimaeras: the status of the chondrichthyan fishes* (pp. 1). Status Survey. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN/SSC Shark Specialist Group.
- O'Brien, R.M. (2007) A Caution Regarding Rules of Thumb for Variance Inflation Factors. *Quality & Quantity*, **41**, 673–690.
- Occhialini, D.S., Rodrigues, A.M.T., & Kotas, J.E. (2012) Caracterização e análise comparativa da pesca industrial de emalhode-fundo costeiro, considerando a evolução física da frota a partir de 1995 e a produção pesqueira entre 2001 e 2010. *Revista CEPSUL - Biodiversidade e Conservação Marinha*, **3**, 1–21.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., & Wagner, H. (2013) Package "vegan." *R package ver. 2.0–8*, **2**, 254.
- Palmeira, A.R.O. (2012) *Biologia reprodutiva da raia Dasyatis guttata (Bloch & Schneider, 1801) (Myliobatiformes: Dasyatidae) no litoral do Pará*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- Pereira, B.E. & Diegues, A.C. (2010). Conhecimento de populações tradicionais como possibilidade de conservação da natureza: uma reflexão sobre a perspectiva da etnoconservação. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, **22**, 37–50.
- Porcher, L.C.F., Poester, G., Lopes, M., Schonhofen, P., & Silvano, R.A.M. (2010) Percepção dos moradores sobre os impactos ambientais e as mudanças na pesca em uma lagoa costeira do litoral sul do Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, **36**, 61–72.
- R Core Team. (2016) *R: a Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

- Rosa, R.S. & Gadig, O.B.F. (2014) Conhecimento da diversidade dos Chondrichthyes marinhos no Brasil: a contribuição de José Lima de Figueiredo. *Arquivos de Zoologia*. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, **45**, 89–104.
- SBEEL - Sociedade Brasileira para o estudo de elasmobrânquios. (2005) *Plano Nacional de ação para a conservação e o manejo dos estoques de peixes elasmobrânquios no Brasil*. SBEEL, Recife.
- SBEEL - Sociedade Brasileira para o Estudo de Elasmobrânquios. (2005) *Plano de Ações para Conservação e Manejo dos Estoques dos Recursos Pesqueiros*. SBEEL, Recife.
- Stehmann, M., McEachran, J.D., & Vergara, R. (1978). Dasyatidae. In W. Fischer (Ed.) *FAO species identification sheets for fishery purposes* (Fishing Area 31). Western Central Atlantic: FAO.
- Stevens, J.D., Bonfil, R., Dulvy, N.K., & Walker, P.A. (2000) The effects of fishing on sharks, rays and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, **57**, 476–494.
- Thaman, R.R. (1994) *Marine Ethnobiology: a foundation for marine science education in the Pacific Islands*. Fiji: The University of the South Pacific.
- Uyeno, T., Matsuura, K., & Fujii, E. (1983) *Fishes trawled off Suriname and French Guiana*. Tokyo: Japan Marine Fishery Resource Research Center.
- Vaudo, J.J. & Heithaus, M.R. (2011) Dietary niche overlap in a nearshore elasmobranch mesopredator community. *Marine Ecology Progress Series*, **425**, 247–260.
- Vooren, C.M. (1997) Demersal elasmobranchs. In U. Seeliger, C. Odebrecht, & J.P. Castello (Eds.), *Subtropical convergence environment: the coast and the sea in the Southwestern Atlantic* (pp. 141–146). Berlin: Springer.
- Vooren, C.M. & Klippel, S. (2005) *Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil*. Porto Alegre: Igaré.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., & Elphick, S. (2010) A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, **1**, 3–14.

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., & Smith, G.M. (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. New York: Springer.

Apêndice 1. Questionário utilizado no trabalho

Gênero M () F ()

Idade:

Ocupação profissional:.....

Com que frequência você vem à praia da Armação?

Onde você mora? Armação () Outros ()

4.1) Se mora na Armação, há quanto tempo? De 1 a 5 anos () De 6 a 10 anos ()
De 11 a 15 () De 16 a 20 anos ()

Você pesca? Sim () Não ()

5.1) Se sim, profissionalmente () ou por lazer ()? Com que frequência?.....

5.2) Se sim, como você pesca ?

5.3) Você pesca ou já pescou raias? Sim () Não () Se sim, quais?.....

5.4) Você encontra raias ou ovos de raia na rede de pesca? Sim () Não ()

5.5) Com que frequência?.....

Você conhece ou já viu essa estrutura (mostrava-se nesse momento uma cápsula ovígera de raias) na orla da praia? Sim () Não ()

Sabe o que é?

Você sabe quantas espécies de raia ocorrem no Brasil?

Você sabe como as raias se reproduzem?

Você sabe diferenciar macho e fêmea?

Onde elas ocorrem?

O que elas comem?

Você come raia? Sim () Não ()

Rejeitaram a entrevista: