

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



PPG Ecologia UFSC 2015



2015

ECOLOGIA DE CAMPO
do Mar às Montanhas

Organizadores

Tuane Ribeiro Teixeira
Macarena Agrelo
Bárbara Segal
Natalia Hanazaki
Eduardo L. Hettwer Giehl

ISBN 978-85-64093-09-6

ISBN 978-85-64093-09-6

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Ecologia de campo: do mar às montanhas

Organizadores

Tuane Ribeiro Teixeira
Macarena Agrelo
Bárbara Segal
Natalia Hanazaki
Eduardo L. Hettwer Giehl

Florianópolis
Universidade Federal de Santa Catarina
UFSC

2016

Programa de Pós-Graduação em Ecologia – CCB – UFSC

Copyright © 2016 – PPG Ecologia UFSC

Impresso no Brasil / Printed in Brazil

Diagramação: Eduardo L. H. Giehl (texto) e Macarena Agrelo (capa)

Foto da capa: graxaim-do-campo, *Lycalopex gymnocercus* (G. Fischer, 1814), no Parque Nacional de São Joaquim, Urubici, SC. Autor da foto: Rafael B. Sühs

Ilustrações: Gabriela Orofino

Revisão: Autores e organizadores

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

E19 Ecologia de campo: do mar às montanhas /
Organizadora, Tuane Ribeiro Teixeira...[et
al.]. - Florianópolis : PPGECO/UFSC, 2016.
285 p. : il., gráf., tab.

Inclui bibliografia.
ISBN: 978-85-64093-09-6

1. Ecologia - Santa Catarina.
2. Ecossistemas - Santa Catarina. I. Teixeira, Tuane Ribeiro.

CDU (1997) : 574 (816.4)

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

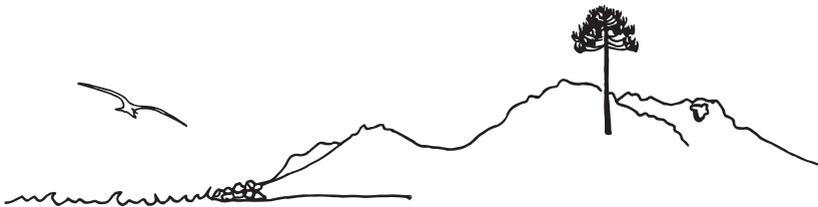
Centro de Ciências Biológicas, UFSC

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

ppgecologia@contato.ufsc.br

<http://poseco.ufsc.br>

Ecologia de campo: do
mar às montanhas



2016



Discentes

Amanda Firmino Cerveira [PPGECO, UFSC]
Gabriela Guimarães Orofino [PPGECO, UFSC]
Graziela Gonçalves Scheer [PPG Ecologia, UFRGS]
Hugulay Albuquerque Maia [PPGECO, UFSC]
Isabela Barasuol Fogaça [PPGECO, UFSC]
Juan Carlos Aguirre Neira [PPGRGV, UFSC]
Luisa Fontoura [PPGECO, UFSC]
Macarena Agrelo [PPGECO, UFSC]
Marcio Baldissera Cure [PPGECO, UFSC]
Marcos Eugênio Maes [PPGECO, UFSC]
Michelle das Neves Lopes [PPGECO, UFSC]
Rafael Barbizan Suhs [PPGECO, UFSC]
Tatiana Beras [PPGECO, UFSC]
Thiago Caio Celante Gomes [PPGECO, UFSC]
Tuane Ribeiro Teixeira [PPGECO, UFSC]

Docentes

Professoras responsáveis

Profa. Dra. Bárbara Segal [ECZ, UFSC]

Profa. Dra. Natalia Hanazaki [ECZ, UFSC]

Professores participantes

Prof. Dr. Fabio Gonçalves Daura Jorge [ECZ, UFSC]

Prof. Dr. Nei Kavaguichi Leite [ECZ, UFSC]

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

Profa. Dra. Lucrecia Arellano Gámez [Instituto de Ecología, Veracruz, México]

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

Dr. Leonardo Sandrini Neto [Pós-doutorando, PPG Ecologia, UFSC]

Dr. Pedro Giovâni da Silva [Pós-doutorando, PPG Ecologia, UFSC]

Dra. Andréa Green Koettker [Pós-doutoranda, PPG Ecologia, UFSC]

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

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

Dra. Valentina Amore [Pós-doutoranda, PPG Ecologia, UFSC]

Convidado

Rafael Schmitt [Técnico em Meio Ambiente, IFSC]

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). Nosso conteúdo é o resultado do 8º Curso de Ecologia de Campo do PPGECO-UFSC, realizado no Parque Municipal da Lagoa do Peri, em Florianópolis, SC e no Parque Nacional de São Joaquim, em Urubici, SC entre os dias 06 e 19 de novembro de 2015.

O Curso de Ecologia de Campo é pré-requisito para a formação de um Ecólogo e proporciona aos estudantes de Mestrado e Doutorado a oportunidade de ter contato com abordagens teóricas e práticas em Ecologia. O objetivo do curso foi proporcionar vivência em diversas áreas da Ecologia estimulando o desenvolvimento simultâneo do pensamento, redação e oratória científica.

Pela primeira vez, desde a primeira edição em 2007, o curso foi realizado não só no Parque Municipal da Lagoa do Peri como também no Parque Nacional de São Joaquim. Tal oportunidade contribuiu para a elaboração e execução de projetos com propostas diferenciadas das já apresentadas nos livros anteriores. Além disso, os participantes tiveram a oportunidade de, como o subtítulo do livro sugere, realizar trabalhos em diferentes ambientes, desde o marinho até altas altitudes, o que possibilitou a utilização de abordagens e metodologias diferentes. A realização de projetos em ambientes distintos contribui para uma formação multidisciplinar, requisito fundamental na formação de um ecólogo.

A dinâmica do curso consistiu em coleta de dados e material em campo, triagem e análise de dados em laboratório, elaboração de apresentação oral e escrita e discussão dos resultados. Cada grupo foi montado com discentes de áreas distintas da ecologia, visando uma maior troca de conhecimento entre eles. Além disso, os trabalhos foram distribuídos de forma que os participantes experimentassem práticas de campo em áreas distintas da linha de pesquisa em que atua dentro do Programa. Desta forma, os alunos tendem a expandir e diversificar os conhecimentos adquiridos durante o curso de Pós-graduação.



Participaram desta edição do Curso de Campo 15 discentes, dos quais quatro eram doutorandos do PPGECO-UFSC e um doutorando do Programa de Pós-Graduação em Recursos Genéticos Vegetais – UFSC, nove mestrandos do PPGECO da UFSC e uma mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFRGS. Os trabalhos aqui publicados foram executados em grupo ou individualmente e tiveram a orientação de 13 doutores, sendo sete pós-doutorandos do PPG Ecologia da UFSC, cinco professores doutores do departamento de Ecologia e Zoologia e dois convidados, um técnico em meio ambiente pelo Instituto Federal de Santa Catarina e uma professora da Universidade de Veracruz, no México. Ainda durante o curso, os participantes tiveram a oportunidade de assistir a enriquecedora palestra da professora convidada Lucrecia Arellano intitulada de ("Escarabajos del estiércol y manejo ganadero").

Somadas todas as experiências foram produzidos 20 artigos, dos quais 12 foram trabalhos pré-definidos pelos pesquisadores participantes e oito foram projetos "livres" idealizados em conjunto por alunos e professores. Dentre os diversos artigos, os discentes tiveram a oportunidade de abordar diversas áreas de estudo como: ecologia comportamental, dinâmica de nutrientes, etnoecologia, ecologia de comunidades e ecologia de populações.

O público alvo desta publicação são os alunos de Graduação e Pós-graduação de cursos relacionados à grande área do meio ambiente. Esperamos que este material sirva de apoio em suas formações acadêmicas.

Os organizadores



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 2015. Agradecemos também à Fundação Municipal do Meio Ambiente de Florianópolis (Floram), ao Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP) e sua equipe de trabalho e ao Instituto Chico Mendes (ICMbio) pelo apoio fundamental para a realização dos trabalhos no Parque Nacional de São Joaquim.

Agradecemos aos pesquisadores que contribuíram para o desenvolvimento dos projetos em campo e para a redação dos capítulos deste livro, nosso muito obrigado pelo tempo empregado no planejamento, execução e correções dos projetos aqui apresentados. Agradecemos à Bióloga Karla Scherer por todo apoio e cuidado na organização do material levado a campo. Agradecemos também aos nossos colegas de campo por todo o companheirismo, boa convivência e por toda a troca de experiências que tornaram os dias de campo muito mais prazerosos! Por fim, agradecemos a todas as pessoas que contribuíram de alguma forma para o sucesso da 8ª edição do Curso de Ecologia de Campo da Pós-Graduação em Ecologia da UFSC.

Os autores





Sumário

Discentes	v
Docentes	vii
Professoras responsáveis	vii
Professores participantes	vii
Convidado	vii
Apresentação	ix
Agradecimentos	xi
Sumário	xiii
Litoral	1
Área de estudo: Parque Municipal da Lagoa do Peri e seu entorno	3
Efeito do aporte fluvial na estrutura da macrofauna bêntica de uma praia arenosa subtropical	11
Estratégia anti-predação e abundância de <i>Emerita brasiliensis</i> em praias do sul da Ilha de Santa Catarina	21
Influência do habitat na atividade de predação e morfometria de <i>Stramonita haemastoma</i> em costão rochoso	37
Gradiente vertical do tamanho das cracas <i>Tetraclita stalactifera</i> e <i>Chthamalus bisinuatus</i> do costão rochoso da Praia da Armação, Florianópolis, Santa Catarina	49
Variação nictemeral da densidade e composição de zooplâncton em um ambiente costeiro	61
Avaliação preliminar do aporte de nutrientes pelos principais afluentes da Lagoa do Peri	77
Serra	89
Área de estudo: Parque Nacional de São Joaquim	91
Comunidades de macroinvertebrados aquáticos em diferentes mesohabitats em riachos subtropicais de altitude	99
Influência de fatores espaciais e da variação de habitat sobre a diversidade beta de besouros escarabeíneos no Parque Nacional de São Joaquim, Urubici-SC	113
Altitude influencia o controle térmico passivo em coleópteros coprófagos? Estudo comparativo em duas espécies do gênero <i>Canthon</i> (Coleoptera: Scarabaeinae)	131



Pode <i>Araucaria angustifolia</i> ser considerada uma espécie facilitadora no processo de conversão de campos em florestas?.....	151
Diversidade funcional e variação fenotípica em duas espécies de árvores em diferentes condições ambientais.....	165
Respostas morfológicas e fisiológicas de <i>Baccharis uncinella</i> (Asteraceae) em condições de campo e borda de Floresta Ombrófila Mista	173
Projetos livres.....	185
O vizinho é mais "galhudo"? Distribuição de galhadores de <i>Baccharis dracunculifolia</i> DC. em dois ambientes de restinga no sul do Brasil	187
Frequência, tempo de visita e comportamento de visitantes florais em <i>Sophora tomentosa</i> L.	199
Fonte de propágulos na sucessão secundária em uma área de regeneração de restinga na Lagoa do Peri	217
Distribuição e tamanho de líquens em diferentes condições da floresta subtropical de Santa Catarina	231
Atividade de predação do gastrópode <i>Stramonita haemastoma</i> em diferentes condições hidrodinâmicas.....	245
Abundância de Chimango Caracará (<i>Milvago chimango</i>) é influenciada pelo tipo de atividade exercida entre ambientes destintos?.....	257
Percepção por parte da vizinhança dos serviços ecossistêmicos oferecidos pelo Parque Municipal da Lagoa do Peri em Florianópolis SC.	267



Litoral



Bromélias, por Gabriela Orofino

Área de estudo: Parque Municipal da Lagoa do Peri e seu entorno

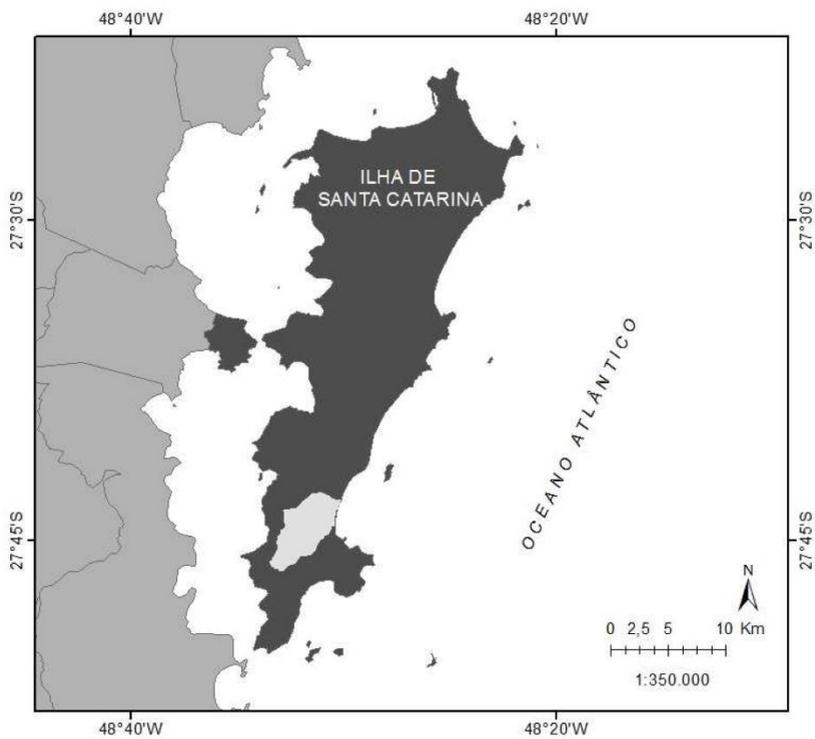
O Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP) situa-se na costa sudeste da Ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis, Santa Catarina, Brasil (Figura 1) e foi regulamentado pela Lei Municipal 1.828/81. O PMLP abrange uma área florestal de aproximadamente 1.500 hectares, possui cerca de 20 Km² de área e é considerado uma das mais importantes áreas de proteção ambiental da ilha de Santa Catarina pois compreende um dos 36 últimos remanescentes de mata Atlântica deste local (Cecca 1997). Além da preservação de sua beleza natural, o PMLP 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.

A lagoa apresenta um espelho d'água com área de 5,2 km², profundidade média de 4,2 m e máxima de 11 m. Possui conexão com o mar através de um canal de sentido único lagoa → mar chamado de rio ou canal Sangradouro, porém não é afetada pelas oscilações da maré, pois está cerca de 3 metros acima do nível do mar (Cecca 1997). A desembocadura do rio Sangradouro ocorre no oceano ao leste da Ilha de Santa Catarina, entre as praias do Matadeiro e da Armação, que estão divididas por costão e matacões rochosos (Cecca 1997; Simonassi 2001).

Os dois principais tributários da bacia, o rio Cachoeira Grande drena uma área de 1,66 km², tem suas nascentes situadas na cota de 280 m de altitude e percorre 1,17 km até desaguar na Lagoa do Peri. Já 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).

A lagoa do Peri é rodeada nas porções norte, oeste e sul, por encostas com altitude média de 350 metros, cobertas por vegetação de Floresta Ombrófila Densa em estádios de regeneração avançado. Segundo Caruso (1993), as regiões noroeste e sudeste





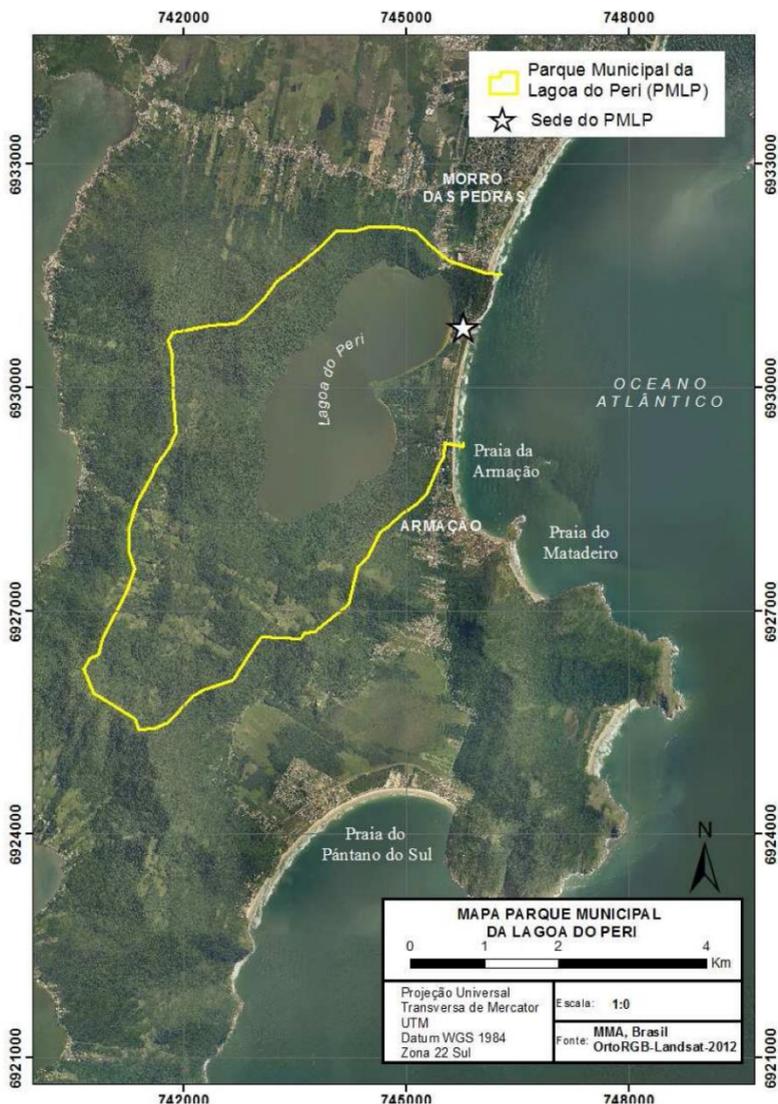


Figura 1. Localização geográfica do Parque Municipal da Lagoa do Peri (esquerda) e sua delimitação (direita).



da Lagoa do Peri possuem um dos estádios mais desenvolvidos de vegetação secundária na Ilha de Santa Catarina, e algumas dessas áreas apresentam aspecto fisionômico muito semelhante à floresta primária. 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.

No passado, atividades econômicas como a agricultura, o plantio e extração de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. e a extração de madeira nativa eram comuns nas adjacências do PMLP, causando desmatamento e alteração da paisagem. Contudo, a descontinuidade destas atividades tem promovido a regeneração da floresta e uma vegetação secundária em diferentes estádios de sucessão pode ser observada em áreas de Restinga e Floresta Ombrófila Densa (Caruso 1983; Santos et al. 1989).

A Floresta Ombrófila Densa no PMLP é formada por estratos conspícuos e alta heterogeneidade de espécies (Santos et al. 1989). No estrato arbóreo superior, as espécies alcançam aproximadamente 30 metros de altura, enquanto que no médio alcançam cerca de nove metros. Ainda, uma vegetação com cerca de até três metros compõe o extrato herbáceo (Penteado 2002). Em relação à faixa de Restinga presente no parque, essa possui 250 metros de largura e é coberta por vegetação litorânea. Nessa área, o solo é formado por sedimentos recentes, de origem marinha, eólica e fluvial, pobres em nutrientes e com alto teor de argila e areia (Santos et al. 1989). Assim, sua vegetação típica é pouco exigente e plenamente adaptada à escassez de nutrientes e água. Nas áreas de Restinga há diversas manchas de reflorestamentos de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp., sendo essas manchas responsáveis por um dos conflitos ambientais do Parque Municipal da Lagoa do Peri: a disseminação de espécies exóticas (Sbroglia & Beltrame, 2012). Contudo, no ano de 2013, a Fundação Municipal de Meio Ambiente (Floram) começou o corte gradual dessas espécies exóticas no Parque, amparada pela Lei Municipal nº 9.097/12, que institui a Política Municipal de Remoção e Substituição de *Pinus* spp., *Eucalyptus* spp. e *Casuarina* sp. por espécies nativas no município de Florianópolis

O PMLP é dividido em três áreas (Floram – PMF, 2016): Área de Reserva Biológica, destinada à preservação integral e permanente do ecossistema e de seus recursos e onde apenas o uso para fins científicos é permitido, abrangendo áreas cobertas pela Floresta Pluvial da Encosta Atlântica e pela vegetação litorânea; Área de Paisagem



Cultural, onde se localizam os assentamentos e atividades tradicionais (engenhos de farinha e de cana-de-açúcar) dos descendentes dos antigos colonizadores de origem açoriana; 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. Dentro desta área encontra-se a sede administrativa do parque.

O clima local apresenta características típicas do litoral sul brasileiro. Segundo os critérios de Köppen, a classificação climática da região é do tipo Cfa (Clima Mesotérmico Úmido), sem estação seca e com verão quente. Situada na zona intermediária subtropical, pertence ao grupo mesotérmico úmido "C", com a temperatura média do mês mais frio maior do que 3° C e menor que 18° C, e a temperatura média do mês mais quente superior a 22° C (Santos et al. 1989). Apresenta elevada umidade o ano todo, sendo os meses de verão comumente mais chuvosos que os meses de inverno (Cecca 1997).

As praias Armação, Matadeiro, Morro das Pedras e Pântano do Sul estão localizadas nas proximidades do PMLP. Com 3.550 metros de extensão, a praia da Armação é uma enseada em espiral limitada pela Ilha das Campanhas (que atualmente é uma península artificial) na porção sul e pelo Morro das Pedras ao norte. Esta praia é exposta às ondulações dos quadrantes leste e sul, e possui estágio refletivo ao norte passando a intermediário na porção central, e a dissipativo ao sul (Mazzer et al. 2008). A praia do Matadeiro está localizada entre promontórios rochosos ao sul da ilha e a desembocadura do rio Sangradouro ao norte. Sua linha de costa está orientada no sentido NW-SE, com extensão de 1.200 m. Quanto ao perfil praiar, este é dissipativo em condições semiabrigadas, ou seja, está protegida das ondulações do quadrante sul, no entanto, exposta as ondulações de leste (Mazzer et al. 2008)

A Praia Morro das Pedras, delimitada por um costão rochoso ao sul e um pontal arenoso ao norte, tem cerca de 3.400 m de extensão. Ela é separada da Armação por um costão rochoso, e assim como esta, apresenta atributos de praia refletiva – declividade acentuada, sedimento grosseiro e curtos períodos entre ondas (Mazzer & Dillenburg 2009). A praia do Pântano do Sul possui uma linha de costa com cerca de 3.920 metros de comprimento e é limitada pela praia da Solidão ou Praia do rio das Pacas e pelos promontórios rochosos da Ponta do Marisco, a nordeste, e da Ponta da Régua, a sudoeste (Oliveira et al. 2009).



Os trabalhos apresentados a seguir representam estudos ecológicos de curta duração que foram realizados nos diversos ambientes do PMLP como em uma de suas trilhas e nas praias no entorno do parque.

Referências

- Caruso, M. M. L. (1983). *O desmatamento da Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais, 1ª Ed.* Florianópolis: UFSC.
- Cecca. Centro de Estudos Cultura e Cidadania. (1997). *Unidades de Conservação e Áreas Protegidas da Ilha de Santa Catarina: caracterização e legislação.* Florianópolis: Insular.
- Floram (Fundação Municipal do Meio Ambiente) – PMF (Prefeitura Municipal de Florianópolis). (2016). "Unidades de Conservação". Disponível em <http://www.pmf.sc.gov.br/entidades/floram>. Acessado em 13/07/2016.
- Mazzer, A. M., Dillenburg, S. R.; Souza, C. R. G. (2008). "Proposta de método para análise de vulnerabilidade à erosão costeira no sudeste da ilha de Santa Catarina, Brasil". *Revista Brasileira de Geociências*, 38(2): 278-294.
- 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(1): 117-135.
- Penteado, A. N., (2002). Subsídios para o plano de manejo do parque Municipal da Lagoa do Peri – Ilha de Santa Catarina, Florianópolis – SC. Dissertação. Mestrado em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Santos, G.F., Silva, J.T.N., Mendonca, M. & Veado, R.W. (1989). "Análise Ambiental da Lagoa do Peri". *Geosul*, 8: 101-123.
- Sbroglia, R.M. & Beltrame, A.V. (2012). "O zoneamento, conflitos e recategorização do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis/SC". *Bol. Geogr.*, 30(1): 5-18.



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. Mestrado em engenharia de produção. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.





Efeito do aporte fluvial na estrutura da macrofauna bêntica de uma praia arenosa subtropical

Beras, T.; Maes, M.E.; Sühs, R.B.; Fontoura, L.; Teixeira, T.R.; Segal, B.; Sandrini-Neto, L.

Introdução

Praias arenosas são ecossistemas marinhos altamente dinâmicos e fortemente influenciados por fatores físicos, como a ação de ondas e maré. De maneira geral, podemos dividir o ambiente praial em três zonas principais: sublitoral, litoral e supralitoral. No entanto, estas zonas não são fixas e variam conforme a maré (Neves & Bemvenuti 2009). A zona supralitoral está situada acima da linha de maré e é alcançada apenas pelos borrifos de água. Em contraponto, a zona sublitoral permanece constantemente submersa (Pereira & Soares-Gomes 2009).

A zona litoral é o habitat de diversos grupos de invertebrados, como crustáceos, moluscos e anelídeos poliquetas, que vivem dentro da matriz sedimentar e compõem a macrofauna bêntica (Brown & McLachlan 1990). Seus habitats são dinâmicos e fortemente afetados por fatores físicos como oscilação das marés, energia das ondas, textura dos sedimentos e variações na salinidade (Lercari & Defeo 2006). Sabe-se que as zonas costeiras são enriquecidas pelo aporte fluvial que contribui com a deterioração destes ecossistemas ao redor do mundo (Eriksson et al. 2002). Da mesma forma, a macrofauna bêntica residente nestes locais é diretamente influenciada por desárgues de água doce, tanto em sua distribuição como em suas características de histórias de vida (Bergamino et al. 2009).

Uma forma natural de escoamento de águas pluviais e planícies costeiras em direção ao mar é feita por meio de sangradouros, que são formados pelo acúmulo de águas em depressões e banhados localizados entre cordões litorâneos. Os sangradouros exercem um papel fundamental na troca de material entre a planície costeira e mar (Figueiredo & Calliari 2005; Figueiredo et al. 2007).



Praias arenosas situadas próximas a regiões estuarinas apresentam um importante papel na transferência e tratamento de matéria orgânica de origem terrestre para o ecossistema marinho (Schlacher & Connolly 2009). Estudos têm demonstrado uma diferença perceptível na composição e estrutura das assembleias macrofaunais ao longo de um gradiente devido ao enriquecimento de nutrientes, o que reflete em alterações específicas no sistema (Cloern 2001). Diante do exposto, nossa hipótese no presente artigo é que o aporte de água doce no mar influencia a estrutura (abundância e riqueza) da macrofauna bêntica.

Material e métodos

Área de Estudo

A praia do Matadeiro ($27^{\circ}45'1''S$, $48^{\circ}29'59''O$) está localizada no município de Florianópolis, estado de Santa Catarina (Figura 1. 1). A praia possui 1,2 km de extensão de linha de costa e apresenta um perfil praiial dissipativo sujeito à baixa exposição a ondas (Mazzer & Dillenburg 2009) e predominância de sedimentos arenosos finos (Horn-Filho 2006). Na porção norte da linha de costa encontra-se a desembocadura do rio Sangradouro. Este rio percorre cerca de 500 m após a união de dois afluentes: um que se inicia na Lagoa do Peri, dentro do Parque Municipal da Lagoa do Peri e outro na região do Pântano do Sul. O afluente da Lagoa do Peri tem seu início marcado por vegetação ripária e com baixa influência antrópica, e no decorrer de seu leito, a influência aumenta gradativamente até o encontro com o mar (Oliveira-Gonçalves et al. 2013). Este afluente drena o bairro da Armação e percorre 3,5 km até o encontro com o afluente do Pântano do Sul, o qual percorre cerca de 7 km a partir de sua nascente na região do bairro dos Açores.

Coleta de dados

Foram definidos 10 pontos amostrais paralelos à linha de costa, na faixa de espraçamento (*swash*) e distanciados a partir do rio Sangradouro: 0, 5, 15, 40, 170, 250, 350, 500, 600 e 700 m (Figura 1. 1). Estas distâncias foram definidas *in situ*, com base nas características físicas da praia, de modo a minimizar a influência de rochas e de afluentes menores. Com base no que foi observado, as distâncias foram agrupadas em



três setores, a partir da desembocadura do rio Sangradouro: o setor proximal (setor 1), setor intermediário (setor 2) e setor distal (setor 3; Tabela 1. 1).

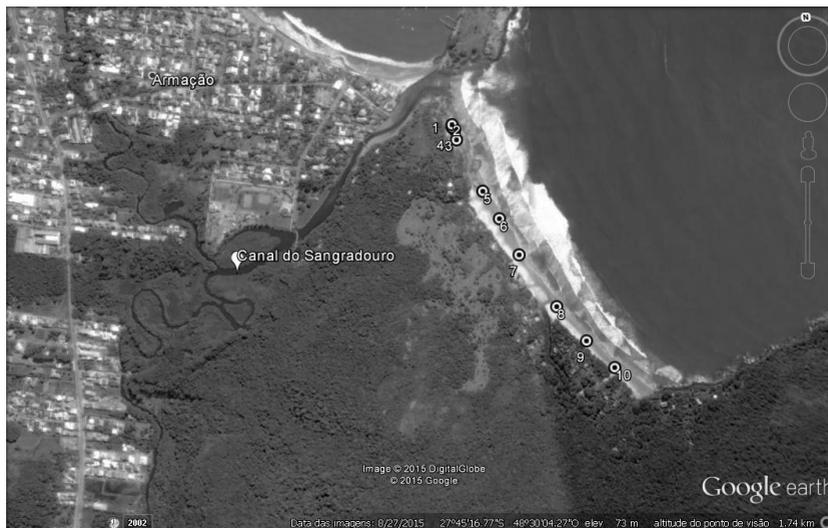


Figura 1. 1. Pontos de coleta das amostras a partir do aporte do canal do Sangradouro, na praia do Matadeiro, Santa Catarina, Brasil.

Em cada ponto amostral a salinidade da água intersticial foi determinada com auxílio de um refratômetro, e o sedimento foi coletado com auxílio de uma pá de corte (30 x 25 x 10 cm, ~ 1 kg cada). As amostras foram lavadas em malha de 0,5 mm e os animais contados e identificados em microscópio estereoscópico.

Análises estatísticas

As análises foram realizadas através do software R versão 3.0.2 (R Core Team, 2013) com suporte dos pacotes *vegan* (Oksanen et al. 2013) e *RVAideMemoiere* (Hervé 2015). Diferenças na estrutura das assembleias macrofaunais entre setores foram testadas por uma análise de variância multivariada permutacional (Permanova) de um fator através da função *adonis* do pacote *vegan*. Para avaliar os padrões e tendências de variação na estrutura da macrofauna bêntica nos diferentes setores, utilizou-se um

escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS). As análises multivariadas foram geradas sobre uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis. Diferenças na abundância dos táxons numericamente dominantes entre os setores foram verificadas por meio de Anova, com comparações *a posteriori* pelo teste HSD de Tukey.

Resultados

Salinidade

A salinidade medida permaneceu em 24 no primeiro setor e variou entre 27 a 30 nos setores médios e distantes da desembocadura do rio (Tabela 1. 1).

Tabela 1. 1. Os pontos amostrais foram classificados em três setores ao longo da linha de costa de acordo com a distância do canal Sangradouro.

	Setor 1				Setor 2			Setor 3		
Amostra	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
Distância (m)	0	5	15	40	170	250	350	500	600	700
Salinidade	24	24	24	24	30	30	28	27	30	30

Composição da macrofauna bêntica

Foram encontrados um total de 1202 indivíduos classificados em 8 táxons. Observou-se mudança na composição e proporção dos táxons entre as amostras e os setores (Figura 1. 2). O setor 1 apresentou predominância de dois táxons: Amphipoda e *Emerita brasiliensis*. Este último compôs mais de 70% da abundância das amostras desse setor. Os setores 2 e 3 demonstraram maior número de táxons comparados ao setor 1. No entanto, a ordem Amphipoda e Decapoda, representada por *Emerita brasiliensis*, mantiveram suas proporções dominantes. Estes táxons apresentaram padrões de predominância inversos ao longo do gradiente de distância do Rio Sangradouro.

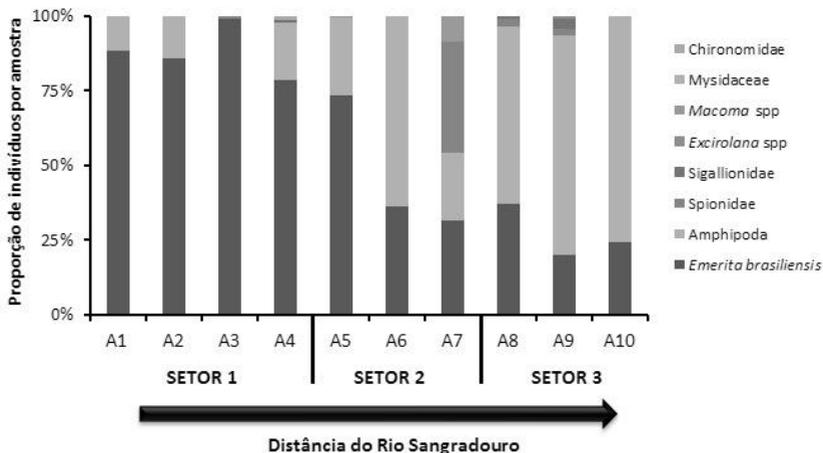


Figura 1. 2. Proporção do número de indivíduos dos distintos táxons encontrados em cada ponto amostral em seus respectivos setores. A distância do rio Sangradouro aumenta em direção ao setor 3.

A estrutura da comunidade bêntica diferiu significativamente entre os setores amostrados (Tabela 1. 2). A partir da análise de escalonamento multidimensional não-métrico (Figura 1. 3) foi possível identificar o agrupamento dos pontos amostrais em relação ao seu respectivo setor.

Tabela 1. 2. Permanova para avaliar a diferença da composição da comunidade bêntica entre os setores da praia do Matadeiro. Valores de $P < 0,05$ indicam significância estatística. gl: graus de liberdade; SS: soma de quadrados; SQM: soma de quadrados média.

Fator	gl	SQ	SQM	F	R ²	P
Setor	2	0,68	0,34	3,97	0,54	0,01

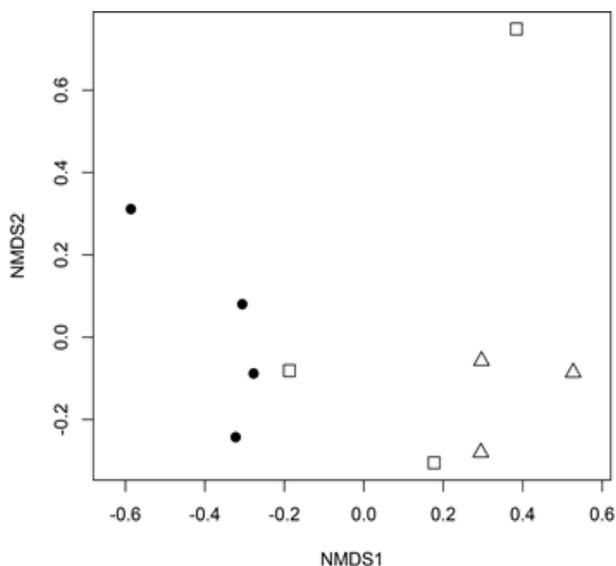


Figura 1. 3. Análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) para a comunidade macrofaunal da praia do Matadeiro. Setor próximo a desembocadura (●), setor intermediário (□) e setor distante (△).

Táxons dominantes

Amphipoda e *Emerita brasiliensis* apresentaram maiores proporções do número de indivíduos em todos os pontos amostrais, porém demonstraram variação em sua abundância entre os diferentes setores (Figura 1. 4). A abundância de *Emerita brasiliensis* diferiu significativamente entre os setores. No entanto, o grupo Amphipoda, apesar de demonstrar uma variação de até 50 indivíduos entre os setores, não demonstrou diferença significativa (Tabela 1. 3).

Tabela 1. 3. Análise de variância simples para verificar a diferença da abundância média de *Emerita brasiliensis* e Amphipoda entre os setores amostrais. Valores de P inferiores a 0,05 indicam significância estatística.

Táxon	Fator	gl	SQ	SQM	F	P
<i>Emerita brasiliensis</i>	Setor	2	19996	9998	5,02	0,04
Amphipoda	Setor	2	4183	2091,7	3,417	0,09

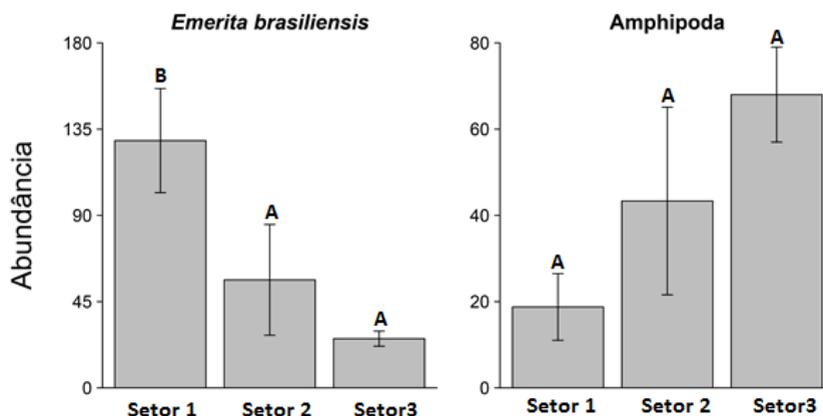


Figura 1. 4. Abundância média de *Emerita brasiliensis* e do grupo Amphipoda em cada setor amostral. De acordo com o teste de Tukey, o setor 1 diferiu estatisticamente dos demais setores quanto à abundância de *Emerita brasiliensis*.

Discussão

O presente estudo revelou mudança na composição e riqueza da comunidade bêntica à medida que a distância ao rio aumentou, confirmando a hipótese de que o aporte de água doce no mar influencia a estrutura da macrofauna bêntica praial. Os grupos mais abundantes foram compostos pelos táxons *Emerita brasiliensis* e Amphipoda, os quais juntos computaram 97% dos indivíduos coletados e apresentaram proporções de abundâncias inversamente proporcionais. A baixa variação da salinidade provavelmente ocorreu devido à influência de outros canais de deságue menores, entre o setor 2 e 3, identificados durante as coletas.

Variações na estrutura da macrofauna bêntica em praias arenosas são frequentemente relacionados a processos físicos, tais como o aporte de água doce (Defeo & McLachlan 2005). Adicionalmente, padrões espaço-temporais da comunidade macrobêntica de entremarés podem ser fortemente influenciados por outros processos e fatores, como variações na textura dos sedimentos, mudanças na concentração de

nutrientes e interações biológicas (Schlacher & Connolly 2009; Cisneros et al. 2011). A presença de esgoto de origem doméstica, apesar de não ter sido quantificada nesse estudo, também pode afetar a estrutura da macrofauna. Gandara-Martins et al. (2014) demonstraram que o sangradouro afetou tanto a morfologia da praia como a salinidade do lençol freático, o que resultou em mudanças no padrão de zonação da macrofauna e nos descritores da comunidade. Além disso, os mesmos autores observaram que somente espécies adaptadas à baixa salinidade e com grande mobilidade são abundantes nas proximidades dos sangradores. No presente estudo, o grupo mais abundante no setor proximal foi composto pelo crustáceo *E. brasiliensis*. Em estudos prévios, crustáceos já foram reportados por terem alta mobilidade e capacidade de enterramento (Mclachlan et al., 1981, McLachlan & Brown, 2006) e aponta-se ainda uma provável alta tolerância à baixa salinidade em comparação a outros grupos encontrados.

Conclui-se com o presente trabalho que o aporte de água doce na zona litoral influenciou a estrutura da comunidade da macrofauna bêntica, favorecendo o aumento da abundância de *E. brasiliensis* nas áreas proximais ao sangradouro.

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.

Bibliografia

- Bergamino, L., Muniz, P., Defeo, O. (2009). "Effects of a freshwater canal discharge on polychaete assemblages inhabiting an exposed sandy beach in Uruguay". *Ecological Indicators*, 9: 584-587.
- Brown, A. C., Mclachlan, A. (1990). *Ecology of Sandy Shores*. Academic Press, Amsterdam.
- Cisneros, K. O., Smit, A. J., Laudien, J., Schoeman, D. S. (2011). "Complex, dynamic combination of physical, chemical and nutritional variables controls spatio-temporal variation of sandy beach community structure". *Plos one*, 6(8): e23724.

- Cloern, J. E. (2001). "Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem". *Marine Ecology Progress Series*, 210: 223-253.
- 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.
- Eriksson, B. K., Johansson G., Snoeijs, P. (2002). "Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar Fjord, Swedish Skagerrak coast". *Journal of Phycology*, 38: 284-296.
- Figueiredo, S. A., Calliari, L. J. (2005). "Sangradouros: distribuição espacial, variação sazonal, padrões morfológicos e implicações no gerenciamento costeiro". *Gravel*, 3: 47-57.
- Figueiredo, S. A., Cowell, P., Short, A. (2007). "Intermittent backbeach discharge to the surfzone: modes and geomorphologic implications". *Journal of Coastal Research*, SI 50: 610-614.
- Gandara-Martins, A. L., Borzone, C. A., Guilherme, P. D. B., Vieira, J. V. (2015). "Spatial effects of a washout on sandy beach macrofauna zonation and abundance". *Journal of Coastal Research*, 31 (6): 1459-1468.
- Hervé, M. (2015). *RVAideMemoire: Diverse Basic Statistical and Graphical Functions. R package version 0.9-51*. <http://CRAN.R-project.org/package=RVAideMemoire>.
- Horn-Filho, N. O. (2006). "Granulometria das praias arenosas da Ilha de Santa Catarina, SC". *Gravel*, 4: 1-21.
- Lercari, D., Defeo, O. (2006). "Large-scale diversity and abundance trends in sandy beach macrofauna along full gradients of salinity and morphodynamics". *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68: 27-35.
- Mazzer A. M., Dillenburg, S. R. (2009). "Variações Temporais da Linha de Costa em Praias Arenosas Dominadas por Ondas do Sudeste da Ilha de Santa Catarina (Florianópolis- SC)" *Pesquisas em Geociências*, 36 (1): 117-135.
- McLachlan, A., Brown, A. C. (2006). *The Ecology of Sandy Shores*. Academic Press, Burlington.

- Mclachlan, A., Woodridge, T., Dye, A. H. (1981). "The ecology of sandy beaches in southern Africa". *S. Afr. J. Zool.*, 16: 219-231.
- Neves, F. M., Bemvenuti, M. E. (2009). "Variabilidade diária da zonação da macrofauna bentônica em praias arenosas do litoral norte do Rio Grande do Sul". *Iheringia*, 99(1): 71-81.
- Oliveira-Gonçalves, A., Dechoum, M. S., Farias, D. L., Nascimento, R., Gadelha, Y., Lacerda, A. C. F. (2013). "Comunidades de parasitos de peixes em diferentes níveis de degradação ambiental". Em: *Farias, D. L., Oliveira, A. F. S., Petrucio, M. M., Hernández, M. I. M. Ecologia de Campo: Ecossistemas Terrestres, de Águas Continentais e Marinhos*. PPG Ecologia 2012 UFSC, Florianópolis.
- 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>.
- Pereira, R. C., Soares-Gomes, A. (2009). *Biologia Marinha*. Interciência, Rio de Janeiro.
- Schlacher, T. A., Connolly, R. M. (2009). "Land-ocean coupling of carbon and nitrogen fluxes on sandy beaches". *Ecosystems*, 12: 311-321.



Estratégia anti-predação e abundância de *Emerita brasiliensis* em praias do sul da Ilha de Santa Catarina

Agrelo, M.; Orofino, G. G.; Aguirre, J. C.; Cure, M. B.; Lopes, M.; Daura Jorge, F. G.

Introdução

Espécies do gênero *Emerita* (Decapoda: Anomura) são consideradas um dos recursos mais importantes da cadeia alimentar da região litorânea, pois são crustáceos que servem de alimento para diversas espécies de aves marinhas, peixes, outros crustáceos e alguns mamíferos marinhos como focas e lontras (Hubbard & Dugan 2003; Petracco et al. 2003; Pinotti et al. 2014). Este gênero é também um potencial bioindicador para poluentes químicos, principalmente devido a sua ampla distribuição, fácil captura, convivência com as atividades humanas nas regiões costeiras, e sensibilidade a mudanças nas condições ambientais como poluição (Powell et al. 2002; Subramoniam & Gunamalai 2003).

As espécies de *Emerita* apresentam uma fase larval planctônica e posteriormente habitam o substrato da zona entremarés (Subramoniam & Gunamalai 2003), um ambiente instável que exige grande plasticidade fenotípica dos indivíduos (Defeo & Cardoso 2004). Na zona entre marés, os indivíduos se enterram constantemente tanto para alimentar-se como para fugir de potenciais predadores (Calado 1998; Coelho et al. 2004). O enterramento é, portanto, definido neste artigo como um comportamento de escape, estratégia comportamental de fuga e não apenas um reflexo, sendo resultado da capacidade morfofuncional e das características físicas do ambiente (Quinn & Cresswell 2005). Como a predação pode interferir na abundância de presas (Elton & Nicholson 1942), a eficiência do comportamento de escape de *Emerita* pode ser uma variável determinante para os padrões de abundância e densidade observados para a espécie.

Além de uma resposta ao efeito da predação (Townsend et al. 2006), a variação temporal e espacial das populações de *Emerita* também podem ser causadas por variáveis como temperatura (Contreras et al. 1999; Rome et al. 2005), características dos sedimentos (Defeo et al. 1997), morfodinâmica das praias (Defeo et al. 1997; Brazeiro 2005) e lançamento de água doce e efluentes, especialmente devido ao incremento de nutrientes e redução da salinidade (Lercari & Defeo 1999). Perturbações antrópicas diretas que alteram fisicamente a faixa de praia também podem afetar negativamente a densidade de *E. brasiliensis* (Lercari & Defeo 2003; Veloso et al. 2006).

A espécie *Emerita brasiliensis* (Schmitt 1935), conhecida popularmente como tatu-íra ou tatuí, ocorre na zona entre marés de praias arenosas da costa do Atlântico, desde o estado do Espírito Santo até o estuário do Rio da Prata no Uruguai e Argentina (Veloso & Cardoso 1999). Estudos sobre variações de parâmetros populacionais de *E. brasiliensis* no litoral atlântico, registraram uma densidade máxima atingida no final da primavera e no início do verão, uma expectativa de vida de 8 meses, presença de neotenia nos machos e uma taxa de crescimento maior nas fêmeas (Veloso & Cardoso 1999; Petracco et al. 2003; Delgado & Defeo 2006). Defeo et al. (2001) avaliaram a abundância, o comportamento de escape e a estrutura e dinâmica populacional de *E. brasiliensis* em duas praias com morfodinâmicas diferentes (McLachlan 1983). Na praia dissipativa (menor inclinação) se registrou uma maior abundância, indivíduos de maior tamanho e um tempo de escape maior em comparação com a praia reflexiva.

Variações na dinâmica populacional e no comportamento de escape de *E. brasiliensis* são o resultado de fatores exógenos, distúrbios ambientais e fatores densos dependentes atuando em conjunto (Defeo et al. 2001). Assim, o objetivo central do presente trabalho foi explorar a relação entre a velocidade de escape, como um comportamento anti-predação, e a densidade populacional de *Emerita brasiliensis* em duas praias do sul da Ilha de Santa Catarina, levando em consideração a influência de covariáveis de habitat, a presença de predadores, perturbações antrópicas e o tamanho dos indivíduos. A primeira hipótese nula a ser testada é uma não interferência do ambiente, dos predadores e de perturbações antrópicas no comportamento (tempo) de escape e na densidade de indivíduos. O esperado é um tempo de escape e uma densidade menores em ambientes dinâmicos e perturbados. A segunda hipótese nula

a ser testada é uma não interferência do tempo de escape na densidade de indivíduos, sendo esperado uma resposta anti-predador maior (menor tempo de escape) em locais com menor abundância de *E. brasiliensis*.

Materiais e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em duas praias localizadas na porção sul da Ilha de Santa Catarina (SC): a praia do Matadeiro e a praia do Pântano do Sul (Figura 2. 1). A Praia do Matadeiro (27°45'1"S 48°29'59"O) possui 1.200 m de extensão de faixa de areia, com largura média de 25m e declividade média de 8°, areias finas e bem compactadas (Mazzer et al. 2008). Em sua extremidade norte, essa praia recebe o deságue dos afluentes dos rios Quinca Antônio e Sangradouro. Na confluência destes dois rios, no ano 2004, a concentração de coliformes totais e fecais era superior aos limites previstos pela Resolução CONAMA nº 20/86, respectivamente 165.000/ 100 mL (limite 1000) e 26.000/ 100mL (limite 200), devido principalmente ao aporte de efluentes domésticos (Morawisk et al. 2004). A praia do Pântano do Sul mede 3.920 m de comprimento estando delimitada pelos promontórios rochosos da ponta do Marisco, ao norte, e da ponta da Régua, ao sul. Esta praia recebe maior impacto antrópico nas proximidades da vila do Pântano do Sul, na extremidade norte da praia, onde existem restaurantes e casas construídos na faixa de areia. Na data que foi realizada a amostragem, ainda era permitido o trânsito de carros na praia além do trânsito diário de embarcações pesqueiras artesanais a motor. Recentemente, foram instaladas placas de sinalização proibindo a circulação de veículos na mesma, conforme a Ação Civil Pública nº 501.8417-07.2014.4.04.7200/SC.

Coleta de dados

Em cada praia foram definidos cinco pontos de amostragem, totalizando dez unidades amostrais. Os pontos de coleta foram distribuídos equidistantes a cada 100 metros, seguindo um gradiente de distanciamento a partir do costão esquerdo de entrada em cada praia. Os pontos de coleta foram classificados de acordo com: (1) dinâmica da praia: dissipativa ou intermediária; (2) granulometria do sedimento: fino ou muito fino; (3) presença ou ausência de aves potencialmente predadoras; (4) grau



de perturbações antrópicas: pouco ou muito, determinado a partir da ocorrência de atividades humanas como lançamento de efluentes, construções, presença de veículos na praia, ponto de saída de embarcações a motor, etc.; e (5) intervalo entre ondas (tempo de ondulação), estimado através da média de três contagens sequenciais do tempo de intervalo entre a chegada de ondas.

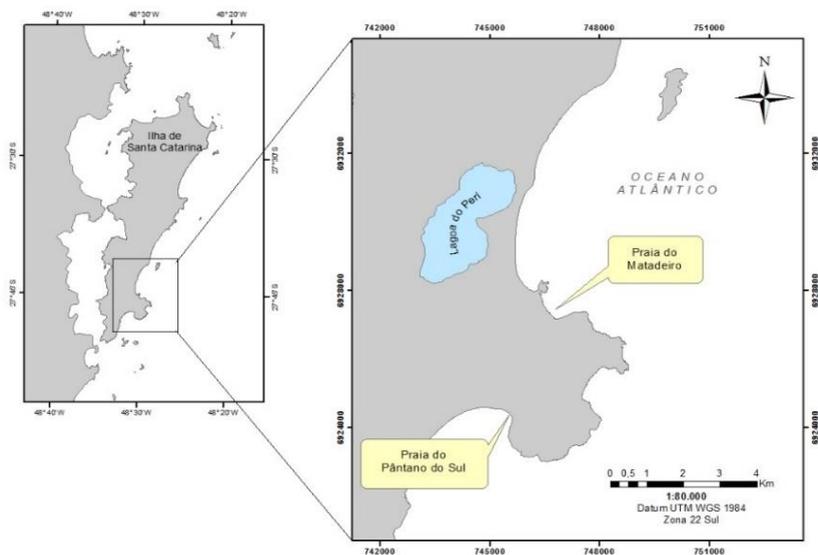


Figura 2. 1. Locais de coleta das amostras: Praia do Matadeiro e Praia do Pântano do Sul.

Em cada ponto de amostragem foram quantificados a abundância e tamanho médio dos indivíduos de *E. brasiliensis* (Cansi 2007). Para estimar a abundância foi utilizado um índice de abundância para um volume fixo de 2,5 L de areia coletada na zona entre marés. A areia coletada foi acondicionada em caixa plástica e a separação dos indivíduos e do sedimento foi feita mediante lavagem com água do mar com auxílio de peneira (malha de 1mm; Figura 2. 2). Em cada coleta foi realizada a contagem dos indivíduos presentes na amostra (2,5 L). De cada amostra, foram selecionados aleatoriamente 20 indivíduos para mensuração do comprimento rostro-caudal da carapaça com auxílio de paquímetro e posterior estimativa do tamanho médio.



Figura 2. 2. Procedimento realizado para a contagem de indivíduos de *E. brasiliensis* nos pontos de amostragem. (a) Coleta dos indivíduos; (b) Separação dos indivíduos e do sedimento com auxílio de uma peneira (malha 1 mm).

Para avaliar o tempo de escape de *E. brasiliensis*, em cada ponto de amostragem foram selecionados aleatoriamente 10 indivíduos com tamanho superior a 5 mm. Após medição do comprimento rostro-caudal os indivíduos eram liberados em uma cuba de plástico contendo 25% de areia e 75% de água do mar, previamente coletados em cada ponto de amostragem (Figura 2. 3). Foi observada a latência de escape, ou seja, o tempo entre a tatuíra ser liberada na lâmina d'água e o enterramento de 95% de seu corpo debaixo da areia (Cansi 2007). A cuba de plástico foi utilizada para o experimento, ao invés de observar os animais se enterrarem diretamente na areia na faixa de praia, afim de padronizar as condições ambientais entre os diferentes pontos amostrais. Após a realização dos testes, todos os indivíduos analisados foram devolvidos para o mar.

Análise de dados

A análise exploratória dos dados seguiu o protocolo proposto por Zuur et al. (2010). Colinearidades foram avaliadas utilizando o fator de inflação de variância (*variance inflation factors* – VIF; Zuur et al. 2010). Foram construídos e ranqueados Modelos Lineares Generalizados (*Generalized Linear Models* – GLM; Zuur et al. 2009), com distribuição *Gamma* e função de ligação log (*log link*) para avaliar a relação entre o

tempo de escape (variável resposta) e um conjunto de variáveis explanatórias: a) Contínuas: tamanho médio da carapaça (30 indivíduos) e o tempo de ondulação e b) Categóricas: dinâmica da praia, sedimento, perturbação, presença de aves predadoras (predação).



Figura 2. 3. Avaliação do tempo de escape: (a) medição do comprimento rostro-caudal; (b) cronometragem da latência de escape; (c) comportamento de enterramento.

Para explorar mais cuidadosamente a relação entre tamanho e tempo de escape, foi construído um segundo conjunto de modelos (GLM), também com distribuição *Gamma* e função de ligação log (*log link*), considerando todos os indivíduos amostrados e não a média por ponto, e incluindo ou não a perturbação antrópica como covariável.

Por fim, um terceiro conjunto de modelos (GLM), com distribuição binomial negativa e função de ligação log (*log link*), explorou a relação entre a abundância de *E. brasiliensis*, como variável resposta, e as variáveis explanatórias: tempo de ondulação e tempo de escape (contínuas); dinâmica da praia, sedimento, perturbação, presença de aves predadoras (categóricas). Para cada conjunto de modelos, foi utilizado o Critério de Informação de Akaike (AIC; Burnham & Anderson 2002) para seleção do modelo mais parcimonioso. As análises foram realizadas utilizando o software R Core Team (2015), com auxílio dos pacotes: *Vegan* (Oksanen et al. 2015) e *MASS* (Venables & Ripley 2002).

Resultados

Um total de 1040 indivíduos de *E. brasiliensis* foi amostrado nas duas praias, sendo 818 na praia do Matadeiro e 222 no Pântano do Sul. O tamanho médio dos indivíduos foi superior na praia do Pântano do Sul, assim como o tempo de escape médio (Tabela 2. 1). A densidade máxima registrada foi de 336 indivíduos, em um ponto amostrado na praia do Matadeiro, enquanto a mínima foi de 21 indivíduos, em um ponto amostrado na praia do Pântano do Sul. A média do tempo de escape variou entre 3,06 segundos (ponto 3, praia do Matadeiro) e 10,45 segundos (ponto 5, praia do Pântano do Sul). Em relação ao tamanho, o valor médio máximo foi 1,53 cm e o mínimo 0,81 cm, ambos registrados na praia de Matadeiro nos pontos 1 e 3 respectivamente.

Tabela 2. 1. Parâmetros de *E. brasiliensis* avaliados nas praias do Matadeiro e do Pântano do Sul: número de indivíduos amostrados em 2,5 L de areia (N); Tamanho médio (cm); Tempo de escape médio (s).

Praia	N	Tamanho médio	Tempo de escape médio
Matadeiro	818	1,02 ± 0,54	5,90 ± 3,13
Pântano do Sul	222	1,38 ± 0,59	6,47 ± 4,28

Na análise exploratória dos dados, nenhuma variável explicou claramente a variação do tempo de escape. Considerando a natureza de cada variável e aspectos biológicos, um modelo global foi ajustado incluindo as variáveis sedimento, presença de aves predadoras (predação), perturbação e o tamanho dos indivíduos (utilizando o tamanho médio para cada ponto amostrado). Gradualmente esse modelo foi simplificado e, pelo protocolo de seleção de modelos, o modelo nulo se apresentou como o mais parcimonioso, confirmando que as variáveis explanatórias utilizadas não interferem no tempo de escape (Tabela 2. 2). Utilizando todos os dados registrados de tamanho e tempo de escape (n=100) foi explorada a relação entre as duas variáveis e considerando a covariável perturbação do ambiente (Figura 2. 4). O modelo selecionado relacionou o tempo de escape com o tamanho dos indivíduos (Tabela 2. 3), e indivíduos maiores apresentaram menor tempo de escape.

Tabela 2. 2. Seleção dos modelos pelo critério de Akaike (AIC) da relação entre o tempo de escape (Esc) e as variáveis explanatórias: sedimento (Sed), perturbação do ambiente (Pert), predação (Pred) e tamanho de indivíduos (Tam). $Esc \sim 1$ representa o modelo nulo e K o número de parâmetros.

Modelo	K	AIC	ΔAIC
Esca ~ 1	2	43,94	0,00
Esca \sim Pert	3	45,87	1,94
Esca \sim Pert + Tam	4	47,54	3,61
Esca \sim Din + Pert + Tam	5	49,26	5,32
Esca \sim Sed + Pert + Pred + Tam	6	51,24	7,30

Em relação à variação da abundância de *E. brasiliensis*, a análise exploratória dos dados mostrou que aparentemente mais de uma variável explanatória deve ser considerada. Um modelo global incluiu as variáveis sedimento, ondulação, perturbação, presença de predadores, tempo de escape e o tamanho dos indivíduos. Após uma gradual simplificação desse modelo, aquele mais parcimonioso sugeriu o tamanho, a predação e o tempo de ondulação como variáveis que possivelmente explicam a abundância (Tabela 2. 4). Notou-se graficamente uma relação positiva entre o tempo de ondulação e a abundância, assim como uma relação negativa da abundância com o tamanho e a predação (Figura 2. 5).

Tabela 2. 3. Seleção dos modelos pelo critério de Akaike (AIC) da relação entre o tempo de escape (Esc) com o tamanho dos indivíduos (N= 100) e perturbação do ambiente (Pert). K representa o número de parâmetros.

Modelo	K	AIC	ΔAIC
Esc \sim Tamanho	3	512,44	0,00
Esc \sim Tamanho + Pert	4	514,42	1,98
Esc ~ 1	2	514,71	2,27
Esc \sim Tamanho*Pert	5	516,42	3,98

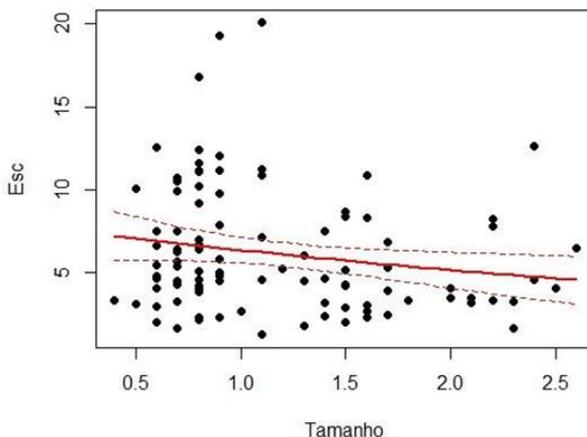


Figura 2. 4. Relação entre o tempo de escape (s) e o tamanho dos indivíduos (cm). A linha vermelha indica a tendência e a linha pontilhada o intervalo de confiança de 95%.

Tabela 2. 4. Seleção dos modelos pelo critério de Akaike (AIC) da relação entre a densidade e as variáveis: sedimento (Sed), tempo de ondulação (Ond), perturbação (Pert), predação (Pred), tempo de escape (Esca) e tamanho de indivíduos (Tam). K representa o número de parâmetros.

Modelo	K	AIC	ΔAIC
N ~ Ond + Pred + Tam	3	106.97	0.00
N ~ Ond + Pert + Pred + Tam	5	107.92	0.95
N ~ Sed + Ond + Pert + Pred + Tam	7	109.81	2.34
N ~ Sed + Ond + Pert + Pred + Esca + Tam	8	111.69	4.72

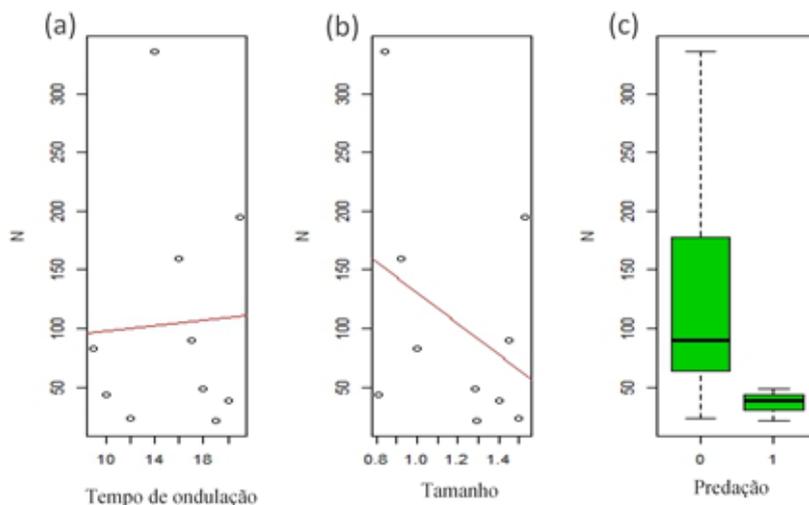


Figura 2. 5. Relação entre a densidade (N) com as variáveis explanatórias: a) Tempo de ondulação; b) Tamanho dos indivíduos (cm); c) Predação.

Discussão

O comportamento de enterramento é uma estratégia realizada por várias espécies que habitam na zona intermaré de praias arenosas para evitar tanto a predação como os agentes estressores ambientais. A primeira hipótese do presente estudo sobre a influência de descritores ambientais e fatores biológicos no tempo de escape de *E. brasiliensis* foi parcialmente aceita. Embora o modelo selecionado tenha sido o modelo nulo, uma abordagem utilizando todos os dados (e não só as médias de cada ponto) revelou uma relação negativa entre o tempo de escape de *E. brasiliensis* e o tamanho corporal. Indivíduos de maior tamanho apresentaram menor tempo de escape (enterram-se mais rapidamente). Esse mesmo resultado foi verificado por Cansi (2007) nas praias de Garopaba e Siriú, Santa Catarina, e por Defeo et al. (2001) nas praias de Barra de Chuy e Arachania, Uruguai. Um estudo do comportamento de enterramento de *E. analoga*, realizado por Lastra et al. (2004) no Chile, registrou um

resultado diferente. O estudo foi realizado em uma única praia com um extremo apresentando características de praia dissipativa e o outro reflexiva (McLachlan 1983). Os resultados mostraram que indivíduos de maior tamanho demoram mais tempo para se enterrar no extremo dissipativo, e no extremo reflexivo o tempo de escape resultou independentemente do tamanho do indivíduo. Isso foi atribuído à diferença no tempo de ondulação nos dois extremos. Quanto menor o tempo de ondulação, menor o tempo de escape. No entanto, também no Chile, Jaramillo (2000) não achou diferenças significativas no tempo de escape de *E. analoga* em praias com diferente morfodinâmica.

O presente estudo foi desenvolvido em duas praias e cada uma delas apresentou características de praia dissipativa e intermediárias, além de graus de perturbação diferentes. Embora o modelo selecionado não tenha incluído a variável perturbação, Cansi (2007) comparou os tamanhos dos indivíduos de *E. brasiliensis* em uma praia urbanizada e uma preservada e encontrou na praia mais preservada indivíduos de maior tamanho, e estes se enterravam mais rapidamente. No presente estudo, os pontos amostrais avaliados talvez não representem diferenças suficientes quanto ao grau de perturbação, o que dificulta uma leitura conclusiva desse resultado. Torna-se necessária a avaliação de pontos distintos com maior amplitude de interferência antrópica entre si.

Em relação à abundância, os descritores selecionados pelo modelo foram tempo de ondulação, tamanho corporal e predação. Nossos resultados expressaram uma relação positiva da abundância com o tempo de ondulação: maior tempo de ondulação, maior abundância, como verificada por Hessel et al. (2012) e Veloso et al. (2003). Esse resultado pode ser atribuído à menor turbulência observada nos ambientes de maior tempo de ondulação, proporcionando assim um habitat mais adequado para a população de *E. brasiliensis*. No que refere à influência da predação sobre a abundância dos tatuíras, nosso estudo revelou uma relação inversamente proporcional. Como esperado, locais com presença de aves potencialmente predadoras no entorno apresentaram abundância menor de *E. brasiliensis*. No entanto, a baixa abundância presente nos primeiros pontos de amostragem da praia do Pântano do Sul (incluindo os pontos com presença de predadores) pode ser uma resposta a fatores antrópicos (trânsito de turistas e, até o momento, trânsito de carros na praia) e predação atuando conjuntamente. A variável perturbação não foi selecionada para explicar a

abundância dos tatuíras, o que pode ser consequência de uma amostra pouco representativa dessa variável explicativa. Estudos relacionados com a importância das perturbações sobre a abundância de *E. brasiliensis* revelaram que a densidade é fortemente influenciada pela perturbação antrópica: existe uma maior abundância nas praias mais preservadas (Veloso et al. 2006; Cansi 2007). A ausência dos indivíduos em ambientes com perturbação antrópica pode ser atribuída à falta de alimento disponível e inadequações físico-químicas no entorno (Lercari & Defeo 1999).

A influência do tamanho corporal na abundância foi inversamente proporcional: maior tamanho corporal, menor abundância. Este resultado foi demonstrado também por Defeo & Lercari (2001) em uma escala local. As diferenças observadas na escala local (morfodinâmica de praias e fatores bióticos) podem ser observadas em uma escala latitudinal. Um estudo realizado ao longo de 2700 km de litoral desde o Uruguai até o Rio de Janeiro mostrou que a abundância de *E. brasiliensis* aumenta de zonas temperadas a subtropicais, e que os organismos que habitam em regiões temperadas apresentam maior tamanho em comparação aos que habitam em regiões subtropicais (Defeo & Cardoso 2004). O resultado aqui observado também pode ser uma representação da estruturação populacional.

A presente pesquisa contribui com informações complementares aos resultados dos diversos estudos realizados sobre a ecologia de *E. brasiliensis* ao longo do litoral do Atlântico Sul, e os seguintes achados podem ser sumarizados. A relação entre abundância e comportamento anti-predação foi indireta. Aparentemente a abundância responde a uma condição de habitat (ondulação) e a exposição à predação, sendo áreas menos expostas também áreas com maior abundância. A redução da abundância com o aumento do tamanho pode espelhar uma estruturação etária, com o decaimento no número de indivíduos com o envelhecimento das coortes. Assim, o comportamento anti-predador estaria favorecendo a sobrevivência dos indivíduos maiores. Amostragens sequenciais e uma melhor representação das variáveis explicativas na amostra são fundamentais para uma leitura definitiva desses padrões e relações causais, informações estas basais para o entendimento da dinâmica populacional.

Agradecimentos

Agradecemos aos professores e coordenadores do curso de campo do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFSC e também à Floram e aos funcionários do Parque Municipal da Lagoa do Peri pelo acolhimento e infraestrutura para a realização deste trabalho.

Bibliografia

- Burnham, K. P., Anderson, D. R. (2002). "Avoiding Pitfalls When Using Information-Theoretic Methods". *The Journal of Wildlife Management*, 66(3): 912-918.
- Brazeiro, A. (2005). "Geomorphology induces life history changes in invertebrates of sandy beaches: the case of the mole crab *Emerita analoga* in Chile". *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85: 113-120.
- Calado, T. S. (1998). "Biogeografia dos Hippoidea no Atlântico (Crustacea: Decapoda) com ênfase ao Brasil". *Boletim de Estudos de Ciência do Mar*, 10: 83-85.
- Cansi, E. R. (2007). "Comportamento de escape de *Emerita brasiliensis* (Crustacea, Anomura, Hippidae); Schmitt, 1935". Dissertação. Mestrado em Biologia Animal- Universidade de Brasília/ Instituto de Biologia, Brasília.
- Coelho, P. A., Tenório, D. O., Ramos-Porto, M., Mello, R. S. (2004). "A fauna bêntica do estado de Pernambuco" Em: Eskinazi-Leça, E., Neumann-Leitão, S., Costa, M. F. *Oceanografia: um cenário tropical*. Recife: Bagaço.
- Contreras, H., Defeo, O., Jaramillo, E. (1999). "Life history of *Emerita analoga* (Stimpson) (Anomura, Hippidae) in a sandy beach of south central Chile". *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 48(1): 101-112.
- Defeo, O., Brazeiro, A., de Alava, A., Riestra, G. (1997). "Is sandy beach macrofauna only physically controlled? Role of substrate and competition in Isopods". *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45: 433-462.
- Defeo, O., Gomez, J., Lercari, D. (2001). "Testing the swash exclusion hypothesis in sandy beach populations: The mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay". *Marine Ecology Progress Series*, 212: 159-170.

- Defeo, O., Cardoso, R. S. (2004). "Latitudinal patterns in abundance and life-history traits of the mole *Emerita brasiliensis* on South American sandy beaches". *Diversity and Distributions*, 10: 89-98.
- Delgado, E., Defeo, O. (2006). "A complex sexual cycle in sandy beaches: The reproductive strategy of *Emerita brasiliensis* (Decapoda: Anomura)". *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 86(2): 361-368.
- Elton, C., Nicholson, M. (1942). "The Ten-Year Cycle in Numbers of the Lynx in Canada". *Journal of Animal Ecology*, 11(2): 215-244.
- Hessel, M., Bezamat, C., Mello, A. J. M., Bueloni, F. S., Paludo, G. F., Sticca, S. C., Daura-Jorge, F. G. (2012). "A Influência de descritores ambientais na desidade de *Emerita brasiliensis* (Crustacea), em três praias na Ilha de Santa Catarina". Em: Fuentes, E. V., Hessel, M., Hernández, M. I. M. *Estudos ecológicos na Ilha de Santa Catarina*. PPG Ecologia UFSC 2011, Florianópolis.
- Hubbard, D. M., Dugan, J. E. (2003). "Shorebird use of an exposed sandy beach in southern California". *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58S: 41-54.
- Jaramillo, E., Dugan, J., Contreras, H. (2000). "Abundance, tidal movement, population structure and burrowing rate of *Emerita analoga* (Anomura, Hippidae) at a dissipative and a reflective sandy beach in South Central Chile". *Marine Ecology*, 21: 113-127.
- Lastra, M., Jaramillo, E., López, J., Contreras, H., Duarte, C., Rodríguez, J. G. (2004). "Population abundances, tidal movement, burrowing ability and oxygen uptake of *Emerita analoga* (Stimpson) (Crustacea, Anomura) on a sandy beach of south-central Chile". *Marine Ecology*, 25(1): 71-89.
- Lercari, D., Defeo, O. (1999). "Effects of Freshwater Discharge in Sandy Beach Populations: The Mole Crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay". *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49: 457-468.
- Lercari, D., Defeo, O. (2003). "Variation of a sandy beach macrobenthic community along a human-induced environmental gradient". *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58S: 17-24.

- Mazzer, A. M., Dillenburg, S. R., Souza, C. R. (2008). "Proposta de método para análise de vulnerabilidade à erosão costeira no sudeste da ilha de Santa Catarina, Brasil". *Revista Brasileira de Geociências*, 38(2): 278-294.
- McLachlan, A. (1983). "Sandy beach ecology - a review". Em: McLachlan, A., Erasmus, T. *Sandy beaches as ecosystems*. Springer, Netherlands.
- Morawisk, A. A., Moraes, A. C. Z., Blasi, C. R., Cardoso, C. S., Varela, C. M., Lacerda, D. P., Lima, F. T., Maia, F. O., Silva, G. P., Orofino, G. G., dos Santos, M. C., Torres, P. C., Schmitz, R. (2004). "Avaliação da qualidade hídrica do Rio Quinca Antônio". Em: *Relatório de monitoramento (Curso Técnico de Meio Ambiente)*. Instituto Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Oksanen, J. F., Blanchet, G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Henry, H. M., Wagner, S., Wagner, H. (2015). "vegan: Community Ecology Package". *R package version 2.3-2*. URL <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Petracco, M., Veloso, V. G., Cardoso, R. S. (2003). "Population dynamics and secondary production of *Emerita brasiliensis* (Crustacea: Hippidae) at Prainha beach, Brazil". *Marine Ecology*, 24: 231-245.
- Pinotti, R. M., Minasi, D. M., Colling, L. A., Bemvenuti, C. E. (2014). "A review on macrobenthic trophic relationships along subtropical sandy shores in southernmost Brazil". *Biota Neotropica*, 14: 1-12.
- Powell, C. L., Ferdin, M. E., Busman, M., Kvitek, R. G., Doucette, G. J. (2002). "Development of a protocol for determination of domoic acid in the sand crab (*Emerita analoga*): a possible new indicator species". *Toxicon*, 40: 485-492.
- Quinn, J. L., Cresswell, W. (2005). "Escape response delays in wintering redshank, *Tringa totanus*, flocks: perceptual limits and economic decisions". *Animal Behaviour*, 69: 1285-1292.
- R Core Team. (2015). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.

- Rome, M. S., Young-Williams, A. C., Davis, G. R., Hines, A. H. (2005). "Linking temperature and salinity tolerance to winter mortality of Chesapeake Bay blue crabs (*Callinectes sapidus*)". *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 319: 129-145.
- Subramoniam, T., Gunamalai, V. (2003). "Breeding biology of the intertidal sand crab, *Emerita* (Decapoda: Anomura)". *Advances in Marine Biology*, 46: 91-182.
- Townsend, C. R., Begon, M., Harper, J. L. (2006). *Fundamentos em ecologia*. Porto Alegre: Artmed.
- Veloso, V. G., Cardoso, R. S. (1999). "Population biology of the mole crab *Emerita brasiliensis* (Decapoda: Hippidae) at Urca beach, Brazil". *Journal of Crustacean Biology*, 19: 147-153.
- Veloso, V. G., Caetano, C. H. S., Cardoso, R. S. (2003). "Composition, structure and zonation of intertidal macrofauna in relation to physical factors in microtidal sandy beaches at Rio de Janeiro State, Brazil". *Scientia Marina*, 67(4): 393-402.
- Veloso, V. G., Silva, E. S., Caetano, C. H. S., Cardoso, R. S. (2006). "Comparison between the macroinfauna of urbanized and protected beaches in Rio de Janeiro State, Brazil". *Biological Conservation*, 127: 510-515.
- Venables, W. N., Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*. Springer, New York
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., Smith, G. M. (2009). "Mixed effects models and extensions in ecology with R". *Statistics for Biology and Health*.
- 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(1): 3-14.

Influência do habitat na atividade de predação e morfometria de *Stramonita haemastoma* em costão rochoso

Cerveira, A.; Scheer, G. G.; Maia, H.; Fogaça, I. B.; Gomes, T. C.; Segal, B.

Introdução

Dentre os ecossistemas presentes na região entremarés e habitats da zona costeira, os costões rochosos são considerados um dos mais importantes por conterem uma grande riqueza de espécies de grande importância ecológica (Coutinho & Zalmon 2009). Condições físicas como flutuações de maré, ações de ondas, salinidade e temperatura, assim como interações tróficas, afetam a distribuição de espécies e a estrutura das comunidades nesses ecossistemas (Menge 1978; Menge & Lubchenco 1981; Underwood & Anderson 1994; Wootton 1994; Navarrete 1996).

As diferenças no grau de exposição às ondas geram consequências diretas para a biota, influenciando a distribuição dos organismos. A principal limitação que os organismos enfrentam neste ambiente refere-se a sua fixação (Coutinho & Zalmon 2009), pois a ação das ondas pode desalojar organismos do entremarés pelo empuxo, reação de aceleração e forças de arrasto (Denny et al. 1985).

Nesse ecossistema, os gastrópodes são capazes de tolerar tanto condições expostas, quanto abrigadas, mostrando consideráveis variações de tamanho (Coutinho & Zalmon 2009). Em relação à morfologia da concha, vários organismos do entremarés podem apresentar variações ao longo de um gradiente de exposição às ondas (Tresselt et al. 1993), sugerindo uma relação existente entre a intensidade da força transmitida pelas ondas e a adequação morfológica dos organismos. Estudos anteriores sugerem que o tamanho da abertura da concha destes organismos é relativamente maior em ambientes expostos, indicando que possuem um grande pé, permitindo uma melhor adesão ao substrato (Coutinho & Zalmon 2009).

O gênero *Stramonita* contempla gastrópodes predadores que se estendem desde a zona do médio-litoral até o infralitoral, dependendo do batimento de ondas ou da disponibilidade de presas. Quanto ao hábito alimentar, se alimenta de bivalves, cracas, *Colisella* sp. e *Phragmatopoma* spp. (Rios 1994), nas faixas mais inferiores da região entremarés (Coutinho & Zalmon 2009). *Stramonita haemastoma* (Linnaeus 1758) é considerado um dos predadores de topo de ostras e mexilhões na costa de Santa Catarina, Brasil (Ferreira & Magalhães 2004; Nascimento & Pereira 2004; Poli 2004). Um estudo recente, conduzido por Faroni-Perez et al. (2015) em ecossistemas de costões rochosos no sul da Ilha de Santa Catarina, mostrou que a maior densidade de *S. haemastoma* foi registrada em ambientes protegidos da ação de ondas e foi associada a uma maior abundância de mexilhões *Perna perna* (Linnaeus 1758).

Partindo do pressuposto de que organismos que vivem no ambiente mesolitoral distribuem-se conforme sua tolerância fisiológica e mecânica em relação ao hidrodinamismo e sua interação com as marés, o objetivo deste estudo foi avaliar se existem diferenças no tamanho, na morfometria e na atividade alimentar de *S. haemastoma* em dois habitats diferenciados pela ação das ondas, um considerado protegido e outro, exposto. Para tanto, as hipóteses deste estudo foram que: (i) no habitat protegido espera-se maior ocorrência de indivíduos com menor comprimento, enquanto que, o habitat mais exposto seja ocupado por indivíduos com maior comprimento; que (ii) a razão morfométrica entre o tamanho da abertura da concha e o comprimento do indivíduo deva ser menor no habitat exposto e que; (iii) indivíduos com maior comprimento apresentem maior atividade de predação no habitat exposto e indivíduos com menor comprimento no habitat protegido da ação de ondas.

Materiais e métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado nos costões rochosos da Ilha das Campanhas, na praia da Armação, localizada no sul da Ilha de Santa Catarina, Brasil (Figura 3. 1). A formação da Ilha das Campanhas possui áreas de costões com diferentes graus de exposição hidrodinâmica devido à geomorfologia da costa local. A área de costão rochoso

considerada exposta foi localizada na extremidade norte da Ilha das Campanhas, enquanto a área considerada protegida foi localizada na região entre os trapiches e a faixa de areia da praia da Armação, dentro de uma enseada.



Figura 3. 1. Localização dos habitats, exposto (●) e protegido (O), amostrados na Ilha das Campanhas na Armação do Pântano do Sul, Florianópolis, SC.

Coleta de Dados

Os dados foram coletados nos dois habitats de costão rochoso diferenciados pela ação das ondas, no período da manhã do dia 08 de Novembro de 2015 (Figura 3. 2). As áreas foram escolhidas à priori, buscando-se as áreas de ocorrência de mexilhões *P. perna*, onde foi observada em estudo anterior uma maior ocorrência do gastrópode *S. haemastoma* (Faroni-Perez et al. 2015).

Em cada habitat, ao longo de 15 metros, foram coletados 55 indivíduos por busca ativa. Este método consistiu na coleta de um indivíduo grande e, seguidamente do indivíduo menor mais próximo, com o intuito de homogeneizar a amostragem tanto de indivíduos grandes quanto de indivíduos pequenos. A busca ativa foi realizada como alternativa à metodologia de amostragem por parcelas (1 × 1 m) realizada no

estudo de Faroni-Perez et al. (2015), devido às condições adversas do batimento de ondas, subida da maré e pouca agregação dos indivíduos da espécie.



Figura 3. 2. Detalhe das áreas de estudo nos costões rochosos da Ilha das Campanhas na Armação do Pântano do Sul, Florianópolis, sendo o habitat (A) Exposto e (B) Protegido.

Para cada indivíduo foram obtidas medidas de comprimento total da concha (Figura 3. 3A) e de largura da abertura da concha, no eixo da columela (Figura 3. 3B), utilizando um paquímetro. Durante a coleta, foram identificados e separados indivíduos que estavam em atividade de predação (Figura 3. 4 e Figura 3. 5) e que não apresentaram essa atividade.

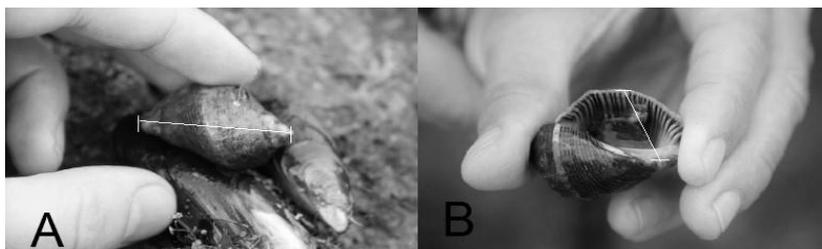


Figura 3. 3. *Stramonita haemastoma* em (A) vista dorsal – comprimento; e (B) vista ventral – eixo da columela.



Figura 3. 4. *Stramonita haemastoma* em atividade de predação sobre o mexilhão *Perna perna*.

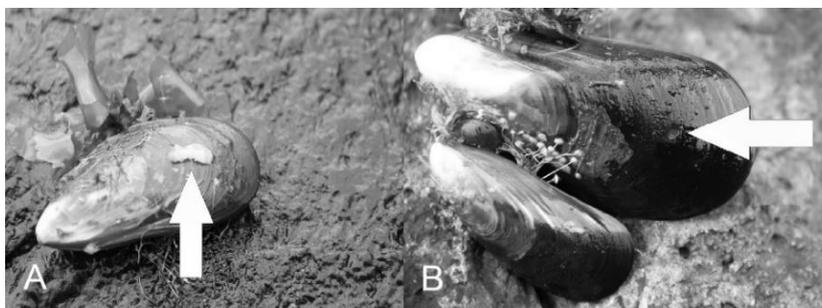


Figura 3. 5. (A) Mexilhão *Perna perna* com a probóscide aderida a uma das valvas do gastrópode e (B) com buraco feito pela rádula de *Stramonita haemastoma*.

Análise de dados

Análises exploratórias e modelagem para teste de hipóteses foram realizadas no programa R (R Core Team 3.2.2, 2015). Para verificar a relação entre o comprimento da concha e a razão morfométrica dos indivíduos em relação aos habitats, foram realizados testes *t*. Modelos lineares generalizados (GLM) foram ajustados aos dados

buscando explicar atividade de predação dos indivíduos em relação a seu comprimento de concha e habitat, sendo as variáveis explicativas o comprimento dos indivíduos e habitats.

Resultados

Dos 110 indivíduos amostrados, o comprimento médio no habitat exposto foi de $28,36 \pm 6,84$ mm e no protegido de $35,11 \pm 9,99$ mm. A diferença no tamanho dos indivíduos entre os diferentes habitats foi altamente significativa ($gl=108$; $P < 0,001$). A razão morfométrica (largura da abertura da concha/comprimento) teve uma média de $0,39 \pm 0,11$ em habitat exposto e $0,42 \pm 0,07$ em habitat protegido. Em relação aos habitats, a razão morfométrica não apresentou diferença significativa ($gl=69,384$; $P = 0,105$), uma vez que a variância dos dados foi alta. Apesar disto, há uma tendência de menor razão morfométrica dos indivíduos no habitat exposto do que no protegido (Figura 3. 6).

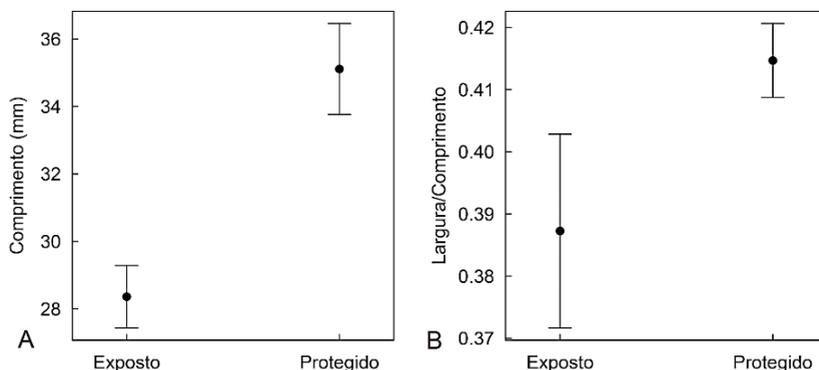


Figura 3. 6. Comprimento médio da concha (mm) (A) e razão morfométrica entre largura da abertura da concha e comprimento (B) para *Stramonita haemastoma* nos habitats exposto e protegido. As barras representam o erro padrão.

Os resultados observados apontam que 51% dos indivíduos de *S. haemastoma* apresentaram atividade de predação, sendo 31% no ambiente exposto e 20% no protegido (Figura 3. 7). Os resultados dos modelos mostraram que tanto o comprimento

($P = 0.874$) quanto o tipo de hábitat ($P = 0.192$) não explicaram significativamente a atividade de predação dos indivíduos de *S. haemastoma* (Tabela 3. 1).

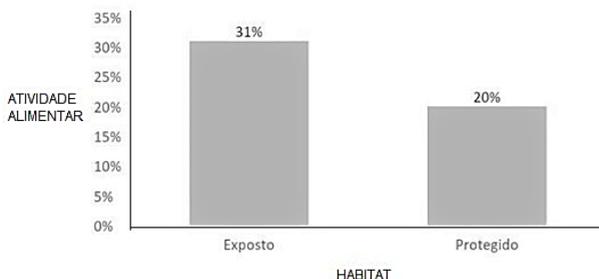


Figura 3. 7. Porcentagem de *Stramonita haemastoma* em atividade de predação por habitat.

Tabela 3. 1. Resultados do GLM para a relação entre predação e comprimento e predação e habitat.

Variável	Coefficiente	Erro padrão	Z	P
Intercepto	-0,953	0,794	-1,2	0,23
Comprimento	-0,004	0,024	-0,159	0,874
Intercepto	-0,804	0,292	-2,757	0,006 **
Habitat	-0,582	0,446	-1,305	0,192

Discussão

No habitat protegido os indivíduos apresentaram maior comprimento do que no exposto, rejeitando a nossa primeira hipótese. Entretanto, os resultados de Faroni-Perez et al. (2015) obtidos nos mesmos locais, demonstram um padrão oposto em que indivíduos de maior comprimento são encontrados em ambiente exposto. Em contrapartida, a relação observada do comprimento dos indivíduos pode ser resultado de diferenças no recrutamento entre o presente estudo e o anterior, uma vez que esta espécie é caracterizada pelo seu hábito bentônico, reprodução com desova em ambientes litorâneos e larvas planctônicas (Roughgarden et al. 1988; Pineda et al. 2007; Shanks 2009).

Neste estudo, agregações reprodutivas, postura e desova foram observadas no hábitat protegido, indicando uma possível sazonalidade reprodutiva em relação à temperatura. Britton e Morton (1989) mostram que o processo de desova é iniciado em temperaturas acima dos 20° C da água do Golfo do México. Devido à condição atípica climática, devido ao El Niño, ocorreu um atraso no aumento das temperaturas locais neste ano. Em estudo realizado no mesmo local e período de coleta, avaliando a densidade e composição do zooplâncton (Scheer et al. 2015, neste volume, pág. 61), foi observado que a temperatura variou entre 19,5° C e 21,35° C, ou seja, as temperaturas medidas no período observado estão abaixo do esperado para a época de coleta. Isso indica que o comprimento observado no estudo possivelmente foi influenciado pelo atraso do período reprodutivo da espécie. Possivelmente as observações do estudo de Faroni-Perez et al. (2015) foram realizadas em um momento posterior ao período reprodutivo da espécie, sendo observada, dessa forma, grande quantidade de indivíduos de pequeno porte no habitat protegido.

A tendência de menor razão morfométrica dos indivíduos no habitat exposto sugere que estes indivíduos apresentam um maior pé a fim de obter maior adesão ou fixação ao substrato, de acordo com a segunda hipótese. Segundo Faroni-Perez et al. (2015), a adesão de indivíduos menores em ambientes expostos à ação mais severa e constante de ondas é desfavorecida, fazendo com que eles tendam a ficar em ambientes mais abrigados.

Em relação à nossa terceira hipótese, a atividade de predação não foi explicada pela influência de habitat, tão pouco pelo comprimento dos indivíduos de *S. haemastoma*. Semelhante padrão foi encontrado no trabalho de Rilov et al. (2004), em que menos de 50% dos indivíduos apresentaram atividade de predação em condições favoráveis, como no ambiente protegido. Segundo Rilov et al. (2002), a atividade de predação de *S. haemastoma* está relacionada com o tamanho, ou seja, quanto maior o indivíduo maior sua atividade de predação. Entretanto, os resultados observados no presente estudo não condizem com essa observação e uma explicação que pode ser avaliada é a postura de ovos de *S. haemastoma* no habitat protegido, como discutido anteriormente. Neste caso, os maiores indivíduos encontrados estavam agregados em atividade de desova no momento da amostragem e não em atividade de forrageamento.

A abundância dos indivíduos em atividade de predação verificada no estudo anterior (Faroni-Perez et al. 2015), poderia ser explicada pela influência da disponibilidade de presas, ou seja, de mexilhões *P. perna* (Rilov et al. 2002). É provável que o resultado encontrado neste estudo esteja associado a uma mudança do habitat quando comparado ao ano anterior. Essa mudança deu-se pela considerável redução na densidade do mexilhão *P. perna*, engenheiro ecossistêmico, que fornece proteção e alimento ao *S. haemastoma*. Essa diminuição de recurso e mudança na estruturação do habitat podem estar associadas à extração de *P. perna* para consumo por moradores locais, uma vez que foi observada menor abundância da espécie nos dois habitats no ano de 2015, em comparação ao ano anterior (B. Segal, observação pessoal).

Considerações finais

As diferenças na estrutura de tamanho de *S. haemastoma* observadas entre os estudos realizados em 2014 e 2015 parecem estar associadas ao período reprodução e recrutamento da espécie, que por sua vez pode ter sofrido influência das temperaturas anômalas em ano de El Niño. Adicionalmente, a considerável mudança estrutural do hábitat devido à menor abundância de *P. perna* poderia explicar as diferenças da atividade alimentar observadas em *S. haemastoma* em ambos habitats.

Agradecimentos

Agradecemos especialmente a Leonardo Sandrini, pós-doutorando do PPG em Ecologia, pelas contribuições com as análises estatísticas e a todos os colaboradores para a realização desse trabalho. Agradecemos em especial principalmente à Floram a aos funcionários do Parque Municipal da Lagoa do Peri.

Bibliografia

- Britton, J. C., Morton, B. (1989). *Shore ecology of the Gulf of Mexico*. University of Texas Press, Austin.
- Coutinho, R., Zalmon, I. R. (2009). "Os bentos de costões rochosos". Em: Pereira, R.C., Soares-Gomes, A. *Biologia Marinha*, 2ª ed. Interciência, Rio de Janeiro.

- Denny, M. W., Daniel, T. L., Koehl, M. A. R. (1985). "Mechanical limits to size in wave-swept organisms". *Ecol. Monogr.*, 55: 69-102.
- Faroni-Perez, L., Grillo, A. C. M., Leite, G. F. M., Segal, B. (2015). "Efeito da exposição a ondas e disponibilidade de recursos alimentares sobre a densidade e tamanho de *Stramonita haemastoma* (Mollusca: Gastropoda)". *Em: Faroni-Perez, L. Brentano, D. M., Segal, B., Hernández, M. I. M. Ecologia de Campo: do ambiente à comunidade PPG Ecologia UFSC 2014*, Florianópolis.
- Ferreira, J. F., Magalhães, A. R. M. (2004). "Cultivo de Mexilhões". *Em: Poli, C. R., Poli, A., Andreatta, E., Beltrame, E. Aquicultura: Experiências Brasileiras*. Multitarefa, Florianópolis.
- Menge, B. A. (1978). "Predation intensity in a rocky intertidal community. Relation between predator foraging activity and environmental harshness". *Oecologia*, 34: 1-16
- Menge, B. A., Lubchenco, J. (1981). "Community organization in temperate and tropical rocky intertidal habitats: prey refuges in relation to consumer gradients". *Ecol. Monogr.*, 51: 429-450.
- Nascimento, I. A., Pereira, S. A. (2004). "Cultivo de ostra do mangue *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828)". *Em: Poli, C. R., Poli, A., Andreatta, E., Beltrame, E. Aquicultura: Experiências Brasileiras*. Multitarefa, Florianópolis.
- Navarrete, S. A. (1996). "Variable predation: effects of whelks on a mid-intertidal successional community". *Ecol. Monogr.*, 66: 301-321.
- Poli, C. R. (2004). "Cultivo de ostras do Pacífico (*Crassostrea gigas*, 1852)". *Em: Poli, C. R., Poli, A., Andreatta, E., Beltrame, E. Aquicultura: Experiências Brasileiras*. Multitarefa, Florianópolis.
- Rilov, G., Gasith, A., Benayahu, Y. (2002). "Effect of an exotic prey on the feeding pattern of a predatory snail". *Mar Environ Res*, 54: 85-98
- Rilov, G., Benayahu, Y., Gasith, A. (2004). "Life on the edge: do biomechanical and behavioral adaptations to wave-exposure correlate with habitat partitioning in predatory whelks?" *Marine Ecology Progress Series*, 282: 193-204.

- Rios, E. C. (1994). *Seashells of Brazil*. Museu Oceanográfico, Fundação Cidade do Rio Grande.
- Roughgarden, J., Gaines, S., Possingham, H. (1988). "Recruitment dynamics in complex life cycles". *Science*, 241:1460-1466.
- Pineda, J., Hare, J. A., Sponaugle, S. (2007). "Larval transport and dispersal in the coastal ocean and consequences for population connectivity". *Oceanography*, 20: 22-39.
- Scheer, G. G., Cerveira, A., Maia, H., Fogaça, I. B., Gomes, T. C., Koettker, A. G. (2016). "Variação nictemeral da densidade e composição de zooplâncton em um ambiente costeiro". Em: Teixeira, T. R., Agrelo, M. Segal, B., Hanazaki, N., Giehl, E. L. H. *Ecologia de Campo: Do mar às montanhas. PPG Ecologia UFSC 2015*, Florianópolis.
- Shanks, A. L. (2009). "Pelagic larval duration and dispersal distance revised". *The Biological Bulletin*, 216: 373-385.
- Tressell, G. C., Johnson, A. S., Rudolph, S. G., Gilfillan, E. S. (1993). "Resistance to dislodgement: habitat and size-specific differences in morphology and tenacity in an intertidal snail". *Marine Ecology Progress Series*, 100: 135-144.
- Underwood, A. J., Anderson, M. J. (1994). "Seasonal and temporal aspects of recruitment and succession in an intertidal fouling assemblage". *J Mar Biol Assoc UK*, 74: 563-584.
- Wootton, J. T. (1994). "Predicting direct and indirect effects: an integrated approach using experiments and path analysis". *Ecology*, 75: 151-165.



Gradiente vertical do tamanho das cracas *Tetraclita stalactifera* e *Chthamalus bisinuatus* do costão rochoso da Praia da Armação, Florianópolis, Santa Catarina

Teixeira, T. R., Sühs, R. B., Maes, M. E., Beras, T., Fontoura, L., Freitas, R. H. A.

Introdução

Os costões rochosos são ecossistemas marinhos de substrato consolidado, influenciados pela interface entre o ambiente terrestre e marinho. Estes ambientes apresentam alta riqueza de espécies, grande biomassa e alta produtividade, principalmente pelo aporte de nutrientes advindos dos ambientes terrestres (Moreno & Rocha 2012).

Diversos fatores físicos influenciam a distribuição dos organismos nos costões, destacando-se, a ação das ondas, oscilação e intensidade das marés (Calil 2007). Tais variações, que alteram os padrões de temperatura e o nível de dessecação dos organismos, determinam a distribuição das espécies em três zonas, infralitoral, médio-litoral e supralitoral. A zona infralitoral se inicia com o aparecimento das macroalgas e permanece sempre submersa. A zona supralitoral está acima da linha da maré alta e sofre influência dos borrifos de água. Já a zona de mesolitoral situa-se entre a maré alta e baixa, com períodos alternados de imersão e emersão, habitam esta zona macroalgas, plânctons, crustáceos, entre outros (Pereira & Soares-Gomes 2009).

Entre os organismos encontrados no médio-litoral, as cracas (Cirrepedia) constituem um dos grupos dominantes de macro-organismos. Por sua presença ter influência na fixação de outras espécies, são considerados elementos chave nestas comunidades (Da Gama et al. 2009). A grande superfície de fixação e as placas calcárias que protegem o corpo do animal tornam as cracas altamente adaptadas à vida nas rochas intertidais sujeitas à ação de ondas e correntes (Lively & Raimondi 1987).

Como modelo biológico, são particularmente bons organismos, pois as diferentes fases do seu ciclo de vida são facilmente identificadas e recolhidas (Roughgarden et al. 1988).

O tipo de comunidade encontrada em cada uma destas zona dependerá da associação de fatores característicos daquela região e a densidade das espécies bênticas nos ambientes rochosos dentro de cada uma destas zonas está diretamente relacionada às condições favoráveis à sua sobrevivência e disponibilidade de recursos (Little & Kitching 1996). Dessa forma, os organismos que ali habitam estão adaptados fisiologicamente às constantes variações de temperatura, salinidade, oxigênio, luz e pH (Little & Kitching 1996; Hobday 1995). Dentre as variações fisiológicas, podemos destacar a relação alométrica, na qual organismos menores tendem a perder mais água do que organismos maiores devido a uma maior relação superfície/volume (Schmidt-Nielsen 2002; Willmer et al. 2005; Randall et al. 2011). Dessa forma utilizamos duas espécies diferentes de cracas (*Tetraclita stalactifera* e *Chthamalus bisinuatus*) para testar a hipótese de que à medida que se distanciam do nível do mar, os indivíduos tendem a apresentar um aumento no tamanho, devido a maior resistência a dessecação.

Materiais e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no costão rochoso da Praia da Armação (27°44'42"S; 48°30'27"O; Figura 4. 1), localizada no estado de Santa Catarina, sul do Brasil. Possui 3.550 metros de extensão, sendo limitada pela Ilha das Campanhas (uma península artificial) na porção sul e pelo Morro das Pedras ao norte (Mazzer et al. 2008). A linha de costa está exposta a ondulações de quadrante sul e ao regime de marés semidiurno (variação de aproximadamente 1 metro) e possui estágio refletivo ao norte passando para intermediário na porção central, e para dissipativo ao sul (Mazzer et al. 2008). Ao longo do costão rochoso são encontrados diversos organismos bentônicos (e.g. anêmonas, cracas, crustáceos) associados às poças de maré formadas entre as rochas.





Figura 4. 1. Mapa da área de costão rochoso localizada na praia da Armação, Florianópolis-SC. A região em destaque refere-se ao local onde foram tomadas as medidas *Chthamalus bisinuatus* e *Tetraclita stalactifera*.

Coleta de dados

Os dados foram coletados no dia 09 de novembro de 2015 das 8h às 9h30 da manhã. O céu estava nublado e a maré alta do dia foi de 1,1m às 00h24 e às 13h09, e a baixa de 0,3m às 07h36 e 0,2m às 18h30.

Tetraclita stalactifera

Para esta espécie, foram selecionadas duas rochas homogêneas e semelhantes em relação à declividade e exposição, a qual apresentou alta incidência de indivíduos. Mediu-se altura (h), diâmetro da base (db) e diâmetro de abertura (da) de cada indivíduo da espécie *Tetraclita stalactifera* (Figura 4. 2a) em três rochas com exposição semelhantes, com o auxílio de uma trena e um paquímetro. Posteriormente, o volume de cada indivíduo foi calculado utilizando a fórmula do volume de tronco de cone, uma vez que a morfologia das cracas se assemelha com esta forma geométrica (Figura 4. 2b):

$$V = \frac{\pi \times h}{3} [R^2 + Rr + r^2]$$

Onde, v = volume; h = altura; R= raio da base maior; e r = raio da base menor.

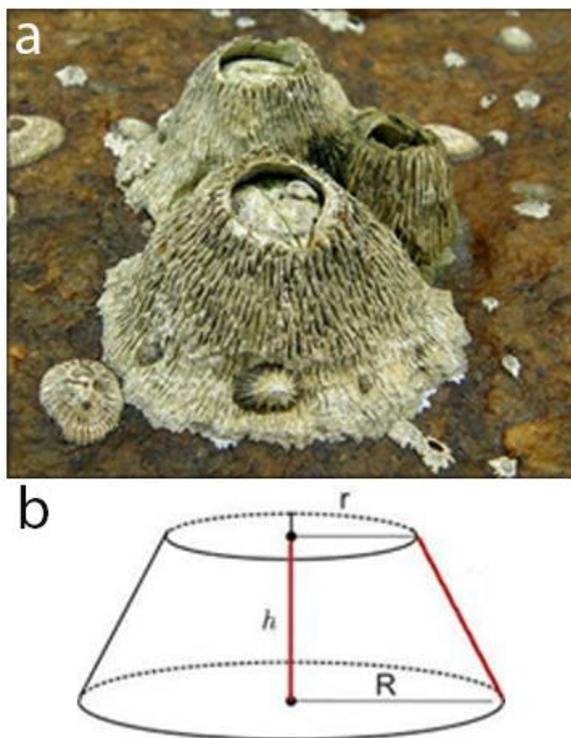


Figura 4. 2. Indivíduos representativos da espécie *Tetraclita stalactifera* (a) e Representação geométrica de um tronco de cone (b).

Chthamalus bisinuatus

Para a espécie *Chthamalus bisinuatus* (Figura 4. 3), foi selecionada uma rocha homogênea em relação à declividade e exposição, a qual apresentou alta incidência de

indivíduos. Utilizou-se apenas uma rocha para minimizar variações abióticas que poderiam afetar a compreensão dos dados (p.ex., maior declividade, exposição às ondas, exposição à radiação solar). A área de um quadrado (10 × 10 cm) foi utilizada para fotografar os indivíduos em diferentes faixas de altura consecutivas (transecto) ao longo da rocha. Através das fotos, foram tomadas as medidas de área de, pelo menos, sete indivíduos aleatoriamente escolhidos em cada foto. Estas imagens foram analisadas utilizando o programa CPc (*Coral Point Count with Excel extensions*; Figura 4. 4). Esse programa é um software baseado em Windows que fornece uma ferramenta para a determinação de área de cobertura usando fotografias de transectos. Um determinado número de pontos espacialmente aleatórios é distribuído na imagem de um transecto e as características subjacentes aos pontos são identificados pelo usuário. Estatísticas de cobertura são então calculadas e os resultados enviados para planilhas do Excel automaticamente (Kohler & Gill 2006).



Figura 4. 3. Indivíduos representativos de *Chthamalus bisinuatus*.

Análise de dados

Tetraclita stalactifera

O volume calculado a partir das medições foi utilizado como variável resposta para testar a influência da distância da linha da maré média. Esta influência foi calculada através de um modelo linear generalizado (GLM) com distribuição *Gamma* e função de ligação logarítmica (Bates et al 2003). Dada a distribuição dos dados em uma análise exploratória *a priori*, optou-se por adicionar um termo quadrático ao modelo, de forma a melhorar o ajuste aos dados. Para a elaboração de um modelo mais simples,

um outro GLM foi criado, utilizando apenas a medida do diâmetro da base da espécie, dada a praticidade e precisão em obter este dado, além do mesmo estar altamente correlacionado às outras medidas (db x da: $R^2 = 0,64$, $t = 5,56$, $df = 44$, $p < 0,0001$; db x h: $r^2 = 0,61$, $S = 6328,04$, $p < 0,0001$). Novamente foi criado um modelo polinomial, dada a distribuição residual dos dados. Ambos os modelos foram validados de forma gráfica quanto à heteroscedasticidade e normalidade dos resíduos.



Figura 4. 4. Demonstração da coleta de dados de *Chthamalus bisinuatus* utilizando o programa CPCe.

Chthamalus bisinuatus

A relação entre a área dos indivíduos de *Chthamalus bisinuatus* e a distância da linha de maré média foi testada a partir de um modelo linear generalizado (GLM) assumindo distribuição *Gamma*, função de ligação logarítmica e adição de termo quadrático para melhorar o ajuste dos dados ao modelo. Para avaliar a diferença entre a área dos indivíduos entre faixas de distância da linha de maré média distintas, foi realizado o teste não paramétrico *Kruskal-Wallis* e *Nemenyi* teste *a posteriori* (Zar 1999)

Todas as análises das duas espécies foram realizadas no programa R (R Core Team 2014).

Resultados

Tetraclita stalactifera

O modelo polinomial explicou 14% da variação dos dados (GLM Polinomial de 2ª ordem, distância: $t = 2.525$, $p = 0.01$; distância²: $t = -2.506$, $p = 0.01$). O modelo demonstra que o ótimo da espécie se situa entre 6 e 9 centímetros acima da linha da maré média (Figura 4. 5a). A validação do modelo demonstrou que o mesmo ainda apresenta certa heteroscedasticidade e que a normalidade dos resíduos pode ser melhorada. Com relação ao modelo mais simples utilizando apenas a medida do diâmetro da base do indivíduo como variável resposta, os resultados foram similares aos obtidos com o modelo que utilizou o volume (GLM Polinomial de 2ª ordem, distância: $t = 2.643$, $p = 0.01$; distância²: $t = -2.681$, $p = 0.01$, pseudo $R^2 = 0.14$).

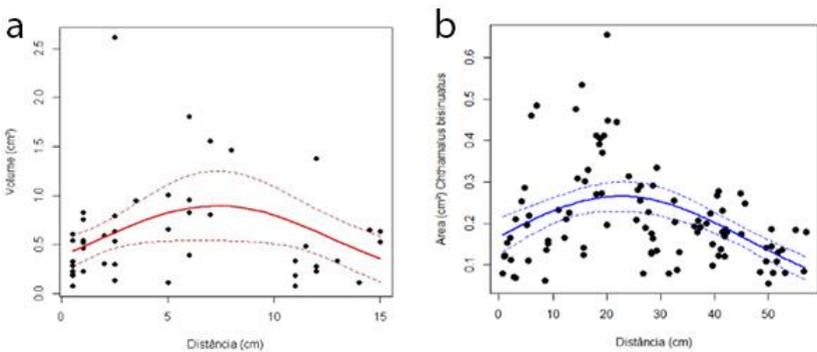


Figura 4. 5. Relação entre o volume de *Tetraclita stalactifera* (a) e área de *Chthamalus bisinuatus* (b) e a distância da linha de maré média gerada a partir dos modelos lineares generalizados. Os pontos representam cada indivíduo amostrado, linhas sólidas e pontilhadas indicam o ajuste e o erro padrão do modelo, respectivamente. As faixas destacam a distância ótima de ocorrência dos indivíduos maiores de cada espécie.

Chthamalus bisinuatus

O modelo polinomial explicou 24% da variação dos dados (GLM Polinomial de 2ª ordem, distância: $t = 3.64$, $p < 0.01$; distância²: $t = -4.580$, $p < 0.01$). O modelo demonstra que o ótimo da espécie se situa entre 15 e 25 centímetros acima da linha da maré média (Figura 4. 5b). A área de superfície corporal dos indivíduos dessa espécie

apresentou diferença significativa entre as faixas da rocha (Figura 4. 6). Os indivíduos encontrados há uma distância de 12 cm da linha de maré média representada pela faixa de número 12 foram estatisticamente maiores que os indivíduos encontrados nas outras faixas amostradas.

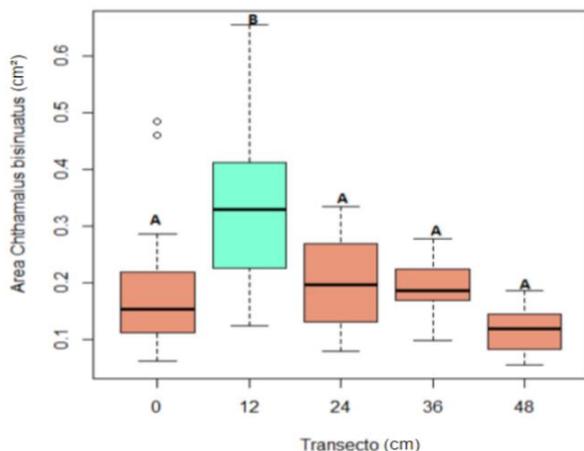


Figura 4. 6. Variação da área dos indivíduos entre as diferentes faixas (cm) de distância da linha de maré média (Kruskal-Wallis: $H = 31.4228$, $df = 4$, $p < 0.01$). O Boxplot de cor diferente indica diferença significativa para os demais.

Discussão

Com base nos modelos, observou-se que ambas as espécies apresentaram uma faixa de ótimo, onde indivíduos de tamanhos maiores eram encontrados em determinada distância da linha da maré média. A espécie *T. stalactifera* teve seu ótimo em uma distância inferior ao ótimo da espécie *C. bisinuatus*. Similarmente, Coutinho & Zalmon (2009) afirmam que espécies do gênero *Chthamalus* apresentam maior abundância na parte superior do médio-litoral, enquanto que espécies do gênero *Tetraclita* apresentam maior abundância na parte do médio-litoral. Esta diferenciação pode ser explicada tanto por fatores abióticos como bióticos, agindo de forma independente ou conjunta (Connell 1972).

Dentre os fatores abióticos destaca-se a variação das marés que constantemente expõe as cracas ao ar e conseqüentemente aos efeitos diretos dos raios solares. (Little & Kitching 1996). Já os fatores bióticos que podem afetar a distribuição das espécies, destaca-se a competição por recursos entre estas. Aparentemente existe a sobreposição de parte do nicho fundamental entre as espécies, mas não do nicho realizado (Townsend et al. 2010). Levando-se em consideração os conceitos de nicho fundamental e nicho realizado, no qual nicho fundamental é aquele que engloba todas as condições e recursos que permitem uma determinada espécie existir e reproduzir-se, excluindo a existência de qualquer inimigo natural e a competição interespecífica, já o nicho realizado leva em consideração a presença de competidores e predadores (Begon et al. 2007). Contudo, Connell (1972) demonstrou que o limite superior da zonação dos organismos bênticos na região superior do médio litoral é determinado por fatores físicos, enquanto que o limite inferior, por fatores bióticos, como competição e predação. Dessa maneira, podemos dizer que nossa hipótese é em parte verdadeira, pois até um determinado momento os indivíduos são maiores, mas devido à falta de disponibilidade de recursos estes indivíduos não conseguem se manter muito acima da linha da maré baixa depois de atingirem o seu ponto ótimo. Podemos dizer então no ponto ótimo de cada espécie existe uma melhor relação entre uma baixa competição e predação, "fitness" fisiológico e recursos que fazem com que os indivíduos maiores estejam presentes.

Dentre as limitações deste estudo, destaca-se a dificuldade em encontrar rochas em condições físicas similares para a replicação dos resultados e também a obtenção das medidas de diâmetros e altura dos indivíduos nos costões rochosos, dada a exposição às ondas e às oscilações da maré. Apesar disso, o modelo polinomial criado apenas com a medida do diâmetro da base de *T. stalactifera* mostrou-se equivalente ao modelo feito com o volume, demonstrando que apenas uma medida pode ser suficiente para obter um resultado similar, diminuindo o esforço, o tempo e a chance de erro ao se tomar três medidas para o cálculo do volume. Segundo Masi (2007), a amostragem por fotografia digital é mais eficiente, acurada e vantajosa em relação ao método em campo, desde que haja o conhecimento prévio dos organismos que compõem a comunidade local. Além disso, o uso de uma técnica fotográfica, como foi utilizada para *C. bisinuatus*, permite uma medição mais precisa e uma rápida obtenção de dados, diminuindo possíveis efeitos que a variação da maré possa ocasionar.

O presente estudo demonstrou que a distância para a linha da maré média influencia o tamanho dos organismos, e que existiu um ponto ótimo para cada uma das espécies estudadas. Somente a distância como variável não se mostrou suficiente para explicar a variação dos dados, indicando que mais variáveis são necessárias para melhorar o poder de explicação do modelo.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à direção do Parque Municipal da Lagoa do Peri e aos seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante a pesquisa. Gostaríamos de agradecer também a professora Bárbara Segal pela ajuda em campo e ao Pós-doutorando Eduardo Giehl pela ajuda com as análises estatísticas.

Bibliografia

- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S. (2013). *Lme4: linear mixed-effects models using Eigen and S4*. R package version 1.0-5. URL <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>
- Begon, M., Townsend, C. R., Harper, J. L. (2007). *Ecologia: De Indivíduos a Ecosistemas*. 4 ed. RS: Artmed, Porto Alegre.
- Calil, P. (2007). "Tolerância fisiológica ao estresse ambiental de predadores e presas e sua relação com a ocupação de um costão rochoso de zona entremarés". Tese. Doutorado em Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Paraná.
- Connell, J. H. (1972). "Community interactions on marine rocky intertidal shores". *Annual Review of Ecology and Systematics*, 3: 169-192.
- Coutinho, R., Zalmon, I. R. (2009). "O Bentos de Costões Rochosos". Em: Pereira, R. C., Soares-Gomes. *Biologia Marinha* 2.ed. Interciência, Rio de Janeiro.
- Da Gama, B. A. P., Pereira, R. C., Coutinho, R. (2009). "Bioincrustação marinha". Em: Pereira, R. C., Soares-Gomes. *Biologia Marinha* 2.ed. Interciência, Rio de Janeiro.

- Hobday, A. (1995). "Body-size variation exhibited by an intertidal limpet: Influence of wave exposure, tidal height and migratory behavior". *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 189(1): 29-45.
- Kohler, K. E., Gill, S. M. (2006). "Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology". *Computers and Geosciences*, 32(9): 1259-1269.
- Little, C., Kitching, J. A. (1996). *The biology of rocky shores*. Oxford University Press, New York.
- Lively, C. M., Raimondi, P. T. (1987). "Desiccation, predation, and mussel-barnacle interactions in the northern Gulf of California". *Oecologia*, 74(2): 304-309.
- Mazi, B. P. (2007). "Distribuição vertical, variabilidade temporal e espacial da comunidade bêntica da zona entremares na costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil". Dissertação. Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Rio de Janeiro.
- Mazzer, A. M., Dillenburg, S. R., Souza, C. R. G. (2008). "Proposta de método para análise de vulnerabilidade à erosão costeira no sudeste da ilha de Santa Catarina, Brasil". *Revista Brasileira de Geociências*, 38(2): 278-294.
- Moreno, T. R., Rocha, R. M. (2012). "Ecologia de Costões Rochosos". *Estudos Biológicos: Ambiente e Diversidade*, 34(83): 191-20.
- Pereira, R. C. & A. Soares-Gomes. 2009. *Biologia Marinha*. 2ª ed. Interciência, Rio de Janeiro.
- R Core Team. (2014). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- Randall, D. J., Burggren, W., French, K. E. (2011). *Fisiologia Animal: mecanismos e adaptações*. Koogan, Guanabara.
- Roughgarden, J., Gaines, S., Possingham, H. (1988). "Recruitment dynamics in complex life cycles". *Science*, 241: 1460-1466.

Schmidt-Nielsen, K. (2002). *Fisiologia animal: adaptação e meio ambiente*. 5ª ed. Santos.

Soares-Gomes, A. *Biologia Marinha*. 2.ed. Interciência, Rio de Janeiro.

Towsend, C., Begon, M., Harper, J. L. (2010). *Fundamentos em Ecologia*. Artmed.

Willmer, P., Stone, G., Johnston, I. (2005). *Environmental Physiology of Animals*. Blackwell Publishing.

Zar, J. H. (1999). "Multiple comparisons". *Em: Biostatistical analysis*. 4ª ed. Prentice-Hall, Upper Saddle River.



Variação nictemeral da densidade e composição de zooplâncton em um ambiente costeiro

Scheer, G. G.; Cerveira, A.; Maia, H.; Fogaça, I. B.; Gomes, T. C.; Koettker, A. G.

Introdução

Plâncton (do grego *planktos* para "aquilo que é levado passivamente") é um termo geral que define organismos que vivem em suspensão na água de praticamente todos os ambientes aquáticos (Parsons et al. 1977; Nybakken 2001; Duarte & Silva 2008). Organismos planctônicos apresentam baixa capacidade de locomoção e, portanto, possuem distribuição limitada pelo deslocamento das águas (Nybakken 2001; Duarte & Silva 2008). Sua classificação considera critérios de tamanho, hábitat, tempo de permanência no ambiente pelágico, entre outros (Bonecker et al. 2009). Em termos ecológicos, podem ser divididos em fitoplâncton, que são organismos fotossintéticos livres, zooplâncton (incluindo ictioplâncton), que correspondem a diversos organismos heterotróficos consumidores do fitoplâncton, bacterioplâncton, que incluem bactérias autotróficas e heterotróficas, e também virioplâncton (Nybakken 2001; Bonecker et al. 2008). Ainda, quanto ao tempo de permanência no plâncton, podem ser subdivididos em holoplâncton, que passam todo o seu ciclo de vida no plâncton e me-roplâncton, que passam apenas parte do ciclo de vida no componente planctônico (Nybakken 2001).

O zooplâncton abrange uma grande diversidade de organismos em estágios larvais e adultos em diferentes grupos biológicos (Nybakken 2001, Bonecker et al. 2009). Organismos do zooplâncton são considerados os principais responsáveis pela transferência da energia primária produzida pelo fitoplâncton para elos superiores da teia alimentar pelágica, e sua atividade metabólica tem importantes implicações para a ciclagem de compostos orgânicos e inorgânicos da coluna de água. São observados representantes com todos os hábitos alimentares: herbívoros, carnívoros, detritívoros e onívoros (Melo Jr & Koettker 2008).

Os processos associados à distribuição de comunidades planctônicas têm sido investigados com frequência e várias informações foram produzidas, tanto em variação espacial quanto temporal (Bonecker et al. 2009). O zooplâncton possui distribuição espacial que varia horizontalmente, sofrendo influências em função da latitude e longitude, e verticalmente, especialmente em função da temperatura e salinidade, condições de luminosidade, nutrientes, entre outros (Bonecker et al. 2009). Este comportamento de submersão do zooplâncton para camadas mais profundas durante o dia propiciaria um risco menor de predação a estes organismos, os quais retornariam à superfície somente em períodos noturnos (migração vertical diária) (Forward 1988; Melo Jr et al. 2007; Pereira & Soares-Gomes 2009). Outra hipótese sugere que durante o dia, em períodos inativos de alimentação, o zooplâncton migra para águas mais profundas como uma estratégia para poupar energia (Dagg 1985; Lampert 1989; Duarte & Rodrigues 2008).

Comunidades zooplanctônicas próximas às costas consistem de uma mistura de espécies de águas rasas e profundas em uma extensão que varia com as condições locais e a estação do ano. Na primavera, em particular, tais comunidades incluem um grande número de larvas de invertebrados intertidais (Rawlinson et al. 2004). O zooplâncton próximo à costa é consideravelmente mais abundante se comparado às áreas oceânicas, devido à influência de uma fonte local de nutrientes (lixiviação terrestre), à estratificação da coluna de água e à redução da salinidade em ecossistemas costeiros. Além disso, muitas espécies zooplanctônicas podem ser atraídas (ou mesmo levadas) à zona de arrebentação, aproveitando assim, as grandes concentrações de detritos como fonte alimentar. Larvas de espécies bênticas também podem estar presentes em maior número durante os períodos noturnos (Brown & Mclachlan 1990).

No ano de 2012 foi conduzido um estudo na região ao sul da Ilha de Santa Catarina evidenciando a tendência de migração vertical diária (Oortman et al. 2013). A partir disso, o objetivo desse estudo foi descrever as mudanças que ocorrem na densidade e composição da comunidade zooplanctônica considerando a migração vertical na Ilha das Campanhas, Praia da Armação. Para tanto, a hipótese desse trabalho é que a densidade média de organismos seja maior no período noturno em relação ao diurno e que a composição de espécies e densidade relativa sigam o mesmo padrão do estudo anterior.

Metodologia

Área de estudo

As coletas foram realizadas na região limítrofe entre a praia da Armação e a Ilha das Campanhas, na região sul da Ilha de Santa Catarina, em uma região entre marés de costão rochoso, protegida por trapiches onde embarcações de pescadores locais estão ancoradas (Figura 5. 1). Esta região se caracteriza pelo uso de pescadores locais, visitação de turistas e ocupações (residências e comércio) ao longo da faixa de areia.

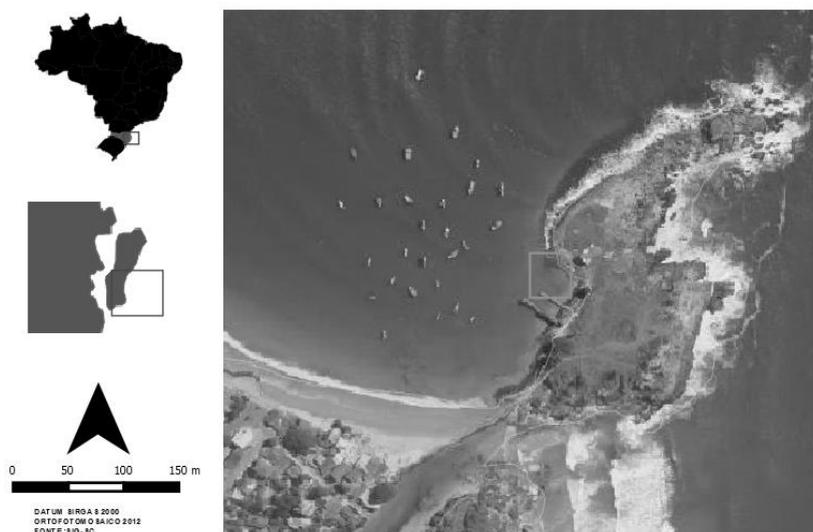


Figura 5. 1. Mapa de localização da área de estudo.

Coleta de Dados

Para as amostragens de plâncton utilizou-se uma rede cônico-cilíndrica com 50 cm de diâmetro de boca com abertura de malha de 200 μm e com fluxômetro General Oceanics® previamente calibrado acoplado à boca da rede (Figura 5. 2A). Os arrastos foram horizontais e de superfície (Figura 5. 2B). Em cada arrasto foram obtidos dados

de temperatura (termômetro digital) e salinidade (refratômetro) da água de superfície. Intensidade e direção do vento foram estimadas através das observações dos pesquisadores. Imediatamente após os arrastos, as amostras foram fixadas em solução de formaldeído (neutralizado previamente com bórax) diluído em água do mar à concentração final de aproximadamente 4% (Figura 5. 2C-D).

Foram realizados dois arrastos de plâncton no período noturno (07/11/2015 às 20:11h e 20:28h) e dois no diurno (07/11/2015 às 11:51h e 12:00h). Os arrastos foram realizados manualmente, a partir do costão rochoso para o trapiche, por uma distância de aproximadamente 35 metros.

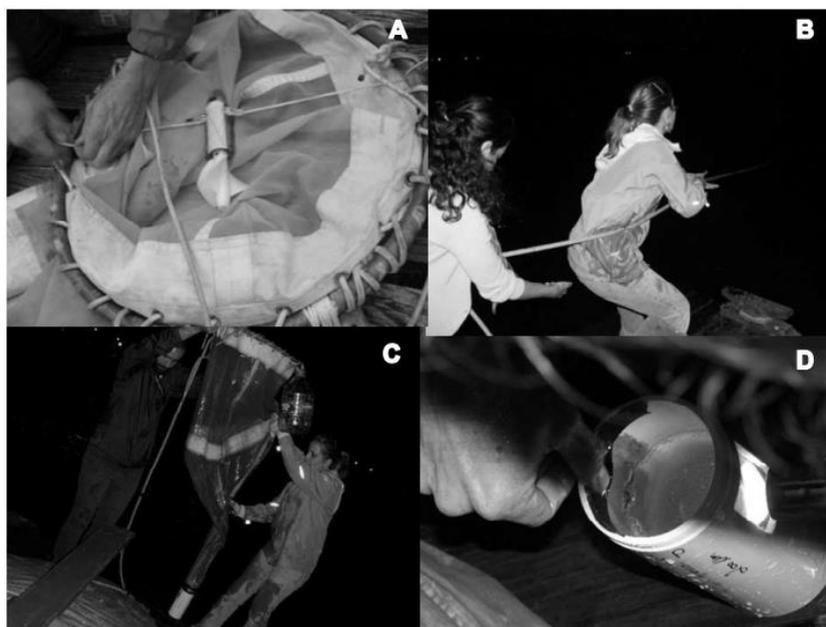


Figura 5. 2. Coleta de dados. Preparação da rede cônico-cilíndrica com fluxômetro (A); Arrasto horizontal (B); Coleta e verificação do material (C e D).

Cada amostra foi colocada em um Becker de 900 ml e retirada uma alíquota de 35 ml para a quantificação dos copépodes e dos outros grupos taxonômicos com a utilização de um subamostrador do tipo "colher sueca". Em seguida, a amostra restante

foi fracionada com o subamostrador de Folsom em frações que variaram de 1/16 a 1/32 para a quantificação dos demais organismos zooplânctônicos. A identificação e contagem de indivíduos foram realizadas em laboratório em placas de Petri com microscópios estereoscópicos. O número obtido para cada táxon foi extrapolado para a amostra inteira.

Os dados de abundância obtidos com a identificação foram expressos de acordo com o volume de água filtrada em cada arrasto, determinado através da equação:

$$V = \pi \times r^2 \times F \times \Delta_{rotação}$$

onde, r = raio da rede (0,25 m), F = fator de aferição do fluxômetro (0,026873), $\Delta_{rotação}$ = diferença entre número de rotação inicial e final do fluxômetro em cada arrasto.

Para calcular a densidade planctônica, padronizada em número de indivíduos por m^3 , dividiu-se o número de indivíduos de cada táxon identificado pelo volume do respectivo arrasto. Foram realizadas análises exploratórias dos dados, utilizando-se principalmente abordagens da estatística descritiva. Foram estimadas as densidades médias e relativas para cada táxon nos diferentes períodos (noturno e diurno). Como os copépodes apresentaram maior abundância, para se ter uma melhor visualização dos outros táxons foi calculada as densidades relativas destes nos períodos noturno e diurno sem os dados dos copépodes. Os dados de composição e densidade relativa obtidos foram também comparados com o trabalho anterior de Oortman et al. (2013).

Resultados e Discussão

A média do volume de água filtrada para as amostras noturnas foi de 3,86 m^3 e para as diurnas foi de 3,79 m^3 , volume semelhante ao encontrado por Oortman et al. (2013) que utilizaram a mesma distância entre as rochas e o trapiche para a coleta. Quanto à caracterização abiótica do ambiente, a salinidade não variou entre os períodos amostrados (noite e dia) e entre os estudos (anos de 2012 e 2015), enquanto a temperatura apresentou uma variação de 2,5° C em 2012 e 1,2° C em 2015 (Tabela 5. 1).

Tabela 5. 1. Dados abióticos obtidos no estudo de Oortman et al. (2012) e no presente estudo na praia da Armação.

	Período	T. água (° C)	Salinidade (%)	Vento	Horário
2012	Noite	22	35	NE	22:30
	Dia	19.5	35	NE	10:30
2015	Noite	20	35	SE	20:30
	Dia	21.3	35	NE	12:00

No presente estudo foram registrados 17 táxons pertencentes aos filos Cnidaria, Nemertea, Annelida, Mollusca, Crustacea, Chaetognatha e Chordata (Tabela 5. 2). A densidade relativa de crustáceos foi muito maior do que os demais grupos em ambos os períodos de coleta, totalizando 91% e 96% da densidade total (noite e dia, respectivamente), principalmente devido à presença de copépodes. Similarmente, o estudo de Oortman et al. (2012) fez o registro de 15 táxons, distribuídos entre cinco filos (Mollusca, Annelida, Crustacea, Echinodermata e Chordata) sendo que Crustacea contribuiu com 91,2% e 90,8% (noite e dia, respectivamente) da densidade relativa total. O número de táxons registrado durante a noite foi maior (17 táxons) do que durante o dia (10 táxons), corroborando com o estudo de 2012, quando foram registrados 15 e 10 táxons, respectivamente.

Tabela 5. 2. Táxons registrados durante o estudo, média da densidade média ($n=2$, em ind. \times m^{-3}), e densidade relativa (DR, em %) dos indivíduos nos dois períodos amostrados.

Grupos	Período noturno		Período diurno	
	Média	DR	Média	DR
Filo Cnidaria	6,91	0,17	0,00	0,00
Filo Nemertea	12,90	0,31	0,00	0,00
Filo Annelida				
Classe Polychaeta	59,98	1,44	23,52	2,16
Filo Mollusca				
Larva de Gastropoda	130,45	3,14	8,78	0,81
Larva de Bivalvia	4,00	0,10	4,81	0,44
Paralarva de Cephalopoda	2,00	0,05	0,00	0,00

Grupos	Período noturno		Período diurno	
	Média	DR	Média	DR
Filo Crustacea				
Classe Ostracoda	11,82	0,28	12,21	1,12
Classe Copepoda	3642,03	87,53	1015,41	93,17
Classe Malacostraca				
Ordem Decapoda				
Zoé de Brachyura	12,90	0,31	9,20	0,84
Megalopae de Brachyura	2,00	0,05	6,08	0,56
Larva de Decapoda	59,34	1,43	2,71	0,25
Porcellanidae	29,03	0,70	0,00	0,00
Superordem Peracarida				
Ordem Amphipoda	15,34	0,37	1,68	0,15
Ordem Cumacea	12,73	0,31	0,00	0,00
Ordem Mysidacea	6,30	0,15	0,00	0,00
Classe Cirripedia				
Larva de Cirripedia	10,37	0,25	0,00	0,00
Filo Chaetognatha	44,37	1,07	0,00	0,00
Filo Chordata				
Classe Larvacea				
Appendicularia	4,30	0,10	0,00	0,00
Superclasse Pisces				
Ovos de peixe	25,81	0,62	2,71	0,25
Larvas de peixe	68,17	1,64	2,71	0,25

A densidade média de organismos no período noturno ($4.160,76 \text{ ind.m}^{-3}$; $n=2$) foi superior ao diurno ($1.089,82 \text{ ind.m}^{-3}$; $n=2$), corroborando com a hipótese de migração vertical diária (Figura 5. 3). Entretanto, os valores obtidos neste estudo foram muito superiores aos registrados por Oortman et al. (2013), tanto no período noturno ($163,70 \text{ ind.m}^{-3}$; $n=2$) quanto no diurno ($61,50 \text{ ind.m}^{-3}$; $n=2$). Para tanto se acredita que a chuva atípica deste ano, que se deu de forma contínua por aproximadamente dois

meses, pode ter contribuído para um maior recrutamento de indivíduos durante um breve período de estiagem anterior a realização das coletas. Desta forma, este período sem chuva pode ter servido como um gatilho para a reprodução de espécies planctônicas, principalmente os copépodes. Uma evidencia para tal, seria a presença de muitos juvenis e de fêmeas ovadas de copépodes, observados durante as análises qualitativas e quantitativas. Além disso, a alta densidade média de larvas de gastrópodes, decápodes e de peixes (Tabela 5. 2), pode embasar esta afirmação.

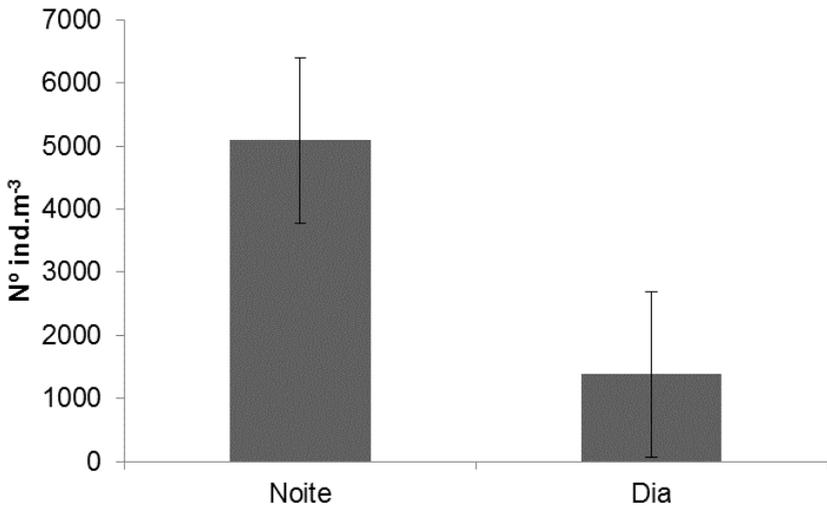


Figura 5. 3. Densidade média (n=2) do zooplâncton nos períodos noturno e diurno.

Os copépodes foram os organismos mais abundantes tanto nas coletas noturnas (3642,03 ind.m⁻³, n=2) quanto nas diurnas (1015,41 ind.m⁻³, n=2), totalizando 88% da densidade relativa no período noturno e 93% no diurno (Figura 5. 4). Da mesma forma, Oortman et al (2013) encontraram uma maior densidade média de copépodes nos dois períodos amostrados em comparação aos demais táxons registrados e uma maior densidade relativa destes organismos no período diurno. Esse resultado já era esperado uma vez que os copépodes são os seres dominantes do zooplâncton, incluindo as formas larvais e adultas (Melo Jr & Koettker 2008). Segundo Moore & Sander

(1976) a composição típica do zooplâncton de recifes de corais nas zonas tropicais e subtropicais do oceano Atlântico mostra uma ampla dominância de espécies de copépodes, atingindo uma porcentagem aproximada de 80% da composição do zooplâncton, seguidos por ovos e larvas de peixes, corroborando com os resultados registrados no presente estudo.

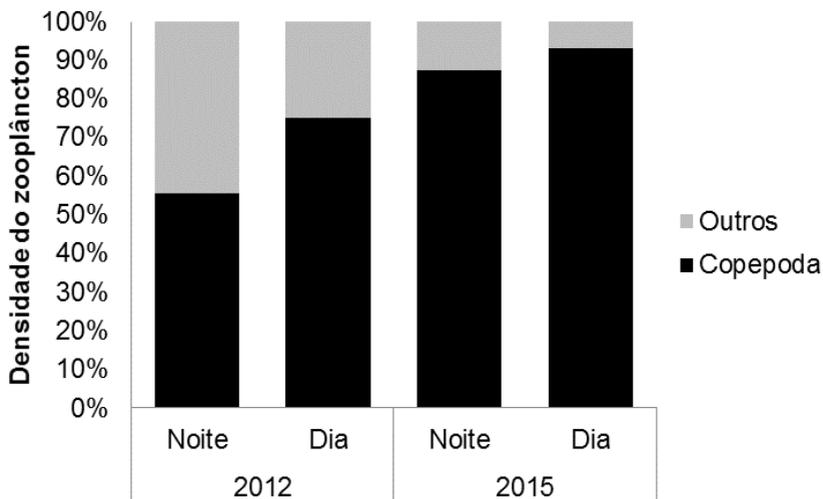


Figura 5. 4. Densidade relativa (%) dos copépodes e demais táxons registrados durante os dois períodos de amostragem nos dois anos de estudo.

Estudos têm demonstrado que existe uma relação inversa entre a densidade de copépodes e a densidade de larvas de peixes, ou seja, quanto maior a densidade de larvas de peixe menor a densidade dos copépodes e vice-versa, devido ao fato de que as larvas de peixes se alimentam dos copépodes (Neumann-Leitão 1999). Os resultados registrados neste estudo (Tabela 5. 2) não apresentam esta relação inversa, pois tanto a densidade média de copépodes quanto a de larvas de peixes é maior à noite e ambas são menores no período diurno. No entanto, é possível que esse padrão seja observado após várias amostragens durante um período com várias repetições ao longo um mês, ou ano ou estação, e não pontualmente como foi o caso deste estudo. Além disso, a partir da alta densidade média de copépodes registrada no presente estudo, é possível inferir que tenha havido uma grande disponibilidade de alimento

para as larvas de peixes e para outros táxons registrados neste estudo, como os representantes do filo Chaetognatha. Estes organismos, que também são considerados predadores da comunidade pelágica, apresentaram uma alta densidade somente no período noturno e sua dieta consiste principalmente de copépodes, tendo considerável influência na estrutura dos níveis tróficos mais baixos (Pearre 1980). Desta forma, a alta densidade média de chaetognatos somado à alta densidade de larvas de peixes e de seus alimentos (copépodes), pode indicar um estado trófico predominantemente carnívoro durante o período noturno.

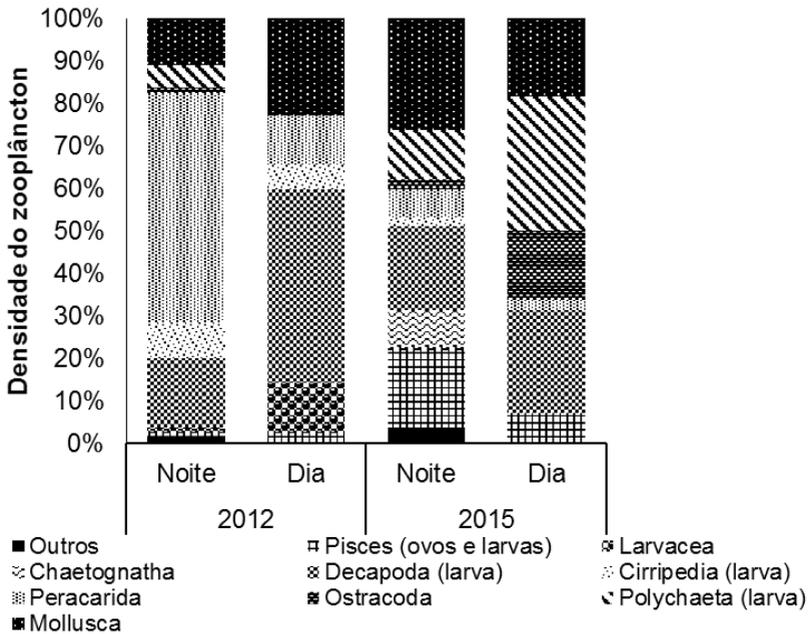


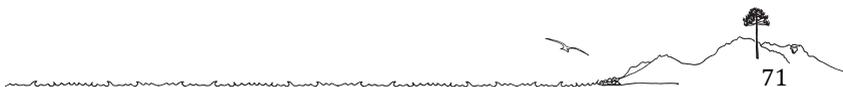
Figura 5.5. Densidade relativa dos táxons registrados nos dois anos de estudo, excluindo os copépodes.

O conhecimento da variabilidade das comunidades zooplancônicas (abundância e composição) em diferentes escalas espaço-temporais é fundamental para o conhecimento de sua dinâmica (Silva et al. 2003). Quanto aos táxons registrados nos diferentes anos do estudo, podemos observar que em 2015 houve um incremento do

número de táxons e que a representatividade quanto à densidade relativa destes foi mais homogênea. No estudo de Oortman et al. (2013) houve dominância de indivíduos pertencentes à Superordem Peracarida e Ordem Decapoda (Figura 5. 5) enquanto a densidade relativa de outros táxons não pertencentes à classe Crustacea, tais como Polychaeta e Mollusca, foram mais representativos no presente estudo. Quanto à composição, somente o filo Echinodermata não esteve representado por algum táxon nas amostragens deste ano, enquanto cefalópodes e porcelanídeos não foram registrados no estudo de 2012. Desta forma, podemos observar que a composição de espécies nos dois anos de estudo apresentou grande similaridade, corroborando com a nossa hipótese, diferindo apenas quanto à contribuição relativa dos diferentes táxons nos diferentes períodos amostrados.

Foram registrados tanto organismos holoplanctônicos quanto meroplanctônicos. Dentre os organismos holoplanctônicos, excluindo os copépodes, os mais representativos foram os quetognatos, anfípodos, cumáceos e ostrácodes. Quanto ao meroplâncton, larvas de gastrópodes, poliquetas, decápodes (incluindo larvas de camarões carídeos, caranguejos braquiúros, anomuros e porcelanídeos) e ovos e larvas de peixes foram as mais abundantes (Figura 6). Ainda dentre estes organismos, espécies típicas de costões rochosos, como as cracas (Cirripedia) foram encontradas. Segundo Boltovskoy (1981) a presença de larvas de determinadas espécies em uma amostra de plâncton indica a presença das espécies adultas correspondentes na região, enquanto Anger (2001) salienta que a presença do primeiro estágio larval indica que a reprodução ocorre no local.

Durante o período planctônico, as larvas estão expostas à variação de diversos fatores ecológicos, que influenciam suas chances de sobrevivência, desenvolvimento, dispersão e recrutamento (Anger 2001). Os organismos meroplanctônicos foram mais abundantes à noite em comparação ao dia e o mesmo padrão foi observado para os organismos holoplanctônicos ($3.673,89 \text{ ind.m}^{-3}$ e $1.029,31 \text{ ind.m}^{-3}$, respectivamente). A exemplo de outros estudos (Schwamborn et al. 1999; Cavalcanti & Larrazábal 2004), a grande maioria dos organismos holoplanctônicos registrados estão representados pelos copépodes (3.642 ind.m^{-3} e 1.015 ind.m^{-3} ; Figura 5. 6). Cabe salientar a importância dos organismos holoplanctônicos registrados neste estudo tais como copépodes, outros crustáceos, apendiculárias e quetognatos, que segundo Brandini et al. (1997) possuem papel central na rede trófica.



Por outro lado, o registro de uma maior abundância de organismos meroplânctônicos à noite enfatiza a significância da migração vertical diária investigada no presente estudo. Este mecanismo, utilizado tanto por larvas de animais bentônicos quanto nectônicos, é necessário para promover uma maior sobrevivência das larvas (organismos do meroplâncton) e maior recrutamento de juvenis. Neste contexto, Melo Jr. & Koettker (2008) salientam que o horário de coleta de plâncton é um fator determinante para o registro de uma alta concentração de indivíduos do meroplâncton associados a costões rochosos, uma vez que a liberação de larvas de moluscos e crustáceos bentônicos está associada ao período noturno, ou seja, durante o período de baixa atividade de predadores visuais. Ademais, os mesmos autores salientam que o estágio larval de alguns dos organismos registrados no presente estudo, como os cirripédios p. ex., é a única fase móvel registrada durante todo o ciclo de vida do animal e por isso possui um papel primordial na colonização de novas áreas.

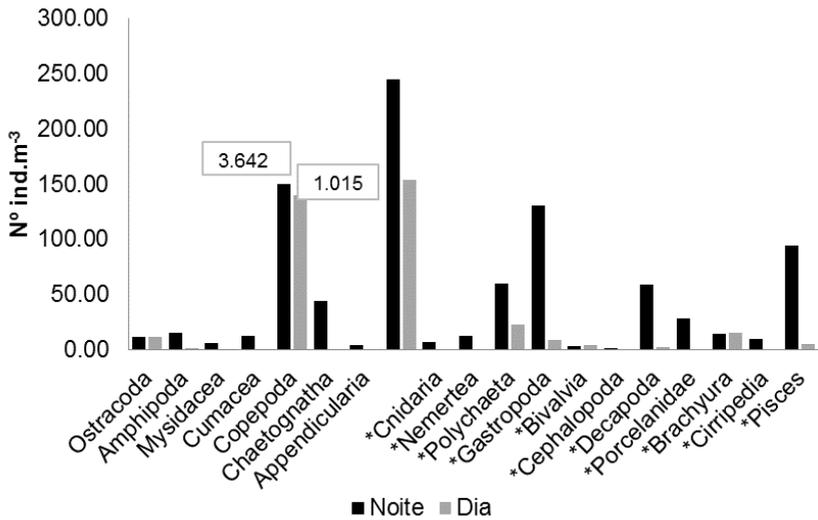


Figura 5. 6. Densidade média (n=2) do holoplâncton e do meroplâncton nos períodos amostrados. Legenda: *organismos pertencentes ao meroplâncton.

Outro importante representante do meroplâncton são as larvas de decápodes que estão entre os principais componentes do zooplâncton marinho, podendo representar até mais de 50% da biomassa planctônica total (McConaughy 1992), e desempenham um importante papel na alimentação do zooplâncton carnívoro e de peixes (Anger 2001).

A amplitude dos movimentos e a forma da distribuição vertical da população podem ser muito diferentes entre as espécies e entre as fases ontogênicas da mesma espécie e pode ser influenciado por fatores como turbidez e a abundância de alimentos (Bohrer 1980; George 1983). Em ambos os estudos, foi observada uma grande quantidade de detritos de origem orgânica, principalmente fragmentos de macroalgas, evidenciando a disponibilidade de alimentos para o zooplâncton e a influência do ecossistema de costão rochoso no ambiente de estudo.

Conclusão

Os resultados registrados neste estudo quando comparados ao estudo de 2012, mostram um padrão bastante semelhante quanto à composição de espécies zooplancônicas na mesma área amostrada, porém com densidades diferentes entre os anos de amostragem. As diferenças encontradas para este parâmetro podem ser explicadas pela grande quantidade de chuva atípica em decorrência do fenômeno El Niño, ocorrida em outubro deste ano. Ademais, a migração vertical pôde ser confirmada pela diferença nas densidades entre os dois períodos amostrados, e pela alta abundância de larvas principalmente no período noturno.

Agradecimentos

Agradecemos o professor Charles Gorri, pela disponibilidade e disposição para ajudar nas coletas e por nos ter passado, mesmo que brevemente, um pouco do seu amplo conhecimento acerca da comunidade planctônica. Agradecemos também pelo seu entusiasmo com a pesquisa e incentivo aos pesquisadores envolvidos no trabalho. Agradecemos também à Floram e aos funcionários do Parque Municipal da Lagoa do Peri pelo acolhimento e infraestrutura para a realização dos trabalhos do curso de campo.

Bibliografia

- Anger, K. (2001). *The Biology of Decapod Crustacean Larvae*, Lisse. A. A. Balkema Publishers.
- Bohrer, R. (1980). "Experimental studies on diel vertical migration". *Em: Ecology and Evolution of Zooplankton Communities*. W. C. Kerfoot, University Press of New England, Hanover, New Hampshire.
- Boltovskoy, D. (1981). *Atlas del zooplancton el Atlántico sudoccidental y métodos de trabajos con el zooplancton marino*. INIDEP, Mar del Plata.
- Bonecker, A. C. T., Bonecker, S. L. C., Bassani, C. (2009). "Plâncton marinho". *Em: Pereira, R. C., Soares-Gomes, A. (Orgs.). Biologia Marinha*, Interciência, Rio de Janeiro.
- Brandini, F. P., Lopes, R. M., Gutseit, K. S., Spach, H. L., Sassi, R. (1997). "Planctologia na plataforma continental do Brasil. Diagnose e revisão bibliográfica". MMACIRM-FEMAR, Rio de Janeiro.
- Brown, A. C., Mclachlan, A. (1990). *Ecology of Sandy Shores*. Academic Press, Amsterdam.
- Cavalcanti, E. A. H., Larrazábal, M. E. L. (2004). "Macrozooplâncton da Zona Econômica Exclusiva do Nordeste do Brasil (segunda expedição oceanográfica – REVIZEE/NE II) com ênfase em Copepoda (Crustacea)". *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(3): 467-475.
- Dagg, M. J. (1985). "The effects of food limitation on diel migratory behaviour in marine zooplankton". *Ergeb Limnol*, 21: 247-256.
- Duarte, A. K., Silva, A. R. (2008). "Conhecendo o zooplâncton". *Cadernos de Ecologia Aquática*, 3: 43-62.
- Forward, R. B. (1988). "Diel vertical migration: zooplankton photobiology and behavior". *Oceanogr. Mar Biol. Annu. Rev.*, 26: 361-393.
- George, D. G. (1983). "Interrelations between the vertical migration of *Daphnia* and chlorophyll a in two large limnetic enclosures". *Journal of Plankton Research*, 5: 457-475.

- Lampert, W. (1989). "The adaptive significance of diel vertical migration of zooplankton". *Funct Ecol*, 3: 21-27.
- McConaughy, J. R. (1992). "Decapod larvae: dispersal mortality, and ecology. A working hypothesis". *American Zoologist*, 32 (3): 512-523.
- Melo Júnior, M. de, Paranaguá, M. N., Schwaborn, R., Leitão, S. N., Ekau, W. (2007). "Fluxes of zooplankton biomass between a tidal estuary and the sea in Northeastern Brazil". *Brazilian Journal of Oceanography*, 55(4): 239-249.
- Melo Júnior, M., Koettker, A. G. (2008). *Zooplâncton Marinho. Minicurso da III Semana Temática de Oceanografia*. São Paulo: Universidade Federal de São Paulo.
- Moore, E., Sander, F. (1976). "Quantitative and qualitative aspects of the zooplankton and breeding pattern of copepods at two Caribbean coral reef stations". *Estuar. Cst. Mar. Sci.*, 4(6): 589-607.
- Neumann-Leitão, S. N., Gusmão, L. M. O., Silva, T. de A., Nascimento-Vieira, D. A., Silva, A. P. (1999). "Mesozooplankton biomass and diversity in coastal and oceanic waters off North-Eastern Brazil". *Archive of Fishery and Marine Research*, 47(2/3): 153-165.
- Nybakken, J. W. (2001). *Marine biology – an ecological approach, 5th ed.* Benjamin Cummings, San Francisco.
- Oortman, M. S., Oliveira, A. F. S. de, Farias, P. M., Scarponi, T. M., Angri, C., Marques, J. S., Gorri, C. (2013). "Variação nictemeral do zooplâncton na Praia da Armação, Florianópolis – SC." *Em: Farias, D. L., Oliveira, A. F. S., Petrucio, M. M., Hernández, M. I. M. Ecologia de campo: ecossistemas terrestres, de águas continentais e marinhas. PPG Ecologia UFSC 2012, Florianópolis.*
- Parsons, T. R., Takahashi, M., Hargrave, B. (1977). *Biological Oceanographic Processes, 2ª ed.* Pergamon Press.
- Pearre, J. R. S. (1980). "Feeding by Chaetognatha: the relation of prey size to predator size in several species". *Marine Ecology Progress Series*, 3: 125-134.
- Pereira, R. C., Soares-Gomes, A. (2009). *Biologia Marinha*. Interciência, Rio de Janeiro.

Rawlinson, K. A., Davenport, J., Barnes, D. K. A. (2004). "Vertical migration strategies with respect to advection and stratification in a semi-enclosed lough: a comparison of meso and holozooplankton". *Marine Biology*, 144: 935-946.

Schwamborn, R., Ekau, W., Silva, A. P., Silva, T. A., Saint-Paul, U. (1999). "The contribution of estuarine decapod larvae to marine zooplankton communities in North-East Brazil". *Archives Fisheries Marine Research*, 167: 471-82.

Silva, T. A., Neumann-Leitão, S., Schwamborn, R., Gusmão, L. M. O.; Nascimento-Vieira, D. A. (2003). "Diel and seasonal changes in the macrozooplankton community of a tropical estuary in Northeastern Brazil". *Revista Brasileira de Zoologia*, 20: 439-446.

Avaliação preliminar do aporte de nutrientes pelos principais afluentes da Lagoa do Peri

Lopes, M. N.; Orofino, G.; Aguirre, J. C.; Agrelo, M.; Cure, M.; Leite, N. K.

Introdução

As concentrações de nutrientes nos rios são de grande importância para a ecologia de rios, mas o transporte fluvial de nutrientes também é relevante para avaliar a contribuição para outros sistemas como lagos, zonas úmidas, estuários e mares fechados (Frink 1991; Vukadin et al. 1996; Carpenter et al. 1998).

A estrutura de um ecossistema é composta, geralmente, por componentes abióticos (temperatura, água, luz e nutrientes) e bióticos (produtores, consumidores e decompositores), as quais exercem funções essenciais para a compreensão da dinâmica dos ecossistemas (Overbeck 2000).

As fontes de nutrientes em ambientes aquáticos podem ser alóctones (i.e. proveniente de fora) ou autóctones (i.e. produzido dentro do ambiente pela atividade biológica). No entanto, mudanças no uso do solo no entorno podem alterar significativamente o fluxo de materiais suspensos e dissolvidos para o interior das mesmas (Winter 2004).

O fluxo de nutrientes em sistemas aquáticos, especialmente carbono, nitrogênio e fósforo são processados pelos produtores e transformados em matéria vegetal e microbiana (Jeppesen et al. 2000). O fósforo e o nitrogênio são os melhores indicadores do conteúdo de nutrientes em qualquer ecossistema por apresentar função essencial nos processos de fotossíntese e respiração (Winter 2004) e limitarem a produção de biomassa (Begon et al. 2006).

A concentração do ortofosfato (PO_4^{3-}) em ambientes aquáticos é bastante variável em virtude de sua rápida incorporação pelas comunidades ali presentes (Payne



1986). Estudos com elementos traços em riachos apontam que este nutriente é assimilado e ciclado na cadeia trófica (Davis & Foster 1958; Elwood & Nelson 1972) e adsorvido nos sedimentos (Johnson et al. 1976).

A Lagoa do Peri (LP) está situada na região Sudeste da Ilha de Santa Catarina e é o maior manancial de água doce da ilha (Teive et al. 2008; Lisboa et al. 2011), recebendo recentemente a certificação Bandeira Azul (Instituto Ambientes em Rede 2016).

A LP constitui-se em um dos principais ecossistemas em estágio de preservação e regeneração da Mata Atlântica original (Cardoso et al. 2008), e tem como principais tributários os rios Cachoeira Grande (CG) e Ribeirão Grande (RG), caracterizados como preservado e impactado, respectivamente (Lisboa 2012).

Com o aumento da especulação imobiliária e da pressão exercida pelas atividades turísticas em Florianópolis, alterações na bacia hidrográfica refletem diretamente nos padrões de nutrientes da Lagoa do Peri. As atividades antrópicas realizadas no entorno têm sido causadoras de mudanças nos ciclos de C, N e P nos últimos anos (Fuentes et al. 2012).

O presente estudo avaliou a contribuição dos principais afluentes no aporte de fósforo inorgânico dissolvido para a Lagoa do Peri. Assume-se a hipótese de que o Ribeirão Grande contribua mais significativamente no transporte de P por apresentar histórico de mudanças no uso do solo (conversão de vegetação nativa para cultivo agrícola) em sua bacia hidrográfica.

Os objetivos foram (a) calcular a carga de fósforo inorgânico dissolvido nos rios Cachoeira Grande e Ribeirão Grande e (b) comparar a contribuição relativa de cada afluente no aporte deste nutriente para a Lagoa do Peri.

Material e métodos

Área de estudo

A bacia hidrográfica da Lagoa do Peri ($27^{\circ} 43' 30''$ S e $48^{\circ} 32' 18''$ W), possui $20,3 \text{ km}^2$, e tem os mesmos limites do Parque Municipal da Lagoa do Peri (Figura 6. 1), criado pela Lei Municipal nº 1.828/81, situado ao Sul da parte insular de Florianópolis (Cecca



1996). Essa região é coberta principalmente por vegetação litorânea característica de Mata Atlântica, restinga e de praia, com algumas áreas ocupadas por casas e pequenos trechos de plantação de Eucalipto.

O rio Cachoeira Grande, um dos principais afluentes da lagoa, drena uma área de 1,66 km² e percorre 1,2 km até desaguar na Lagoa do Peri (Santos et al. 1989). Este rio possui densa vegetação ripária justamente por se estender através de um dos estádios mais desenvolvidos de vegetação secundária da ilha e pode, até mesmo, abrigar áreas de floresta primária (Caruso 1990). Para o presente estudo esse ambiente foi caracterizado como preservado (Lisboa 2012).

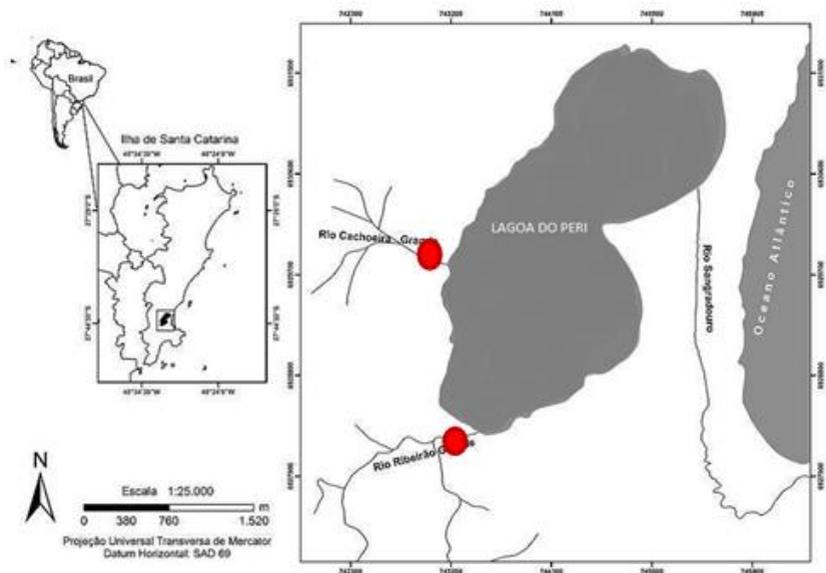


Figura 6. 1. Localização geográfica da Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri na cidade de Florianópolis, SC, Brasil, e seus principais tributários Cachoeira Grande e Ribeirão Grande (Adaptado de Lisboa 2012).

O outro rio avaliado foi o Ribeirão Grande, que drena uma área de aproximadamente 6,98 km², percorrendo 4,6 km até desaguar na lagoa (Santos et al. 1989). Este

rio atravessa uma área com pequenas propriedades rurais, cujos agricultores converteram parte da vegetação ripária com o plantio de espécies nativas (*Manihot esculenta*) e exóticas (*Saccharum* sp., *Musa* sp. e *Bambusa* sp.), e em determinados trechos com a supressão para pecuária. Para o presente estudo este ambiente foi caracterizado como impactado (Lisboa 2012).

Para cada rio foi selecionado um ponto de amostragem localizado o mais próximo possível da desembocadura na lagoa, com um trecho retilíneo mínimo de 5 metros e com profundidade mínima de 15 cm e fluxo corrente (Gore 2007).

Para o Ribeirão Grande foi escolhido um trecho de 8 metros, enquanto para o Cachoeira Grande foi escolhido um trecho de 5 metros, por este apresentar maior sinuosidade e presença de muitas rochas no seu leito (Figura 6. 2).



Figura 6. 2. Representação dos rios Cachoeira Grande (A) e Ribeirão Grande (B), localizados na bacia hidrográfica da Lagoa do Peri.

Variáveis físicas e químicas

Os parâmetros físicos temperatura do ar (T_{ar}), temperatura da água (T_{H_2O}) e oxigênio dissolvido (OD) foram analisados, *in situ*, utilizando uma sonda multiparâmetro YSI® (modelo 85). O pH foi analisado utilizando um peagômetro Orion (modelo 250A).

Amostras de água dos dois rios foram coletadas em triplicata para avaliar a concentração de fósforo inorgânico dissolvido (PO_4^{3-}). A amostra 1 foi coletada no início

do trecho selecionado, a amostra 2 na metade do trecho, e a amostra 3 no final do mesmo.

A análise de ortofosfato foi realizada por colorimetria utilizando um kit de reagentes da Alfakit®, a partir da amostra coletada no centro do trecho selecionado em cada um dos rios avaliados.

Medição da vazão

A vazão (ou descarga) dos rios foi avaliada empregando o método do flutuador (Gore 2007; Palhares et al. 2007), empregando a equação:

$$Q = \frac{A \times L \times C}{T}$$

em que, Q = descarga do rio (em m³ s⁻¹), A = média da área do rio (distância entre duas margens multiplicada pela profundidade do rio), L = comprimento da área de medição (em m), e C = coeficiente ou fator de correção de 0,85 de acordo com Christensen (2001).

Aporte de nutrientes (carga)

A carga (ou transporte) de nutrientes dos riachos para a Lagoa do Peri foi calculada conforme proposto por Levesque and Hammett (1997), utilizando a equação:

$$L = C \times Q \times 0,002697$$

em que, L = carga (kg ha⁻¹ ano⁻¹), C = concentração dos nutrientes (mg L⁻¹), e Q = vazão (pés cúbicos s⁻¹).

Resultados

A Tabela 6. 1 apresenta as variáveis abióticas. Os valores de oxigênio dissolvido e pH variaram entre 8,8 mg L⁻¹ e 8,5 mg L⁻¹ e 6,9 e 7,0 para os rios Cachoeira Grande (preservado) e Ribeirão Grande (impactado), respectivamente.

Tabela 6. 1. Valores médios das variáveis abióticas analisadas nos rios Cachoeira Grande e Ribeirão Grande. Bacia hidrográfica da Lagoa do Peri, novembro de 2015.

Local	Data	T ar (°C)	T H ₂ O (°C)	OD (mg L ⁻¹)	pH
Preservado	07/11	22	18,1	8,8	6,9
Impactado	07/11	25,2	18,7	8,5	7

As concentrações de fosfato (PO₄³⁻) registradas no rio impactado (0,25 mg L⁻¹) foram quase o dobro do observado no rio preservado (0,14 mg L⁻¹). As medidas de vazão, realizada pelo método do flutuador, apresentaram valores superiores no rio impactado (0,8 m³ s⁻¹) em relação ao rio preservado (0,4 m³ s⁻¹). Estes valores foram utilizados para estimar o transporte de fósforo dos dois rios para a Lagoa do Peri (Tabela 6. 2).

Tabela 6. 2. Valores de fosfato, vazão do rio (Q) e carga de fosfato (transporte), bem como a conversão destes valores para ton dia⁻¹, kg dia⁻¹, kg ano⁻¹ e kg ha⁻¹ ano⁻¹ registrada para os rios Cachoeira Grande e Ribeirão Grande. Bacia da Lagoa do Peri – 2015.

Local	PO ₄ ³⁻	Q	Aporte				
	mg L ⁻¹	m ³ s ⁻¹	pés cúbicos s ⁻¹	ton dia ⁻¹	kg dia ⁻¹	kg ano ⁻¹	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹
Preservado	0,14	0,4	14,13	0,0053	5,37	0,01	7,66
Impactado	0,25	0,8	28,25	0,019	19,5	0,05	12

Discussão

Os resultados para ambos os rios indicam altas concentrações de oxigênio possivelmente favorecendo a diversidade destas áreas. Segundo Esteves (1998), quanto maiores às taxas de oxigenação e mais distribuídas na coluna d'água, maiores serão as chances de comunidades mais complexas e diversificadas se adaptarem.

Os valores de pH dos ambientes estudados, apresentaram valores próximos da neutralidade, conforme relatado em estudos prévios realizados nestes rios (Lisboa 2012) e na Lagoa do Peri (Fascin 2014). Segundo Teive et al. (2008) o monitoramento regular desses parâmetros é de suma importância pois como se trata de corpos aquáticos com finalidade de abastecimento, esses valores devem manter-se próximos da

neutralidade, o que caracteriza a água como sendo própria para o consumo humano e que também favorece a biodiversidade das comunidades aquáticas.

As concentrações de fósforo em ambos os rios foram elevadas ($0,14 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,25 \text{ mg L}^{-1}$), quando comparados com estudos anteriores realizados nestes mesmos rios (Lemes Silva 2014). No entanto, as condições climáticas durante o presente estudo refletem um alto índice pluviométrico, que pode estar relacionado com os altos valores de fósforo ora registrados. Uma vez que, dentre as formas de transporte, o escoamento superficial vem sendo estudado como o meio de transporte massivo e de velocidade, que muitas vezes, com um simples evento de precipitação pluviométrica intensa, é suficiente para atingir o nível de dano estabelecido para os recursos hídricos de uma região pelo arraste de fósforo (Sharpley 1995; Shigaki et al. 2007).

Por outro lado, a maior concentração de fosfato registrada no rio impactado ($0,25 \text{ mg L}^{-1}$) revela diferentes graus de influência antrópica sofridas entre os ambientes estudados. Tanto o ortofosfato quanto o fósforo total dissolvido indicam que o rio apresenta alteração da qualidade por diferentes fontes, sendo uma delas a degradação, e a outra, a atividade fotossintética (Oliveira et al. 2008).

O aporte de fosfato do rio impactado foi mais significativo para a Lagoa do Peri quando comparado ao rio preservado (Tabela 2). Tal fato está associado a maior área de drenagem, maior vazão e maior concentração deste nutriente na água. Estudos anteriores indicam variação sazonal na qualidade da água da Lagoa do Peri devido às variações climáticas como temperatura, direção do vento e regime de chuvas (Hennemann & Petrucio 2010a).

Quando combinados, os efeitos de aumento de temperatura global e aumento do aporte de fósforo aumentam de maneira significativa a biomassa de fitoplâncton na Lagoa (Hennemann & Petrucio 2010b).

O fósforo presente em rios e lagos é um nutriente de grande importância à cadeia alimentar, entretanto, quando transportado em altas concentrações em águas superficiais apresenta o potencial de causar eutrofização artificial destes ambientes, levando à redução do oxigênio dissolvido, provocando crescimento excessivo de plantas aquáticas, mortalidade de peixes e outras espécies aquáticas, além do comprometimento das condições mínimas para o lazer na água (Smith & Schindler 2009).

Embora o Ribeirão Grande (impactado) tenha contribuído mais significativamente no aporte de fósforo para a Lagoa do Peri, confirmando a hipótese proposta neste trabalho, as baixas concentrações deste nutriente na referida lagoa, conforme relatado em estudos anteriores (Tonetta 2012), sugerem que os níveis de fosfato oriundos dos dois principais tributários sejam diluídos quando incorporados à Lagoa.

É importante salientar que estes são estudos preliminares, ressaltando-se a necessidade de um monitoramento contínuo para uma avaliação mais precisa da contribuição de todos os riachos da bacia do Peri.

Agradecimentos

À equipe da Fundação Municipal do Meio Ambiente de Florianópolis Floram, pela disponibilidade da embarcação para a realização deste trabalho. E à equipe do Parque Municipal da Lagoa do Peri por todo apoio.

Bibliografia

- Begon, M., Townsend, C. R., Harper, J. L. (2006). *Ecology: From individuals to Ecosystems*. Blackwell Publishing.
- Cardoso, F. S., Pereira, G., Agudo-Padrón, A. I., Nascimento, C., Abdalla, A. (2008). "Análise do uso e ocupação da terra na bacia da Lagoa do Peri, Florianópolis (SC)". *Caminhos de Geografia*, 9: 201-213.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., Smith, V. H. (1998). "Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen". *Ecological Applications*, 8: 559-568.
- Caruso, M. M. L. (1990). *O desmatamento na Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais*. Editora da UFSC, Florianópolis.
- Cecca/Fnma. (1996). *Uma cidade numa ilha – relatório sobre os problemas sócio-ambientais da Ilha de Santa Catarina*. Editora Insular, Florianópolis.

- Davis, J. J., Foster, R. F. (1958). "Bioaccumulation of radioisotopes through aquatic food chains". *Ecology*, 39: 530-535.
- Elwood, J. W., Nelson, D. J. (1972). "Periphyton production and grazing rates in a stream measured with ^{32}P material balance method". *Oikos*, 23: 295-303.
- Esteves, F. A. (1998). *Fundamentos de limnologia*. Interciência, Rio de Janeiro.
- Fascin, D. (2014). "Processo de decomposição e colonização por invertebrados aquáticos de detritos foliares em um riacho subtropical de Mata Atlântica". Dissertação. Mestrado em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Frink, C. R. (1991). "Estimating nutrient exports to estuaries". *Journal of Environmental Quality*, 20: 717-724.
- Fuentes, E. V., Hessel, M., Hernandez, M. I. M. (eds.). (2012). *Ecologia de Campo na Ilha de Santa Catarina*. PPG Ecologia UFSC 2011, Florianópolis.
- Gore, J. A. (2007). "Discharge measurements and streamflow analysis". *Em: Hauer, F. R., Lamberti, G. A. (eds.). Methods in Stream Ecology*. Elsevier, New York.
- Hennemann, M. C., Petrucio, M. M. (2010a). "Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil". *Environmental Monitoring and Assessment*, 181(1-4): 347-361.
- Hennemann, M. C., Petrucio, M. M. (2010b). "Seasonal phytoplankton response to increased temperature and phosphorus inputs in a freshwater coastal lagoon , Southern Brazil : a microcosm bioassay". *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(3): 295-305.
- Instituto Ambientes em Rede. "Lagoa do Peri garante participação de Florianópolis no Bandeira Azul". URL <http://www.bandeiraazul.org.br/lagoa-do-peri-garante-participacao-de-florianopolis-no-bandeira-azul/>. Acesso em: 16 mar. 2016.
- Jeppesen, E., Jens, P. J., Martin, S., Torben, L., Frank, L. (2000). "Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient". *Freshwater Biology*, 45: 201-218.

- Johnson, A. H., Bouldin, D. R., Goyette, E. A., Hedges, A. M. (1976). "Phosphorus loss by stream transport from a rural watershed: quantities, processes and sources". *Journal of Environmental Quality*, 5:148-157.
- Lemes Silva, A. L. (2014). "Avaliação dos efeitos temporais no processamento da matéria orgânica alóctone em riachos tropicais". Tese. Doutorado em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.
- Levesque, V. A., Hammett, K. M. (1997). "Comparison of two methods for estimating discharge and nutrient loads from tidally affected reaches of the Myakka and Peace Rivers, West-Central Florida": *Open-File Report*, 97-118.
- Lisboa, L. K., Silva, A. L. L., Petrucio, M. M. (2011). "Distribuição de invertebrados aquáticos de água doce em uma lagoa costeira do sul do Brasil em relação às características da água e do sedimento". *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(2): 119-127.
- Lisboa, L. K. (2012). "Dinâmica da vegetação ripária em riachos de mata atlântica subtropical: composição da matéria orgânica alóctone e interação com invertebrados aquáticos". Dissertação. Mestrado em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Oliveira, L. C., Gomes, B. M., Baumgartner, G. (2008). "Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do rio São Francisco Verdadeiro". *Eng. Agríc., Jaboticabal*, 28(4): 770-781.
- Overbeck, J. (2000). "Conceitos de Ecossistema". Em: Jørgensenand, S.E., Vollenweider, R.A., (eds.). *Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos. Princípios para o Gerenciamento de Lagos*. Rima, São Carlos.
- Palhares, J. C. P., Ramos, C., Klein, J. B., De Lima, J. M. M., Muller, S., Cestonaro, T. (2007). "Medição da vazão em rios pelo método do flutuador". *Comunicado técnico EMBRAPA n°455. Concórdia*.
- Payne, A. I. (1986). *The ecology of lakes and rivers*. Ed. Wiley, New York.
- Santos, G. F., Silva, J. T. N., Mendoça, M., Veado, R. W. A. V. (1989). "Análise Ambiental da Lagoa do Peri". *Geosul*, 8: 101-123.

- Sharpley, A. (1995). "Identifying sites vulnerable to phosphorous loss in agricultural runoff". *Journal of Environmental Quality*, 24: 947-951.
- Shigaki, F., Sharpley, A., Prochnow, L. I. (2007). "Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays". *Science of Total Environment*. 373: 334-343.
- Smith, V. H., Schindler, D. W. (2009). "Eutrophication science: where do we go from here?" *Trends in Ecology and Evolution*, 24: 201-207.
- Teive, L. F., Lisboa, L. K., Petrucio, M. M. (2008). "Uma revisão da disponibilidade de dados ecológicos visando o direcionamento de novas pesquisas na Lagoa do Peri". *Biotemas*, 21(2): 133-143.
- Tonetta, D. (2012). "Produção primária e respiração pelágica em um lago costeiro subtropical (Lagoa do Peri, Brasil): variações vertical e temporal e suas relações com a comunidade fitoplanctônica" Dissertação. Mestrado em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Vukadin, I., Marasović, I., Pucher-Petković, T., Stojanoski, L. (1996). 'Nutrient enrichment and biological response in the Adriatic coastal Sea". *Fresenius Environ. Bull*, 5: 221-228.
- Winter, T. C. (2004). "The hydrology of lakes". *The Lakes Handbook*, 1: 61-78.



Serra



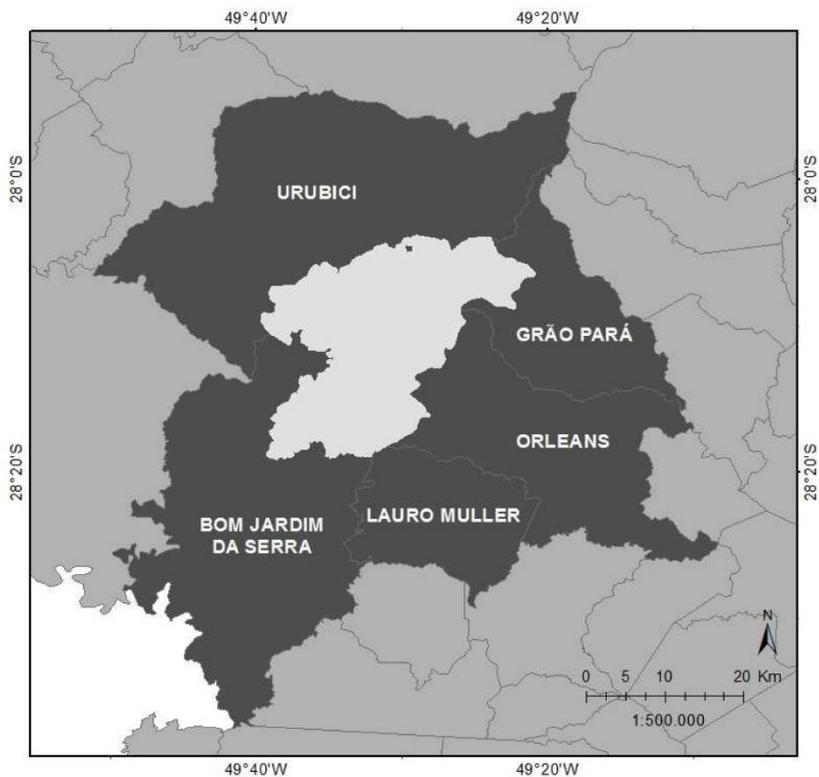
Vista a partir do Morro da Igreja e Pedra Furada, por Eduardo Giehl

Área de estudo: Parque Nacional de São Joaquim

De acordo com Santos (2011), existem 11 Parques Nacionais no sul do Brasil, sendo que o Parque Nacional de São Joaquim (PNSJ) é o terceiro maior destes, ficando atrás apenas dos Parques Nacionais de Iguaçu e de Ilha Grande, ambos no Paraná, e o vigésimo quinto maior do Brasil. Cabe salientar que foi um dos primeiros parques nacionais criados com o objetivo explícito de conservação da Floresta Ombrófila Mista. Os critérios que ensejaram a criação do PNSJ foram à representatividade dos ecossistemas da Floresta Ombrófila Mista e dos Campos de Altitude, assim como os belíssimos e cientificamente relevantes monumentos geológicos, tais como a Pedra Furada, o Morro da Igreja e os canyons localizados na Serra Geral. Nas décadas de 1950 e 1960, o ciclo da madeira na região provocou uma devastação assustadora das florestas de araucárias, que levaram o Governo Federal a propor uma Unidade de Conservação para protegê-las.

O PNSJ é o segundo parque criado no Brasil pelo então presidente Jânio Quadros, a partir do Decreto nº 50.922 de 06 de julho de 1961, com o objetivo de conservar ecossistemas existentes na unidade e promover educação ambiental, pesquisa e visitação pública (Fernandes 1996). A criação do PNSJ, está ligada à necessidade de proteção dos remanescentes de Matas de Araucárias, encontradas em abundância dentro de seus 49.800 hectares (ICMBio 2016).

Ao ser criado, o Parque Nacional encontrava-se entre os municípios de São Joaquim, Urubici, Orleans e Grão Pará (Figura 2), e acabou recebendo o nome do primeiro deles, pois a maior parte da sua área encontrava-se neste município. Dois anos após a sua criação, a parte que correspondia ao município de São Joaquim foi desmembrada tornando-se o novo município de Bom Jardim da Serra. Desta forma, o Parque ficou sem relação direta com o município que emprestou a sua denominação (Souza 2004). A publicação da Lei 13.273 de 15 de abril de 2016, que alterou os limites do Parque Nacional de São Joaquim foi de extrema importância para a gestão do PNSJ, pois demarcou com coordenadas geográficas os limites do parque. Apenas a partir da publicação desta lei que o PNSJ passou a abranger o município de Lauro



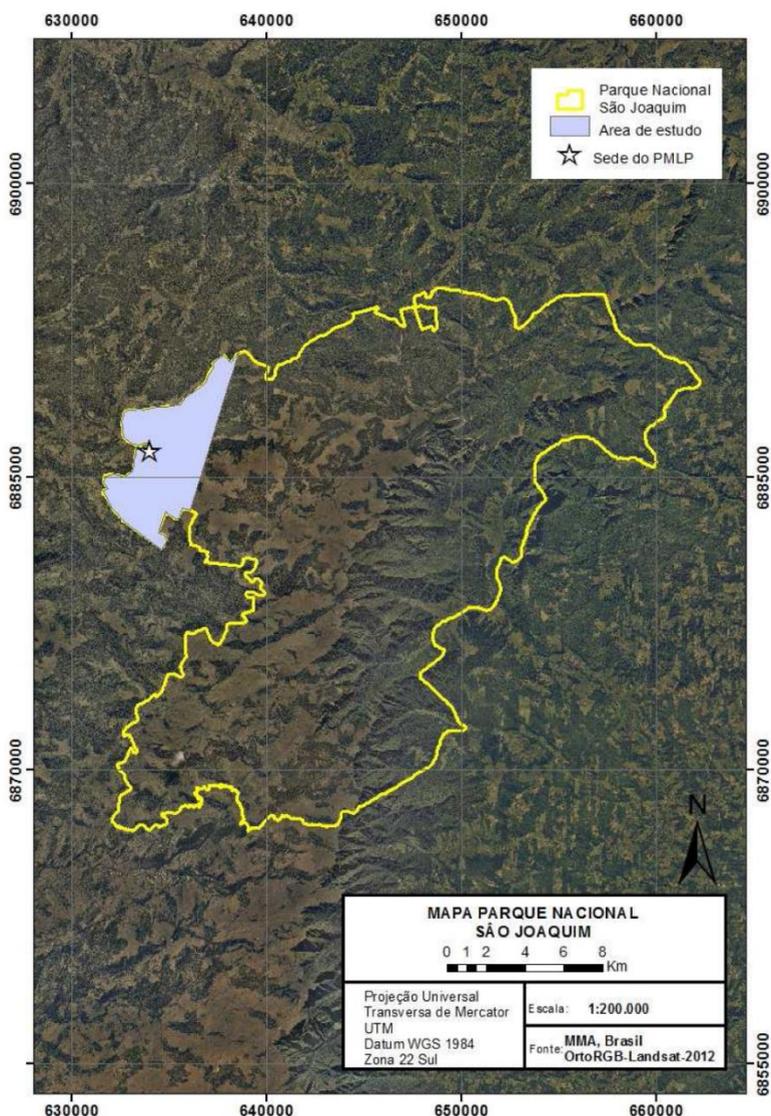


Figura 2. Localização geográfica do Parque Nacional de São Joaquim (esquerda), sua delimitação, sede e abrangência dos estudos aqui realizados (direita).

Muller (ICMBio 2016). A modificação do nome do Parque é uma forte aspiração das populações do seu entorno, fato que vem sendo levado em consideração e discutido juntamente com os moradores das cidades do seu entorno (Portal Brasil 2016).

O PNSJ está localizado na região serrana do estado de Santa Catarina, entre os paralelos 49°22' e 49°39'S e meridianos 28°04' e 28°19'W (Figura 2) abrangendo hoje os municípios de Urubici (sede administrativa), Bom Jardim da Serra, Orleans, Grão Pará e Lauro Muller (ICMBio 2016). O PNSJ Apresenta relevo irregular que varia de 300 a 1.826 m de altitude e está situado em uma das regiões mais frias do Brasil, na qual a temperatura média anual varia entre 12°C a 14°C, com geadas frequentes, ocorrência de neve e temperatura mínima registrada de 10 graus negativos e máxima de 31 graus (Fernandes 2000). O clima é considerado como mesotérmico médio, condicionado às altitudes, com chuvas abundantes. A precipitação média anual está em torno de 1.400 mm e a umidade relativa do ar tem média de 83,1% (Pandolfo et al. 2002). Outra característica muito importante é que o inverno costuma se estender além do trimestre de junho-julho-agosto e se impor de abril a outubro. Não existem períodos de seca e as chuvas são bem distribuídas (Nimer 1979). Na região nordeste do Parque encontram-se as maiores altitudes, o Morro da Igreja, com 1.822 metros é o ponto de maior altitude de Santa Catarina. Na área central do PNSJ também há áreas elevadas, com altitudes acima de 1.650 metros. Essa região do parque é denominada Campos de Santa Bárbara (ICMBio 2016).

Os solos do PNSJ são em grande parte litólicos rasos. Em relação à vegetação, essa pode ser enquadrada em três tipos: os Campos Gerais, a Floresta Ombrófila Mista (ou Matas com Araucária), localizadas mais comumente nas encostas e nos vales, e a Floresta Ombrófila Densa, que ocupa o fundo dos vales. Uma das espécies dominantes no PNSJ é a araucária (*Araucaria angustifolia*).

Outro aspecto importante do PNSJ é a sua formação geológica, composta por rochas vulcânicas basálticas que formam, conjuntamente com as formações de arenito, um local propício a recarga e descarga do Aquífero Guarani. Estudos datam estas formações com aproximadamente 133 milhões de anos. Nas áreas pertencentes ao Parque nascem rios importantes, como o rio Pelotas. Nascem também os afluentes da margem esquerda do rio Canoas, que é o maior em extensão de Santa Catarina, e os rios Urubici, da Serra e Mirador.



O PNSJ pode ser dividido em duas porções distintas. A primeira porção, chamada de Serra Abaixo, abrange os municípios de Orleans e Grão Pará e está situada abaixo das encostas da Serra Geral, na região geomorfológica da Planície Costeira (IBGE 1986). A segunda porção, chamada de Campos de Cima da Serra (Boldrini 1997), abrange os municípios de Urubici e Bom Jardim da Serra e está situada acima das escarpas da Serra Geral, na região geomorfológica do Planalto das Araucárias (IBGE 1986).

Atualmente o PNSJ tem fundamental importância para o turismo na serra catarinense, visto abrigar um importantíssimo atrativo na região, o Morro da Igreja, com vista para a Pedra Furada (foto de capa dessa seção). No ano de 2015, 94.412 pessoas visitaram este ponto. Assim, esta unidade de conservação ocupou a décima posição entre os parques com maior visitação em 2015.

Os trabalhos apresentados a seguir, representam estudos ecológicos de curta duração que foram realizados em áreas próximas ao alojamento do PNSJ, localizado na comunidade de Santa Bárbara, município de Urubici. Nesta área, o tipo de relevo predominante pertence às classes de declividade fortemente ondulada a montanhoso, com altitudes entre 1300 e 1500 m. O solo é em geral raso (5 a 20 cm), apresentando afloramentos rochosos, predominando neossolos, nitossolos e cambissolos (Mantovani 2004). Nessa região nasce o rio Lava-Tudo, um dos principais afluentes do rio Pelotas (Souza 2004). A cobertura vegetal é característica de Floresta Ombrófila Mista, com presença de Campos de Altitude e de formações vegetais do tipo Mata Nebular (Mantovani 2004). Historicamente a colonização dessa região foi feita por criadores de gado, aproveitando dos campos naturais existentes e que representam o prolongamento dos campos de São Joaquim. Sabe-se que, pelo menos nas últimas décadas do século passado, essas áreas campestres já eram ocupadas por algumas fazendas de criação de gado ali instaladas (Israel 1991). Segundo Marins-Sá (2005), o local é considerado de difícil acesso, com estradas de terra e pouca atividade humana, sendo restrita ao manejo de propriedades existentes na área e de alguns rebanhos suínos e bovinos.

Bibliografia

- Boldrini, I. I. (1997). "Campos do Rio Grande do Sul: Caracterização fisionômica e problemática ocupacional". *Boletim do Instituto de Biociências*, 56: 1-39.
- Fernandes, L. A. (1996). *Parque Nacional de São Joaquim: caracterização básica*. IBAMA, Florianópolis, SC.
- Fernandes, L. A. (2000). *Parque Nacional de São Joaquim - Estado de Santa Catarina, Caracterização Básica ano 2000*. Sede do Parque Nacional de São Joaquim, IBAMA. Urubici, SC, 2000.
- IBGE. (1986). Folha SH.22 Porto Alegre e parte das Folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 *Lagoa Mirim: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra*. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro.
- ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. "Parque Nacional de São Joaquim". URL <http://www.icmbio.gov.br/parnasaojoaquim/> Acesso em 13/07/2016.
- Israel, C. J. (1991). "Aspectos da organização agrária e da produção familiar no município de Urubici: o caso das hortaliças." Dissertação. Mestrado em geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Mantovani, M. (2004). "Caracterização de populações naturais de xaxim (*Dicksonia sellowiana* (Presl.) Hooker), em diferentes condições edafo-climáticas no estado de Santa Catarina". Tese. Doutorado em Recursos Genéticos Vegetais, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Marins-Sá, L. G. (2005). "Análise da predação de *Puma concolor* em rebanhos domésticos na região do Parque Nacional de São Joaquim e entorno, SC, Brasil." Dissertação. Mestrado em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Nimer, E. (1979). *Climatologia do Brasil*. Recursos naturais e meio ambiente, IBGE. Rio de Janeiro.
- Pandolfo, C. M. et al. Atlas climáticos digital do Estado de Santa Catarina. Florianópolis: EPAGRI, 2002.

Portal Brasil – Governo Brasileiro. (2016). "Parque Nacional de São Joaquim (SC) pode mudar de nome". URL <http://www.brasil.gov.br/meio-ambiente/2014/03/parque-nacional-de-sao-joaquim-pode-mudar-de-nome>. Acesso em 18/07/2016.

Santos, A. A. (2011). "Parques Nacionais Brasileiros: relação entre Planos de Manejo e atividade ecoturística". *Revista Brasileira de Ecoturismo*, 4(1): 141-162.

Souza, B. (2004). Aspectos Fitogeográficos do Parque nacional de São Joaquim. Trabalho de Conclusão de Curso. Geografia, UDESC, Florianópolis.





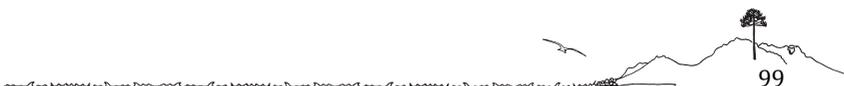
Comunidades de macroinvertebrados aquáticos em diferentes mesohabitats em riachos subtropicais de altitude

Cure, M. B.; Lopes, M.; Orofino, G.; Agrelo, M.; Aguirre, J. C.; Schmitt, R.; Lemes-Silva, A. L.

Introdução

Nas últimas décadas, muito tem sido estudado sobre a ecologia de corpos d'água e seus componentes bióticos e abióticos. Dos ambientes aquáticos, o sistema lótico, que consiste de um sistema de tributários que formam uma bacia hidrográfica, é o mais complexo e caracterizado pela heterogeneidade de habitats e fauna, porém extremamente influenciado pela paisagem local. Mudanças na paisagem, como a retirada ou substituição e a fragmentação da vegetação ripária têm efeitos diretos e indiretos nas características de um riacho, como homogeneização dos habitats, sedimentação, aumento da temperatura e alteração da quantidade e qualidade de material orgânico alóctone, bem como na estrutura das comunidades de sua biota, como redução da riqueza, abundância e diversidade, devido ao desaparecimento das espécies sensíveis às perturbações (Binckley et al. 2009).

Dentre as comunidades biológicas associadas aos sistemas aquáticos, os macroinvertebrados aquáticos são fundamentais para a saúde dos corpos d'água, participando na dinâmica de nutrientes e no processamento de matéria e fluxo de energia. Constituídos por numerosos grupos taxonômicos, os invertebrados aquáticos apresentam uma alta diversidade taxonômica, os quais a maior parte é pertencente à classe Insecta (Vannote et al. 1980; Cardinale et al. 2001). Muitos destes grupos de insetos aquáticos, apresentam sensibilidades e tolerâncias à determinadas condições ambientais. Os organismos sensíveis ou intolerantes são principalmente os quais necessitam de elevadas concentrações de oxigênio dissolvido na água para a sua sobrevivência e ambientes com alta diversidade de habitats



e microhabitats (Sandin & Johnson 2000; Goulart & Callisto 2003). Sabe-se que, riachos com baixa qualidade da água (baixo teor de oxigênio dissolvido, alta condutividade), geralmente apresentam valores baixos de diversidade. Por outro lado, ambientes onde há maior heterogeneidade espacial (presença de macrófitas, detritos foliares), tendem a ter uma riqueza maior de espécies quando comparados à regiões mais homogêneas (ambientes arenosos; (Heino et al. 2003).

Riachos apresentam alta complexidade, a qual pode ser observada em diferentes escalas (bacia hidrográfica, microbacia, segmento de rios, trecho de rios, mesohabitat e microhabitat). Os mesohabitats são ambientes de corredeira e remanso que podem ser visivelmente observados ao longo do trecho. O tipo de mesohabitat é um dos fatores mais importantes na determinação de comunidades biológicas, tanto em sistemas lênticos quanto lóticos (Silva 2006). Tais mesohabitats são definidos pela combinação de diversos fatores físicos e estruturais, tais como geomorfologia, velocidade da água, vazão, complexidade espacial e tipo de substrato (orgânico ou inorgânico). Corredeiras e remansos são mesohabitats típicos de sistemas lóticos, os quais se diferenciam principalmente pela velocidade da água (Jowett 1993), pela proporção relativa e tamanho da partícula dos componentes dos substratos (Fidelis et al. 2008).

Apesar da reconhecida importância dos riachos subtropicais, pouco se discute sobre a diversidade da comunidade de invertebrados aquáticos em diferentes mesohabitats em ambientes florestados e abertos. Sendo assim, a presente pesquisa, procurou caracterizar a macrofauna de invertebrados aquáticos em dois mesohabitats (corredeira e remanso) de três riachos presentes no Parque Nacional de São Joaquim, e relacionar os resultados com as diferentes condições de vegetação ripária (área florestada e com vegetação ripária aberta). Espera-se que em ambientes florestados e em mesohabitat de remanso encontra-se maior riqueza e abundância de macroinvertebrados aquáticos.



Materiais e Métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado em três riachos de cabeceira situados na FOM (Floresta ombrófila mista) alto montana (~1200m a.n.m.), dentro do Parque Nacional de São Joaquim, na cidade de Urubici-SC. Os riachos selecionados são de terceira ordem e apresentam características semelhantes quanto ao tipo de substrato presente, presença de vegetação ripária e grau de conservação. O Parque Nacional São Joaquim, com uma área de 49.300 ha, está localizado entre os municípios de Urubici, Bom Jardim da Serra, Orleans e Grão-Pará, região serrana do Estado de Santa Catarina, distante 36km da zona urbana da cidade de Urubici e 185km de Florianópolis, capital do Estado.

O clima da região é temperado úmido, enquadrado como Cfb pela classificação de Köppen, com chuvas bem distribuídas durante todo o período do ano com precipitação média anual de 1.789mm. A vegetação natural é representada por grandes extensões de campo, entremeados com Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Mista (matas de araucária), a qual compreende ainda a formação alto-montana (acima de 1000m de altitude) de acordo com a classificação fitogeográfica.

Coleta de dados

Foram realizadas quatro coletas em cada riacho, em locais florestados e não florestados em trechos de remanso e corredeira. As coletas dos macroinvertebrados foram realizadas com o auxílio de um amostrador de Surber (15 × 15cm), revolvendo o substrato contra a direção da corrente. As amostras foram triadas em bandejas e os organismos fixados em álcool etílico 70%. Após a triagem, as amostras foram analisadas sob microscópio estereoscópico e o material identificado até o nível de família com o auxílio de especialistas e das chaves de identificação de Mugnai et al. (2010). Em cada ponto amostrado, foram medidos os parâmetros da água, tais como oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$), através de sonda multi-parâmetros. Foram realizadas medidas de profundidade e velocidade da corrente em cada ponto amostral. A velocidade de corrente foi determinada pelo tempo gasto por um objeto para percorrer uma distância determinada.



Análise estatística

Os testes estatísticos foram realizados no software R (R Core Team 2015) e a análise de agrupamento foi obtida através do software PAST 2.17 (Hammer et al. 2001).

Foram utilizadas a análise de componentes principais (PCA), análise de coordenadas principais (PCoA) e a análise multivariada permutacional de variância (Permanova) com os pacotes "Vegan" (Oksanen et al. 2015) e "ape" (Paradis et al. 2004). A PCA buscou explicar como as diferentes áreas de coleta de dados estão distribuídas em relação às variáveis ambientais. A PCoA buscou explicar a diferença entre as áreas florestadas das áreas não florestadas e entre os trechos de remanso e de corredeira em relação à distribuição dos táxons e a Permanova foi utilizada para testar se existe diferenças significativas das análises PCA e PCoA. Para comparar a riqueza de taxa em cada amostra foi utilizado um teste t pareado. A análise de agrupamento foi realizada para agrupar os mesohabitats de acordo com a similaridade da composição faunística.

Resultados

Relação dos tipos de ambiente com variáveis abióticas

A PCA (Figura 7. 1) utilizou-se dos dois primeiros componentes, segundo o critério dos autovalores maiores que 1 (2,384 e 1,183, respectivamente). Os dois componentes principais explicam juntos aproximadamente 90% dos dados (PC1: 59,6% e PC2: 29,6%). Os ambientes de corredeira relacionaram-se com locais de maior velocidade da corrente e de maiores taxas de oxigênio dissolvido.

As variáveis abióticas da água mensuradas entre os diferentes mesohabitats estão em destaque na Tabela 7. 1. Foram observadas diferenças significativas ($F = 4,59$; $gl = 1$; $P = 0,013$) nas características abióticas aferidas em cada mesohabitat (corredeira e remanso). Entretanto, o mesmo não foi observado para os ambientes florestados e não florestados ($F = 0,22$; $gl = 1$; $P = 0,844$).

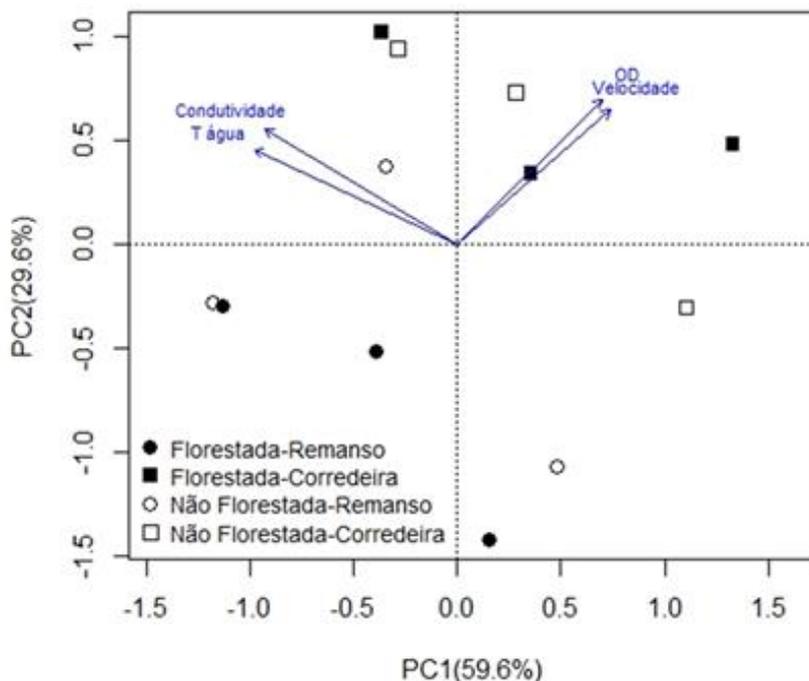


Figura 7. 1. Análise de componentes principais mostrando a relação dos pontos de coletas com as variáveis ambientais (condutividade, temperatura da água, oxigênio dissolvido e velocidade da corrente). T água = temperatura da água; OD = oxigênio dissolvido.

Comunidade de macroinvertebrados

Foram coletados e identificados 362 indivíduos pertencentes a oito ordens, distribuídos em 23 famílias conforme descrito na Tabela 7. 2. Baetidae, Gastropoda, Leptophlebiidae e Leptoceridae foram registrados com maior abundância em áreas de corredeiras e Leptophlebiidae, Leptoceridae, Psephinidae e Baetidae com maior abundância em áreas de remanso (Figura 7. 2).

Tabela 7. 1. Variáveis abióticas dos ambientes com diferentes coberturas. T água = temperatura da água; OD = oxigênio dissolvido; Vel. = velocidade; Cond. = condutividade.

Cobertura	Mesohabitat	T água	OD	Vel.	Cond.
Florestada	Remanso	15,4 ± 0,4	7,33 ± 0,2	0,0	22,44 ± 0,9
	Corredeira	15,4 ± 1,6	8,11 ± 0,3	0,93 ± 0,50	22,70 ± 0,7
Não-Florestada	Remanso	15,4 ± 0,5	7,54 ± 0,3	0,0	22,64 ± 0,7
	Corredeira	15,2 ± 1,5	8,07 ± 0,1	0,81 ± 0,13	22,45 ± 0,7

Tabela 7. 2. Abundância e riqueza de macroinvertebrados encontrados em diferentes mesohabitats (corredeira e remanso) presentes em áreas florestadas e não florestadas de riachos de altitude.

Ordem/Classe	Família	Florestado		Não-Florestado	
		Corredeira	Remanso	Corredeira	Remanso
Plecoptera	Perlidae	0	0	2	2
	Gripopterygidae	1	0	0	2
Heteroptera	Belostomatidae	3	1	3	0
Coleoptera	Psephenidae	5	3	5	8
	Elmidae	0	5	3	4
	Staphilinidae	1	0	0	0
Diptera	Simuliidae	1	1	2	0
	Chironomidae	4	1	2	7
	Tipulidae	0	4	0	1
	Tabanidae	0	0	0	5
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	10	0	13	66
	Leptohyphidae	0	10	2	3
	Eutyphlociidae	0	0	0	1
	Baetidae	20	0	7	8
	Caenidae	0	20	0	4
Trichoptera	Hydropsychidae	1	0	0	0
	Calamoceratidae	0	1	0	9
	Leptoceridae	10	0	3	39
	Helycopsichidae	0	10	0	1

Ordem/Classe	Família	Florestado		Não-Florestado	
		Corredeira	Remanso	Corredeira	Remanso
	Hydrobiosidae	1	0	0	0
Decapoda	Aegliidae	3	1	2	5
Molusca	Gastropoda	1	3	25	3
Plathyhelmin- tes	Tubellaria	1	1	0	0
	Abundância	62	61	69	168
	Riqueza	14	13	12	17

A PCoA utilizou as duas primeiras coordenadas principais (PCoA₁ e PCoA₂), onde elas explicam 23,8 e 19,3 % dos dados respectivamente (Figura 7. 3). A distribuição dos táxons não foi explicada em relação ao tipo de ambiente (cobertura vegetal: $F = 0,899$; $gl = 1$; $P = 0,61$; e ao tipo de mesohabitat: $F = 0,823$; $gl = 1$; $P = 0,706$), não sendo possível observar um padrão claro na distribuição de espécies.

Quanto à composição da fauna encontrada em ambientes florestados, não encontramos diferença significativa ($t = 0,309$; $P = 0,975$) entre áreas de remanso e de corredeiras. Da mesma forma, não encontramos diferença significativa de composição da fauna entre ambientes de remanso e de corredeiras em ambientes não florestados ($t = 1,279$; $P = 0,212$), assim como não houve diferença significativa na composição faunística dos ambientes de corredeira florestados e não florestados ($t = -1,97$; $P = 0,844$) e em ambientes de remanso florestado e não florestados ($t = -1,408$; $P = 0,17$).

A análise de agrupamento demonstra que em 100% das iterações, os locais de amostragem foram divididos em dois grupos: (1) Remanso não florestado e (2) os demais ambientes de amostragem (Figura 7. 4). O segundo grupo foi dividido em dois subgrupos em 84% das iterações, onde os ambientes de corredeira (florestado e não florestado) permanecem juntos. Sendo assim, nota-se que apesar da falta de significância estatística, a área de remanso em ambiente não florestado apresentou características faunísticas que o deixaram separado dos demais ambientes.

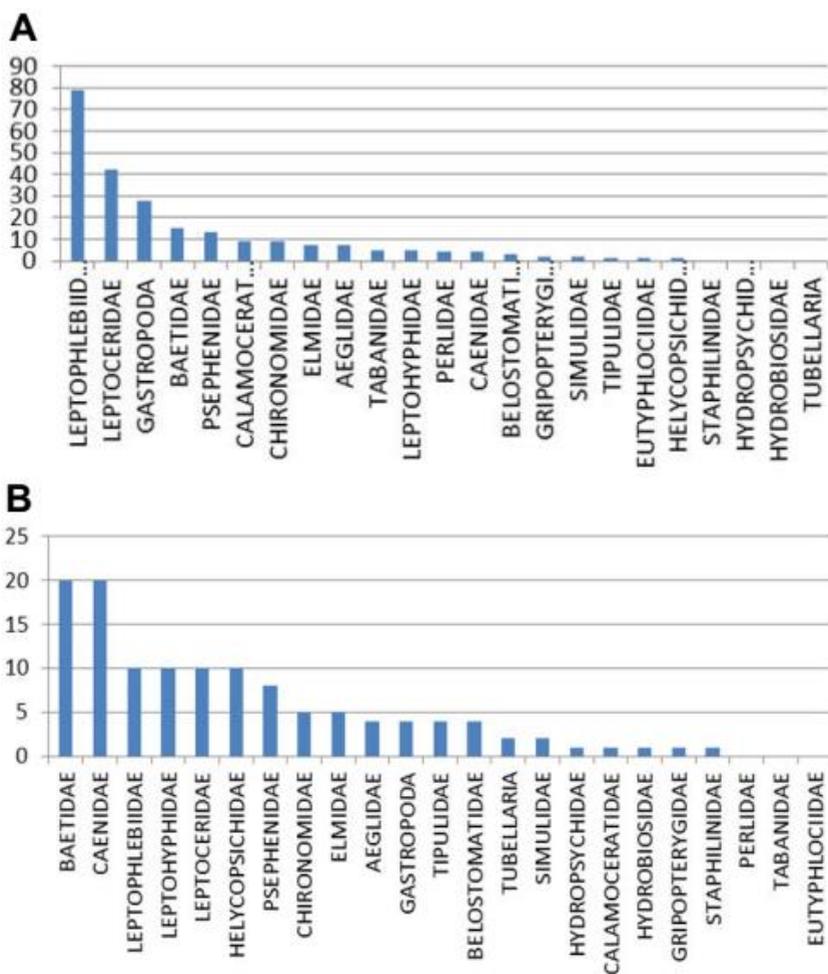


Figura 7. 2. Abundância e riqueza de macroinvertebrados aquáticos amostrados nos ambientes (A) não florestado e (B) florestados dos riachos do PNSJ-Urubici-SC.

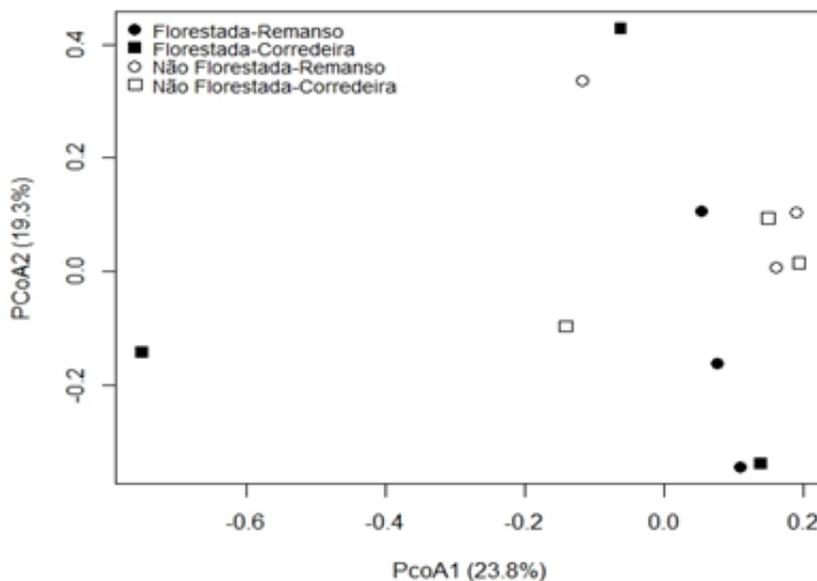


Figura 7. 3. Análise de coordenadas principais (PCoA) com as duas primeiras coordenadas (PcoA1 e PcoA2).

Discussão

Neste estudo buscou-se caracterizar a macrofauna de invertebrados aquáticos em diferentes mesohabitats (remanso e corredeira) e relacionar os resultados com diferentes características ambientais (regiões florestadas e não florestadas). Nossos resultados demonstraram que não houve diferenças entre a composição de macroinvertebrados nos diferentes ambientes amostrados. Entretanto, as áreas de remanso não florestadas são as áreas que apresentaram maior riqueza e abundância de indivíduos.

Em muitos ecossistemas naturais, as comunidades aquáticas apresentam diferentes abundâncias (Magurran 2004) devido à disponibilidade de recursos, pelos limites

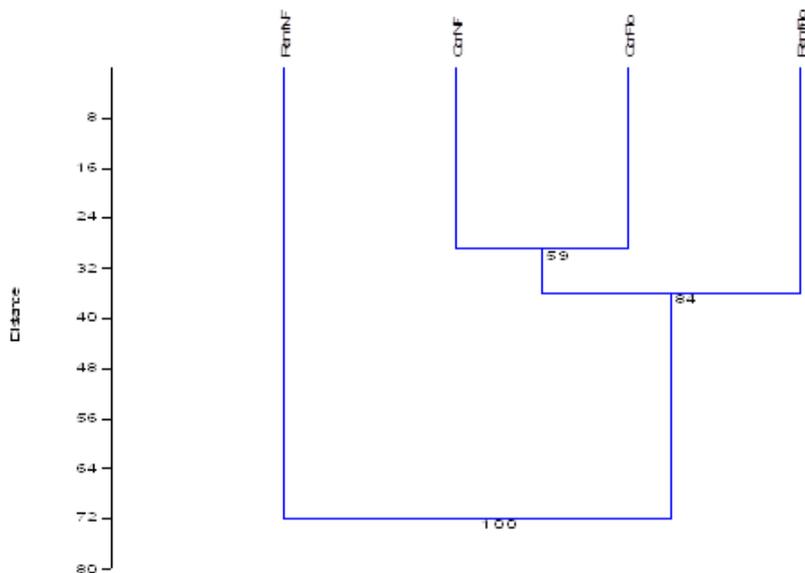


Figura 7. 4. Análise de agrupamento das amostras segundo a composição faunística. (CorFlo: Corredeira Florestado, RemFlo: Remanso Florestado, CorNF: Corredeira não florestado, e RemNF: Remanso Florestado).

de tolerância às variáveis ambientais e pelo ciclo de vida dos diferentes grupos estudados (Begon et al. 2006). Neste estudo observou-se que a maior riqueza taxonômica foi encontrada em áreas de remanso em regiões não florestadas. Em áreas de remanso, devido a menor velocidade de corrente, existe uma tendência de acúmulo de material foliar, proporcionando uma maior disponibilidade de nutrientes para os organismos. Entretanto, em áreas de remanso, os níveis de oxigênio dissolvido são menores, o que limita a presença de alguns grupos de organismos, tais como, os grupos mais sensíveis. (Silva et al. 2007). A maior riqueza e abundância de invertebrados nas áreas não florestadas podem ser explicadas em função da luminosidade que favorece a produção primária e a formação de biofilmes, que são utilizadas pelos macroinvertebrados como recurso alimentar, conforme observado também em Costa & Melo (2008). Entretanto, em um estudo da riqueza de macroinvertebrados

aquáticos em um riacho de montanha na Mata Atlântica no sudeste do Brasil, foi encontrada maior riqueza e abundância em uma região de corredeira (Crisci-Bispo et al. 2007). Isso se deu, segundo os autores, em função da velocidade da água e das taxas de oxigênio dissolvido. Por outro lado, áreas de remanso e corredeira ainda podem apresentar semelhanças entre si, conforme estudos realizados em ambientes tropicais (Silveira 2004).

Ao comparar a riqueza taxonômica encontrada neste estudo, aos resultados encontrados por (Moreno & Callisto 2005) e (Rezende et al. 2012), a quantidade de táxons identificados (23 táxons) sugere que os riachos analisados apresentam características de ambientes preservados. Em ambientes degradados, geralmente são encontrados poucos táxons na comunidade, porém com elevadas densidades. Além disso, encontramos as Ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera (EPT), que se destacam por serem bons indicadores.

Neste estudo, o pequeno número de amostragens pode ter influenciado nos resultados encontrados entre os mesohabitats e entre trechos com cobertura florestal e abertos. As informações coletadas dão apenas uma ideia da estrutura da comunidade, pois estes organismos provavelmente variam em relação às condições climáticas de longa e curta escala de tempo [estações do ano e condições do tempo, respectivamente].

A utilização de taxa conhecidos por bons indicadores de qualidade da água (i.e. EPT) se faz mais eficiente, quando o objetivo for o monitoramento da saúde do ecossistema, pois facilita a triagem e identificação e ainda diagnostica a qualidade do ambiente. Recomenda-se que sejam realizados mais estudos desta natureza no Parque Nacional de São Joaquim, o que possibilitará o monitoramento da qualidade dos recursos hídricos e comparações e aplicações de índices de qualidade ambiental dos riachos.

Conclusão

O presente estudo buscou caracterizar a fauna de macroinvertebrados aquáticos em diferentes mesohabitats (remanso e corredeira) no Parque Nacional de São Joaquim,



SC e relacionar os resultados com as diferentes formações de vegetação ripária (florestado e não florestado). Não foi identificada diferença significativa entre os mesohabitats e entre os ambientes florestados e não florestados no que diz respeito à composição faunística, o que rejeita nossas hipóteses iniciais.

Os organismos identificados como dominantes são excelentes indicadores de qualidade ambiental, sendo assim, conclui-se que, no momento da coleta, os riachos estudados apresentavam elevada qualidade ambiental pela dominância das Ordens Ephemeroptera e Trichoptera que se restringem a áreas preservadas. Dessa forma, pode-se propor que a gestão e manejo no interior do Parque Nacional de São Joaquim são eficazes no que diz respeito à integridade dos recursos hídricos. Entretanto, esta conclusão deve ser testada com trabalhos futuros em diferentes períodos do ano agregando outras variáveis em diferentes escalas de tempo.

Agradecimentos

Os autores agradecem a todos integrantes do ICMBio do PNSJ e aos professores e colegas que contribuíram com críticas e sugestões.

Bibliografia

- Begon, M., Townsend, C. R., Harper, J. L. (2006). *Ecology: From individuals to Ecosystems*. Blackwell Publishing.
- Binckley C. A., Resetarits Jr, W. J. (2009). "Spatial and temporal dynamics of habitat selection across canopy gradients generates patterns of species richness and composition in aquatic beetles". *Ecological Entomology*, 34:457-465.
- Cardinale, B. J., Smith, C. M., Palmer, M. A. (2001). "The influence of initial colonisation by hydropsychid caddisfly larvae on the development of stream invertebrate assemblages". *Hydrobiologia*, 455: 19-27.
- Costa, S. S., Melo, A. S. (2008). "Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components". *Hydrobiologia*, 598: 131-138.

- Crisci-Bispo, V. L., Bispo, P. C., Froehlich, C. G. (2007). "Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in litter in a Ephemeropter Plecoptera Trichoptera assemblages mountain stream of the Atlantic Rainforest from Southeastern Brazil stream Rainforest from Southeastern Brazil". *Revista Brasileira de Zoologia*, 24: 545-551.
- Fidelis, L., Nessimian, J. L., Hamada, N. (2008). "Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central". *Acta Amazonica* 38:127-134.
- Goulart, M., Callisto, M. (2003). "Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudo de impacto ambiental". *Fapam em Revista*, 2:153-164.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., Ryan, P. D. (2001). "Past: Paleontological Statistics software package for education and data analysis". *Palaentologia Electronica*. Disponível em: <<http://folk.uio.no/ohammer/past/>>
- Heino, J., Muotka, T., Paavola, R. (2003). "Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences". *Journal of Animal Ecology* 72: 425-434.
- Jowett, I. G. (1993). "A method for objectively identifying pool, run, and riffle habitats from physical measurements". *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 27: 241-248.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Science.
- Moreno, P., Callisto, M. (2005). "Bioindicadores de qualidade de água ao longo da Bacia do Rio das Velhas (MG)". Em: *Bioindicadores de qualidade de água*. Embrapa, Brasília.
- Mugnai, R., Nessimian, J. L., Baptista, D. F. (2010). *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos*. Technical Books Editora, Rio de Janeiro.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, and H. Wagner. (2015). "vegan: Community Ecology Package". Disponível em <http://cran.r-project.org/package=vegan>.
- Paradis, E., Claude, J., Strimmer, K. (2004). "APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language". *Bioinformatics*, 20: 289-290.

- R Core Team (2015). "R: A language and environment for statistical computing Viena". Disponível em <http://www.r-project.org>.
- Rezende, R. De S., Santos, A. M. Dos., Gonçalves Junior, J. F. (2012). "Avaliação ambiental do rio Pandeiros utilizando macroinvertebrados como indicadores de qualidade da água". *Ecologia Austral*, 22: 159-169.
- Sandin, L., Johnson, R. K. (2000). "The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters". *Hydrobiologia*, 422: 233-243.
- Silva, C. S. (2006). "Análise comparativa da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em diferentes micro-habitats e estudo da riqueza e raridade de espécies". Dissertação. Mestrado em Ecologia e Evolução, Universidade Federal de Goiás, Goiás.
- Silva, F. L., D. C. Moreira, G. L. Bochini, and S. S. Ruiz. (2007). "Desempenho de dois índices biológicos na avaliação da qualidade das águas do Córrego Vargem Limpa, Bauru, SP, através de macroinvertebrados bentônicos". *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 2: 231-234.
- Silveira, M. P. (2004). *Aplicação do Biomonitoramento para Avaliação da Qualidade da Água em Rios*. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, W. Cummins, J. R. Sedell, C. Cushing. (1980). "The River Continuum Concept". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1).

Influência de fatores espaciais e da variação de habitat sobre a diversidade beta de besouros escarabeíneos no Parque Nacional de São Joaquim, Urubici-SC

Maes, M.E.; Beras, T.; Fountoura, L.; Teixeira, T.R.; Sühs, R.B., da Silva, P.G.

Introdução

A estruturação das comunidades pode ser influenciada por processos ecológicos que envolvem os efeitos de fatores abióticos e bióticos, operando em escalas espaciais e temporais diferentes (Wilson 1992; Howeth & Leibold 2010). O estudo da diversidade de espécies em diferentes escalas espaciais permite reconhecer o papel dos principais processos e mecanismos envolvidos na manutenção e estruturação das comunidades biológicas (Ricklefs 1987). Os termos "local" e "regional" referem-se a escalas espaciais onde processos ecológicos e biogeográficos predominam, respectivamente (Hillebrand & Blenckner 2002). A distinção entre essas escalas torna-se relevante uma vez que o impacto desses processos na estruturação das comunidades depende, em parte, da intensidade das interações no habitat local (Cornell & Lawton 1992). A formação da composição de espécies de comunidades locais é, primeiramente, regida por processos biogeográficos (i.e. históricos e evolutivos). Após eventos de larga escala, a comunidade pode apresentar fortes interações bióticas (e.g. predação, competição) capazes de tornar os processos ecológicos os principais responsáveis pela diversidade local (Holt 1993).

As estratégias para a conservação e conhecimento da biodiversidade são baseadas principalmente em composição e riqueza de espécies. Segundo Magurran (2004), diversidade alfa (α) ou diversidade local pode ser considerada o número total de espécies em um habitat; a diversidade gama (γ) ou diversidade regional seria o número total de espécies observado em todos os habitats, e a diversidade beta (β) as mudanças de espécies ao longo de um gradiente ambiental, temporal ou espacial. Ainda que diversos estudos apontem a influência de processos regionais sobre a estrutura de comunidades locais, a presença de filtros espaciais pode apresentar resultados distintos e relevantes para o conhecimento dos padrões e processos envolvidos nas

diversas escalas espaciais de comunidades ecológicas de ambientes marinhos e terrestres (Cornell & Harrison 2014).

Amplamente utilizados como modelo de estudos de diversidade, os escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) são besouros detritívoros, tendo fezes, carcaças e frutos em decomposição como seus principais recursos alimentares (Simmons & Ridsdill-Smith 2011). Tais animais desempenham importantes funções e serviços ecossistêmicos, tais como a ciclagem de nutrientes, bioturbação, dispersão secundária de sementes, incremento do crescimento vegetal e controle de parasitas (Nichols et al. 2008). São considerados importantes indicadores ambientais pelo fato de a estrutura da assembleia estar diretamente associada à fragmentação e modificação do habitat, diferenças na cobertura do solo e presença de outros grupos de animais, principalmente mamíferos que produzem sua principal fonte alimentar (Gardner et al. 2008; Costa et al. 2013; Audino et al. 2014). Assim, mudanças nas assembleias de Scarabaeinae têm potencial de afetar as funções ecológicas desempenhadas por estes besouros (Braga et al. 2013).

O objetivo deste estudo é avaliar se a diversidade beta de Scarabaeinae é maior em relação à distância espacial (áreas mais distantes) ou ao tipo de ambiente (ambientes mais diferentes), usando métricas de riqueza de espécies, abundância e diversidade. A pergunta principal é se uma maior diversidade beta é esperada devido à maior distância entre as áreas ou devido à maior diferença entre ambientes? Nossa hipótese é que o habitat seja mais importante que a distância para explicar a variação na composição e estrutura das assembleias de escarabeíneos em escala local (menores distâncias entre os habitats).

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional de São Joaquim, no domínio da Mata Atlântica, localizada no município de Urubici, Santa Catarina, Brasil. Foram selecionados três tipos de habitat, com base no tipo de vegetação predominante: (1) campestre, com predominância de vegetação rasteira utilizada para pastoreio de

gado; (2) arbustivo, com predominância de vassouras – *Baccharis* spp.; e (3) área florestada, em estágio secundário intermediário de sucessão com predominância de árvores, incluindo araucárias adultas (Figura 8. 1).



Figura 8. 1. Tipos e distribuição dos habitats nos quais foram realizadas as amostragens de Scarabaeinae. CAM: Campo; CAP: Capoeira; FLO: Floresta.

Amostragem de escarabeíneos

A amostragem dos besouros escarabeíneos foi realizada com o uso de armadilhas de queda com atrativos (*pitfalls*), pois constituem o método mais eficiente para a captura deste grupo de insetos (Lobo et al. 1988). As armadilhas foram confeccionadas com potes plásticos (18 cm de diâmetro por 15 cm de altura) que foram enterrados com a borda ao nível do solo. Em cada armadilha, foi adicionada uma solução de água com detergente líquido neutro para a captura de insetos. Uma proteção foi colocada sobre a armadilha contra a chuva, amparada por três palitos de madeira, deixando uma altura de cerca de 10 cm entre a borda e a proteção. A isca para atração dos besouros foi enrolada em tecido fino e suspensa sobre a armadilha, sendo amarrada na parte central a proteção contra chuva (Figura 8. 2).



Figura 8. 2. Armadilha de queda utilizada no estudo para a captura dos escarabeíneos. Foto: Pedro Giovâni da Silva.

Amostragem de escarabeíneos

As iscas foram compostas de fezes humanas e carne apodrecida (coração de frango deixado em temperatura ambiente por três dias antes das coletas). Em cada sítio de estudo foram montadas 10 armadilhas de queda, instaladas aos pares, ao longo de um transecto, distantes 25 metros entre si (Figura 8. 3). As armadilhas de cada par estavam distanciadas 5 m entre si e continham um tipo de isca cada uma (cerca de 20 g de fezes ou carne). As mesmas permaneceram em campo por 36 h em cada sítio. Os insetos coletados foram triados, contados e identificados.

Variáveis preditoras

Em cada sítio, um quadrado de 1 x 1 m foi estabelecido entre os pares de armadilhas e subdividido em quatro quadrados menores onde as seguintes variáveis ambientais foram estimadas: % de solo exposto, % de rocha exposta, % de cobertura verde e % de serapilheira. A altura máxima da vegetação e a riqueza de espécies arbóreas foi estimada em um raio de 5 m a partir do centro de cada par de amostras. A posição

geográfica (em UTM) e a elevação foram medidas em cada ponto amostral usando um GPS manual.

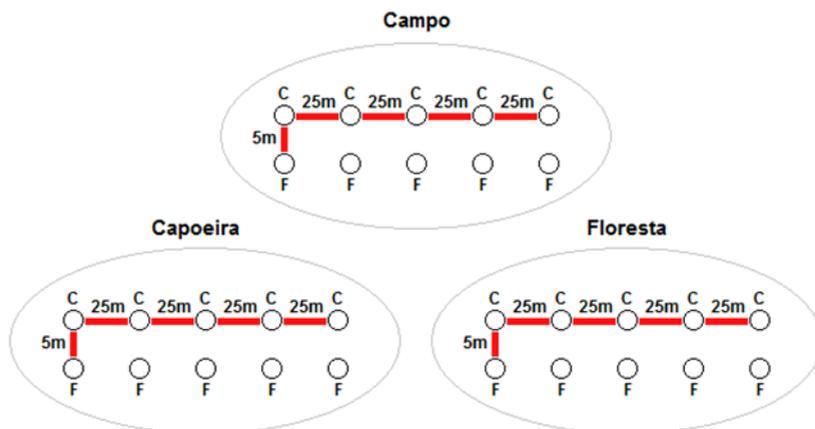


Figura 8. 3. Esquema da distribuição das armadilhas utilizadas para a captura dos escarabeíneos. C: isca de carne; F: isca de fezes.

Análise de dados

Curvas de acumulação com os respectivos intervalos de confiança foram criadas para cada habitat, juntamente com a riqueza estimada de espécies obtida através do estimador Chao 1 (baseado no número de espécies raras presentes na amostra). Foi construído um diagrama de *Venn* para demonstrar a riqueza de espécies únicas e compartilhadas em cada habitat e um diagrama de *Whittaker* para expressar a riqueza e abundância de espécies nos diferentes habitats. Foi conduzida uma Análise de Componentes Principais (PCoA) para mapear a similaridade entre os sítios em relação a abundância das assembleias de Scarabaeinae. As análises foram baseadas na dissimilaridade de *Bray-Curtis*.

Com o objetivo de verificar a diversidade verdadeira (alfa, beta e gama) na área de estudo, as métricas de diversidade foram determinadas usando os números de Hill (i.e., números equivalentes dos índices de diversidade, sensu Jost 2006; 2007), com o pacote *entropart* (Marcon & Hérault 2014) para o programa R (R Core Team 2014). Foram usados os números de Hill de ordem 0 (0D , riqueza de espécies) e ordem 1 (1D ,

exponencial da entropia de Shannon). ^{13}C não é sensível à abundância das espécies, dando um excesso de peso às espécies raras (Jost, 2006; Tuomisto, 2010). ^{15}N pesa cada espécie de acordo com sua abundância na comunidade, sem favorecer espécies raras ou abundantes, podendo ser interpretado como número de espécies comuns na comunidade (Jost, 2006 2007).

Os habitats avaliados foram caracterizados quanto às variáveis ambientais coletadas e, através das coordenadas geográficas transformadas em UTM para cada par de armadilhas foram construídos preditores espaciais usando o método de coordenadas principais de matrizes vizinhas (PCNM, sigla em inglês de *Principal Coordinates of Neighbour Matrices*) (Borcard et al. 2011) com o programa R. Esta abordagem permite acessar diferentes estruturas espaciais ao longo das escalas espaciais englobadas pelo estudo. As primeiras PCNMs geradas pela análise descrevem amplas escalas espaciais enquanto que as últimas cobrem estruturas espaciais mais finas (Borcard & Legendre 2002). O método consiste em calcular uma matriz truncada de distância euclidiana a partir das coordenadas geográficas dos locais de amostragem (i.e., cada par de armadilhas) e, posteriormente, realizar uma análise de coordenadas principais para extrair autovetores associados com autovalores positivos, que podem ser usados como variáveis explicativas em análises de regressão múltipla (Borcard & Legendre 2002).

Para investigar a contribuição das variáveis ambientais e espaciais na explicação da variação na abundância de Scarabaeinae foi utilizada uma partição da variação (Borcard et al. 2011). Este método permite decompor a variação em efeitos ambientais puros, efeitos compartilhados entre ambiente e espaço, efeitos puramente espaciais e causas não explicadas de variação (Borcard et al. 1992). Os critérios de seleção *forward* de Blanchet et al. (2008) e os passos descritos por Peres-Neto et al. (2006) foram seguidos para a seleção das variáveis. Os dados de abundância foram transformados em Hellinger antes da realização das análises de redundância (RDAs) (Legendre & Gallagher 2001).

Resultados

Foi coletado um total de 172 indivíduos de Scarabaeinae, pertencentes a 13 espécies e nove gêneros (Tabela 8. 1). As espécies mais abundantes foram *Uroxys* sp. 1 (37,2%),

Canthon sp. 1 (17,4%) e *Canthidium* aff. *trinodosum* (15,1%), que juntas representaram 54,9 % do total.

Tabela 8. 1. Lista das espécies de Scarabaeinae coletadas nos diferentes habitats amostrados no Parque Nacional de São Joaquim, Urubici-SC, em novembro de 2015.

Espécies	Habitats			Total
	Campo	Capoeira	Floresta	
<i>Ateuchus</i> aff. <i>hypocrita</i> Balthasar, 1939	2	0	0	2
<i>Canthidium</i> aff. <i>trinodosum</i> (Boheman, 1858)	0	12	14	26
<i>Canthon angularis</i> Harold, 1868	0	0	14	14
<i>Canthon</i> aff. <i>chalybaeus</i> Blanchard, 1843	2	0	0	2
<i>Canthon rutilans rutilans</i> (Castelnau, 1840)	7	0	0	7
<i>Canthon</i> sp. 1	0	28	2	30
<i>Deltochilum brasiliense</i> (Castelnau, 1840)	0	0	3	3
<i>Dichotomius opalescens</i> (Felsche, 1910)	0	0	1	1
<i>Eurysternus deplanatus</i> (Germar, 1824)	1	0	0	1
<i>Homocopris</i> sp. 1	0	0	5	5
<i>Ontophagus</i> aff. <i>hirculus</i> Manneheim, 1829	2	0	0	2
<i>Uroxys</i> sp. 1	0	37	27	64

Espécies	Habitats			Total
	Campo	Capoeira	Floresta	
<i>Uroxys</i> aff. <i>terminalis</i> Waterhouse, 1891	0	6	9	15
Número de espécies	5	4	8	13
Número de indivíduos	14	83	75	172

As cinco espécies (*Ateuchus* aff. *hypocrita*, *Canthon* aff. *chalybaeus*, *Canthon rutilans rutilans*, *Eurysternus deplanatus*, *Ontophagus* aff. *hirculus*) que ocorreram no campo foram exclusivamente encontradas neste tipo de ambiente. As quatro espécies (*Canthidium* aff. *trinodosum*, *Canthon* sp. 1, *Uroxys* sp. 1, *Uroxys* aff. *terminalis*) encontradas no habitat de capoeira são compartilhadas com a floresta, enquanto esta última apresentou outras quatro espécies exclusivas (*Canthon angularis*, *Deltochilum brasiliense*, *Dichotomius opalescens*, *Homocopris* sp. 1; Figura 8. 4).

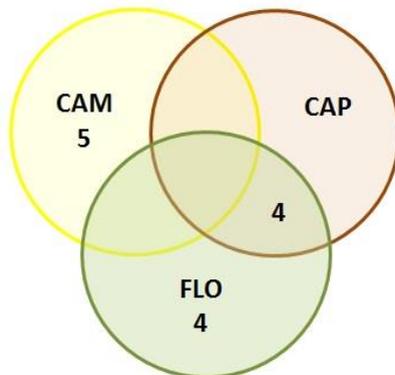


Figura 8. 4. Diagrama de Venn mostra a riqueza de espécies únicas e compartilhadas entre os três tipos de habitats amostrados. CAM: Campo; CAP: Capoeira; FLO: Floresta.

A distribuição da abundância relativa das espécies mostra uma dominância de 50% de *Canthon rutilans rutilans* no campo, de ~45% de *Uroxys* sp. 1 e a mesma espécie compreendeu ~38% da abundância relativa das espécies da floresta (Figura 8. 5). A floresta apresentou maior equitabilidade, enquanto os outros ambientes apresentaram maior dominância (Figura 8. 5).

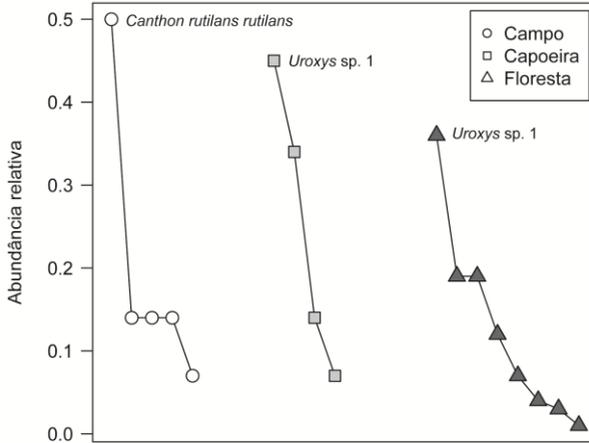


Figura 8. 5. Diagrama de Whittaker com a abundância relativa das espécies das assembleias de Scarabaeinae amostradas nos três diferentes habitats.

A análise de coordenadas principais indica que o habitat de campo se encontra separado dos outros dois, enquanto que floresta e capoeira apresentam maior similaridade (Figura 8. 6). Essa diferenciação se deve ao campo apresentar cinco espécies exclusivas, enquanto a capoeira compartilha quatro espécies com a floresta (Figura 8. 4).

Em relação à diversidade alfa verdadeira, as áreas de capoeira e campo apresentaram os menores valores para riqueza ($^{\circ}D$), enquanto que a área de floresta apresentou o maior valor (Tabela 8. 2). A diversidade de Shannon apresentou resultados semelhantes, onde o maior valor foi encontrado na floresta e o menor valor no habitat capoeira. A diversidade alfa média foi de 5,82 espécies e a gama 13. A diversidade beta verdadeira para riqueza ($^{\circ}D$) e Shannon (2D) indica que houve um *turnover*

de 2,23 espécies. Contudo, a diversidade beta de Shannon foi menor do que a diversidade beta para a riqueza de espécies, sugerindo que as diferenças entre as áreas se devem às espécies raras, mas que as espécies mais abundantes são as mesmas.

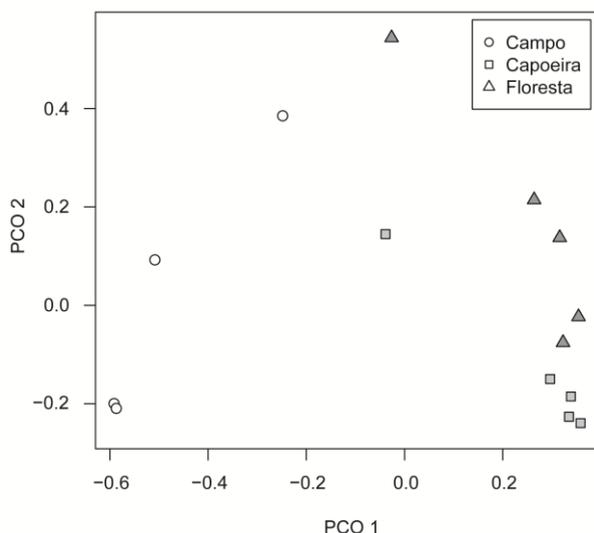


Figura 8. 6. Análise de coordenadas principais mostrando a similaridade entre os pontos amostrais dos três habitats com base na dissimilaridade de Bray-Curtis da abundância de Scarabaeinae.

A RDA inicial baseada na relação da abundância de Scarabaeinae com as variáveis ambientais selecionou duas variáveis ambientais em ordem decrescente de importância: serapilheira e tipo de habitat. A análise dos filtros espaciais baseada nas coordenadas geográficas gerou somente três descritores espaciais (PCNMs). A RDA entre a abundância de Scarabaeinae e os descritores espaciais selecionou apenas a primeira PCNM. A partição da variação baseada nas RDAs mostrou que as variáveis ambientais e o descritor espacial, juntos, explicaram cerca de 40% da variação na abundância de Scarabaeinae ($R^2_{aj} = 0.408$; $F_{3,11} = 4.220$; $P = 0.001$; Figura 8. 7). As características ambientais sozinhas explicaram a maior parte da variação dos dados (cerca de 44%; $R^2_{aj} = 0.441$; $F_{2,11} = 5.848$; $P = 0.001$). O controle espacial puro compreendeu a menor proporção da variação, com somente 0.5%, embora sem efeito

significativo ($R^2_{aj} = 0.005$; $F_{1,11} = 1.109$; $P = 0.289$). A fração compreendida pelas variáveis ambientais espacialmente estruturadas (i.e. efeito compartilhado entre variáveis ambientais e espaciais) não teve importância na distribuição da abundância de Scarabaeinae pelos sítios estudados. A relação entre a distribuição da abundância de Scarabaeinae e as variáveis explicativas, ambientais (serapilheira e habitat) e espaciais, pelos sítios amostrais é mostrada na Figura 8. 8.

Tabela 8. 2. Valores de diversidade verdadeira para os três habitats onde os escarabeíneos foram amostrados. Os componentes da diversidade são: diversidade gama (γ), diversidade alfa média (α) e diversidade beta (β), para riqueza de espécies (0D) e diversidade de Shannon (1D).

	Habitat			Componentes da diversidade		
	Campo	Capoeira	Floresta	γ	α	β
0D	5	4	8	13	5,82	2,23
1D	3,93	3,30	5,54	6,64	4,20	1,58

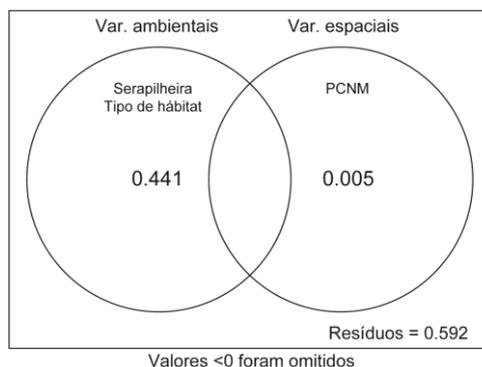


Figura 8. 7. Diagrama de Venn da partição da variação da abundância de Scarabaeinae em relação às variáveis ambientais e espaciais (PCNMs).

Os habitats com menor cobertura vegetal apresentaram menor cobertura de serapilheira. Logo, em ambientes mais florestados (capoeira e floresta) a serapilheira compreende uma maior área do solo.

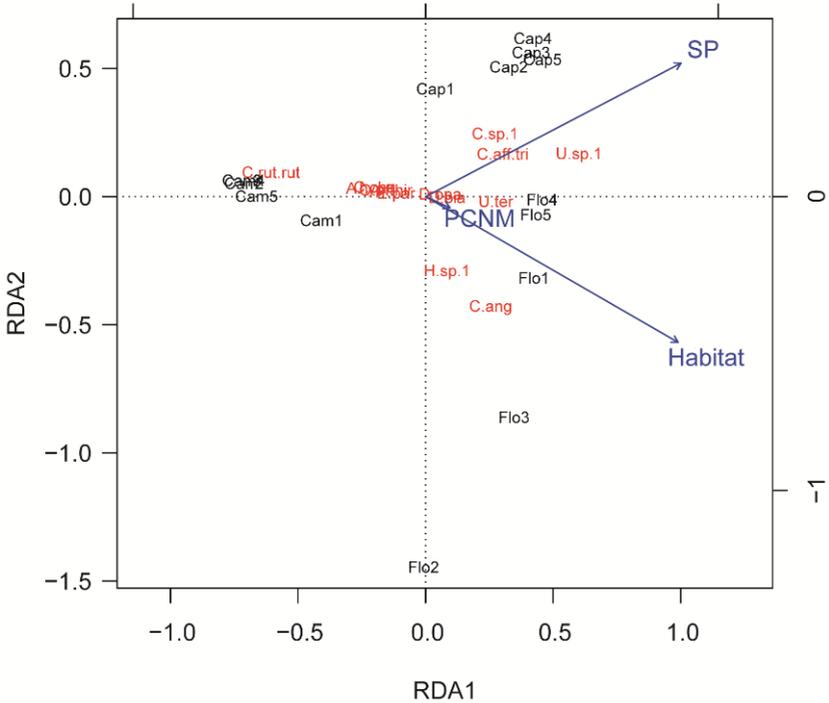


Figura 8. 8. Análises de redundância mostrando a relação entre a fauna de Scarabaeinae, os sites amostrados e os preditores espaciais e ambientais. CAM: Campo; CAP: Capoeira; FLO: Floresta; SP: serapilheira. Os nomes das espécies de Scarabaeinae estão abreviados conforme Tabela 8. 1.

Discussão

O presente estudo indica que a diferença entre as assembleias de escarabeíneos foi regida principalmente por fatores ambientais locais, representados pela heterogeneidade de habitats, sendo a porcentagem de serapilheira a única variável ambiental medida que apresentou significância em relação às variações ambientais analisadas. No entanto, aproximadamente 59% dos dados não foram explicados pelas variáveis medidas, portanto, a avaliação de outras variáveis, tais como temperatura, umidade, diversidade de mamíferos (provedores de alimento) nos habitats e as interações intra e interespecíficas podem, possivelmente, explicar parte dessa porcentagem, pois elas também influenciam as assembleias de Scarabaeinae. Tal relação entre a diferença de habitats e a estrutura da comunidade também foi encontrada em estudos prévios realizados no estado de Santa Catarina (Campos & Hernández 2013; da Silva & Hernández 2014). A heterogeneidade ambiental local influencia diretamente a estrutura das comunidades, sendo que em áreas florestadas há uma maior diversidade de recursos alimentares (principalmente fezes de mamíferos), que reflete em uma maior diversidade funcional e consequentemente maior diversidade em termos de espécies, com menos generalistas e espécies de maior biomassa. Já ambientes com menor cobertura vegetal, como o campo, onde o recurso alimentar provinha praticamente de duas espécies (cavalo e bovinos domésticos), tendem a apresentar menor diversidade e espécies mais generalistas e de menor tamanho (da Silva & Hernández 2014, da Silva & Hernández 2015a)

Assim como neste estudo, *Canthon rutilans rutilans*, a espécie mais abundante, foi encontrada associada a habitats de campo (da Silva et al. 2012; Vaz-de-Mello et al. 2014) corroborando a ideia de ser o habitat preferencial desta espécie. *Eurysternus deplanatus*, associada a ambientes florestais no sul do Brasil, mas também na transição entre floresta-campo e floresta-cerrado (Génier 2009), foi observado no campo, provavelmente pela proximidade do habitat de floresta. Além disso, foi coletado somente um indivíduo desta espécie (singleton). As espécies encontradas na floresta (e.g. *Deltochilum brasiliense*, *Homocopris* sp. 1) são típicas de ambientes mais conservados e apresentam, de uma forma geral, maior tamanho devido, provavelmente, à maior diversidade de mamíferos que habitam estes ambientes e que provêm diferentes recursos alimentares, além de condições microclimáticas (e.g. umidade, serapilheira) diferenciadas que são requerimentos necessários para muitas espécies



(da Silva et al. 2012; Campos & Hernández 2013; da Silva et al. 2013; Vaz-de-Mello et al. 2014; da Silva & Hernández 2015a).

O efeito espacial não foi importante na escala deste estudo, uma vez que as distâncias entre os pontos amostrais e os diferentes habitats foram pequenas, e a importância do efeito espacial aumenta em escalas maiores, não sendo a dispersão um fator limitante para as espécies (da Silva & Hernández 2014). Embora as espécies apresentem diferentes capacidades de dispersão, as armadilhas estavam muito próximas e não seguiam o espaçamento de 100 m indicado na literatura como suficiente para avaliar os efeitos espaciais nas assembleias de Scarabaeinae (da Silva & Hernández 2015b).

O turnover médio de espécies pode ser considerado relativamente alto, uma vez que a mudança entre os habitats locais não muito distantes foi de 17% (2,23 espécies). Assim, a estruturação da assembleia local dos besouros escarabeíneos foi influenciada majoritariamente pela heterogeneidade ambiental e os efeitos espaciais não apresentaram importância para a diversidade beta. O ambiente florestal, ou menos impactado, apresentou uma maior diversidade e equitabilidade de Scarabaeinae em relação a ambientes mais impactados e/ou abertos. Estes resultados têm grande relevância no contexto de conservação e manejo da paisagem.

Bibliografia

- Audino, L. D., Louzada, J., Comita, L. (2014). "Dung beetles as indicators of tropical forest restoration success: Is it possible to recover species and functional diversity?" *Biological Conservation*, 169: 248-257.
- Blanchet, F. G., Legendre, P., Borcard, D. (2008). "Forward selection of explanatory variables". *Ecology*, 89: 2623-2632.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P. (2011). *Numerical ecology with R*. Springer, New York.
- Borcard, D., Legendre, P. (2002). "All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices". *Ecological Modelling*, 153: 51-68.



- Borcard, D., Legendre, P., Drapeau, P. (1992). "Partialling out the spatial component of ecological variation". *Ecology*, 73(3): 1045-1055.
- Braga, R. F., Korasaki, V., Andresen, E., Louzada, J. (2013). "Dung beetle community and functions along a habitat-disturbance gradient in the Amazon: a rapid assessment of ecological functions associated to biodiversity". *PLoS ONE*, 8(2): e57786.
- 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(1): 47-54.
- Cornell, H. V., Lawton, J. H. (1992). "Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective". *Journal of Animal Ecology*, 61(1): 1-12.
- Cornell, H. V., Harrison, S. P. (2014). "What are species pools and when are they important?" *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45: 45-67.
- Costa, F. C., Pessoa, K. K. T., Liberal, C. N., Filgueiras, B. K. C., Salomão, R. P., Iannuzzi, L. (2013). "What is the importance of open habitat in a predominantly closed forest area to the dung beetle (Coleoptera, Scarabaeinae) assemblage?" *Revista Brasileira de Entomologia*, 57(3): 329-334.
- da Silva, P. G., Audino, L. D., Nogueira, J. M., Moraes, L. P., Vaz-de-Mello, F. Z. (2012). "Escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) de uma área de campo nativo no bioma Pampa, Rio Grande do Sul, Brasil". *Biota Neotropica*, 12(3): 246-253.
- da Silva, P. G., Vaz-de-Mello, F. Z., Di Mare, R. A. (2013). "Diversity and seasonality of Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) in forest fragments in Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil". *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 85(2): 679-697.
- da Silva, P. G., Hernández, M. I. M. (2014). "Local and regional effects on community structure of dung beetles in a mainland-island scenario". *PLoS ONE* 9(10): e111883.
- da Silva, P. G., Hernández, M. I. M. (2015a). "Scale-dependence of processes structuring dung beetle metacommunities using functional diversity and community deconstruction approaches". *PLoS ONE*, 10(3): e123030.

- da Silva, P. G., Hernández, M. I. M. (2015b). "Spatial patterns of movement of dung beetle species in a tropical forest suggest a new trap spacing for dung beetle biodiversity studies". *PLoS ONE*, 10(5): e126112.
- 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.
- Génier, F. (2009). *Le genre Eurysternus Dalman, 1824 (Scarabaeidae: Scarabaeinae: Oniticeellini), révision taxonomique et clés de détermination illustrées*. Pensoft, Sofia.
- Hillebrand, H., Blenckner, T. (2002). "Regional and local impact on species diversity - from pattern to processes". *Oecologia*, 132(4): 479-491.
- Holt, R. D. (1993). "Ecology at the mesoscale: the influence of regional processes on local communities". Em: Ricklefs, R. E.; Schluter, D. (Eds.). *Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives*. University of Chicago Press.
- Howeth, J. G., Leibold, M. A. (2010). "Species dispersal rates alter diversity and ecosystem stability in pond metacommunities". *Ecology*, 91: 2727-2741.
- Jost, L. (2006). "Entropy and diversity". *Oikos*, 13: 363-375.
- Jost, L. (2007). "Partitioning diversity into independent alpha and beta components". *Ecology*, 88(10): 2427-2439.
- Legendre, P., Gallagher, E. (2001). "Ecologically meaningful transformations for ordination of species data". *Oecologia*, 129: 271-280.
- Lobo, J. M., Martín-Piera, F., Veiga, C. M. (1988). "Las trampas pitfall con sebo, sus posibilidades en el estudio de las comunidades coprófagas de Scarabaeoidea (Col.). I. Características determinantes de su capacidad de captura". *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 25(1): 77-100.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological diversity*. Blackwell, Oxford.
- Marcon, E., Hérault, B. (2014). *Entropart: An R Package to Measure and Partition Diversity*. Vienna: Institute for Statistics and Mathematics.

- Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amezquita, S., Favila, M. E. (2008). "The Scarabaeinae Research Network. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles". *Biological Conservation*, 141(6): 1461-1474.
- Peres-Neto, P. R., Legendre, P., Dray, S.; Borcard, D. (2014). "Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions". *Ecology*, 87(10): 2614-2625.
- R Core Team. (2014). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em <http://www.R-project.org>.
- Ricklefs, R. E (1987). "Community diversity: relative roles of local and regional processes". *Science*, 235(4785): 167-171.
- Simmons, L. W., Ridsdill-Smith, T. J. (2011). *Ecology and evolution of dung beetles*. John Wiley & Sons, Oxford.
- Tuomisto, H. (2010). "A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity". *Ecography*, 33: 2-22.
- Vaz-de-Mello, F. Z., Leivas, F. W. T., Grossi, P. C. (2014). "Scarabaeoidea (Coleoptera: Polyphaga) do Parque Nacional de São Joaquim – PNSJ, Santa Catarina, Brasil". Em: Castilho, P. V.; Omena, M. T. R. N.; Taniwaki, M. H. (Eds.). *Parque Nacional de São Joaquim – Portal do Conhecimento*. Ed. Santarém, São Paulo.
- Wilson, D. S. (1992). "Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection". *Ecology*, 73: 1984-2000.



Altitude influencia o controle térmico passivo em coleópteros coprófagos? Estudo comparativo em duas espécies do gênero *Canthon* (Coleoptera: Scarabaeinae)

Gomes, T. C.; Cerveira, A.; Scheer, G. G.; Maia, H.; Fogaça, I. B.; Amore, V.

Introdução

Termorregulação é definida como a manutenção da temperatura corporal entre certos limites, independente da temperatura externa ou de processos como radiação, convecção, evaporação e do metabolismo do corpo durante diferentes atividades (Heinrich 1993). Insetos são geralmente definidos como ectotérmicos, porém, estudos demonstraram a capacidade de regulação da temperatura do corpo em alguns insetos como o aquecimento ativo antes do voo descrito em Lepidoptera (Kammer 1968), termorregulação durante as horas mais quentes do dia em Cicadidae do deserto (Sanborn et al. 1992) e durante o comportamento de guarda em Cetoniidae (Saeki et al. 2005), por exemplo. Em coleópteros da subfamília Scarabaeinae a capacidade de controlar a temperatura do corpo foi demonstrada, principalmente através de atividades de voo, escavação de túneis, e o rolar da bola de fezes que utilizam para nidificação e alimentação (Bartholomew & Heinrich 1978). Em Scarabaeinae foi encontrada uma relação entre a capacidade de termorregulação e a massa corporal de indivíduos. Espécies com massa corpórea superior a 2g são consideradas heterotérmicas, ou seja, são capazes de regular a temperatura torácica durante o voo (Verdú et al. 2004). Em espécies cuja massa é inferior a 2g a temperatura corporal é mais próxima da temperatura ambiente (Verdú et al. 2006). Assim, quanto menor o inseto, menor será sua capacidade de termorregulação, e a temperatura corporal, atingida no interior do seu exoesqueleto será principalmente influenciada pela temperatura ambiente.

Além dos fatores históricos, a resposta adaptativa das espécies frente às condições ambientais possui um papel importante na determinação de suas distribuições (Lomolino et al. 2010). Portanto, a termorregulação é fundamental na definição do nicho e na distribuição geográfica destes insetos (Chown & Nicholson 2004; Verdú et



al. 2006; Chown & Klok 2011). O nicho térmico para ectotérmicos é compreendido pela variação de temperatura ambiental (mínimas e máximas) que permita uma zona de segurança e um ótimo para desempenho de funções fisiológicas e ecológicas (Tracy & Christian 1986; Huey & Kingslover 1989; Stoffels et al. 2016).

Assim, espécies de Scarebaeinae tendem a ser mais ativas no momento do dia e no período do ano mais favorável (Verdú et al. 2007). Em relação à distribuição, espécies que habitam altitudes elevadas desenvolveram resposta adaptativa para tolerar condições climáticas adversas como as baixas temperaturas nos meses de inverno, especialmente durante a noite (Escobar et al. 2005).

Estudos de termorregulação abordados até o presente destacam a resposta fisiológica do inseto vivo durante o desenvolvimento das suas atividades diárias (Heinrich 1993; Caveney et al. 1995; Stabentheiner et al. 2003; Verdú et al. 2004). Entretanto, o exoesqueleto, como carcaça externa, pode exercer importante papel para o controle térmico destes organismos. Em termos evolutivos, o exoesqueleto foi a base da radiação dos artrópodos e da colonização do ambiente terrestre, representando uma barreira física para os tecidos internos (Moussian 2013). O exoesqueleto é uma estrutura externa rígida, complexa e composta por numerosas lâminas de quitina e proteínas na parte mais interna, e ceras (lipídios) junto a proteínas na parte mais externa. As lâminas de quitina se empilham com orientação helicoidal, provavelmente conferindo elasticidade, flexibilidade e rigidez (Ifuku & Saimoto 2012).

As propriedades físicas da cutícula podem variar, seja devido a estádios específicos do desenvolvimento (larva ou adulto), regiões específicas do corpo (cabeça ou abdômen), e possivelmente restrições ambientais que alterem a estrutura estereoscópica da cutícula e sua composição química (Moussian 2013). Em relação à temperatura corporal, a proteção fornecida pelo exoesqueleto poderia ser especialmente crítica em espécies de insetos de tamanho e massa pequenos. Assim, é pertinente cogitar sobre a existência de adaptações em sua estrutura, tamanho, forma, ou coloração que poderiam caracterizar um controle térmico passivo, ou estrutural, sem influência do metabolismo.

Para entender se o exoesqueleto pode fornecer algum tipo de controle térmico é importante observar suas propriedades como a inércia térmica, por exemplo. Inércia

térmica se refere a velocidade com que um corpo cede ou absorve calor, e a quantidade de calor que pode reter. Este tipo de controle não seria efetuado pelos processos ativamente regulados pelos mecanismos fisiológicos de um animal vivo. Poderíamos denominar este controle de “passivo” para destacar que não tem relacionamento com o metabolismo. Esta propriedade do exoesqueleto pode estar relacionada à taxa de aquecimento (de um corpo frio posto em um ambiente mais quente, momento em que absorve calor); e também pode estar relacionada a troca de calor entre dois corpos em equilíbrio térmico, momento em que o exoesqueleto cede e absorve calor do exterior.

Ambos momentos dependem de características como o volume e a densidade dos organismos (Stevenson 1985; Verdú et al. 2004), e, possivelmente de características do exoesqueleto como configuração das lâminas de quitina (Drotz et al. 2010) ou da coloração (Clusella-Trullas et al. 2007).

Estudos sobre o controle térmico realizado pelo exoesqueleto ainda são incipientes (González 2015; Carrascal et al. 2016). Carrascal et al. (2016) realizaram um estudo piloto sobre o controle térmico que avalia a capacidade de aquecimento do exoesqueleto em 13 espécies de Geotrupidae ao simular a ação da luz solar e da radiação emitida pela terra depois de ser aquecida pela luz solar durante o dia, sobre o exoesqueleto, definindo uma metodologia rigorosa. González (2015) aplica esta metodologia em duas espécies de Geotrupidae (10 indivíduos por espécie) filogeneticamente distantes e que ocupam habitats distintos. A taxa de aquecimento e a temperatura máxima atingida pelo exoesqueleto das duas espécies foram comparadas em relação a variáveis morfométricas, densidade e tipo de radiação, porém não apresentaram diferenças significativas quanto a respostas de seu exoesqueleto.

Logo, o presente estudo busca analisar a resposta do exoesqueleto em duas espécies de Scarabaeinae do gênero *Canthon* (Hoffmannsegg 1817) frente ao aquecimento produzido por radiação infravermelha, simulando a radiação térmica reemitida pela terra (entre 4000 e 50000 nm.; Tracy 1979). São elas *Canthon rutilans cyanescens* (Harold 1868) e *Canthon angularis* (Harold 1868), ambas com massa corporal inferior a 2 g (em indivíduos vivos), de características morfológicas bastante semelhantes (coloração escura azul-esverdeada e tamanho reduzido, sendo *C. rutilans cyanescens* maior que *C. angularis*), relativamente abundantes, ocupando diferentes

faixas de altitude da região neotropical (Vaz de Mello et al. 2014a). Em geral, *C. rutilans* possui distribuição mais abrangente, podendo habitar desde áreas florestais até pequenos fragmentos adjacentes à agricultura (Vaz de Mello et al. 2014a), e *C. rutilans cyanescens* está associada a áreas de baixas altitudes (Silva & Hernández 2015), não chega a altitudes maiores de 1000 m (observações de campo das coletas relativas ao projeto “Efeito comparado do clima e das mudanças no uso do solo na distribuição espacial de um grupo de insetos indicadores (Coleoptera: Scarabaeinae) na Mata Atlântica” LECOTA/UFSC). Da mesma forma, *C. angularis* ocupa regiões florestadas até pequenos fragmentos, porém, está associada a regiões mais temperadas e com maior altitude (Vaz de Mello et al. 2014b).

Portanto, o objetivo deste estudo foi avaliar se existem diferenças adaptativas em função do controle térmico desempenhado pelo exoesqueleto das duas espécies de *Canthon* que habitam altitudes diferentes. Espera-se que em altitudes elevadas o exoesqueleto apresente maior inércia térmica, como expressão de adaptação devido a maior exposição às variações climáticas. A variação no comportamento de aquecimento é atribuída à identidade da espécie, sendo todas as outras variáveis controladas e iguais em condições de laboratório.

Materiais e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em duas áreas protegidas de Santa Catarina com altitudes distintas, sendo o Parque Nacional de São Joaquim, em Urubici, e o Parque Municipal da Lagoa do Peri, em Florianópolis (Figura 9. 1). No Parque Nacional de São Joaquim, a área de coleta se encontra a 1350 m de altitude, com vegetação de Floresta Ombrófila Mista. O clima é classificado como Cfb (Köppen), de temperaturas bastante variáveis (média anual de 16° C, sendo 20,5° C a média do mês mais quente, e 12,1° C a média do mês mais frio), com invernos rigorosos, apresentando geadas frequentes, neve, e temperaturas abaixo de 0° C. Em Florianópolis, a área de coleta se encontra ao nível do mar, com vegetação de Floresta Ombrófila Densa, com clima Cfa (Köppen), e temperaturas mais amenas (média anual de 20,1° C, sendo 24,7° C a média do mês mais quente, e 16,6° C a média do mês mais frio).





Figura 9. 1. Localização das áreas de estudo. (A) Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, (B) Parque Nacional de São Joaquim, Urubici.

Coleta de dados

Procedência dos exemplares do estudo

Foram analisados cinco indivíduos do coleóptero coprófago *C. angularis*, coletados no Parque Nacional de São Joaquim, e cinco indivíduos de *C. rutilans cyanescens*, do Parque Municipal da Lagoa do Peri (Tabela 9. 1). Os indivíduos foram coletados através de armadilhas de queda iscadas que correspondem ao tipo de armadilha mais eficaz para a captura deste grupo (Lobo et al. 1988; Favila & Halffter, 1997; Spector 2006)

Cada armadilha foi composta por um recipiente plástico, enterrado no nível do solo, de aproximadamente 15 cm de diâmetro e 15 cm de profundidade, onde se derramou uma solução de água e detergente. Para proteção da chuva e acomodação das iscas, foram usadas as tampas dos recipientes apoiados por três hastes de madeira

(15 cm de comprimento), colocadas sobre os recipientes enterrados. Aproximadamente 10 g de fezes humanas, usados como atrativo, foram colocados dentro uma pequena sacola de tecido fino e pendurados com um barbante amarrado à tampa (Figura 9. 2). As armadilhas foram instaladas no período da manhã e revistadas para coleta no entardecer durante dois dias em cada localidade. Após a coleta, os exemplares foram preservados em álcool 70%.

Tabela 9. 1. Procedência dos exemplares coletados para estudo comparativo.

Espécie	Localidade	Coordenadas	Altitude
<i>C. rutilans</i>	PM da Lagoa do Peri	28° 8'24.58"S; 49°37'59.91"W	0 m
<i>C. cyanescens</i>			
<i>C. angularis</i>	PARNA de São Joaquim	27°43'39.28"S; 48°30'3730"W	1350 m



Figura 9. 2. Armadilha de queda iscada.

Medidas morfológicas

O pseudovolume e a densidade de cada indivíduo podem ser variáveis que influenciam o processo de aquecimento, sendo a primeira uma aproximação do espaço interior do tórax aquecido e a segunda uma aproximação da espessura do exoesqueleto. Por esta razão foram realizadas medidas morfológicas individuais. Primeiramente, foram medidos com um paquímetro: comprimento (C), largura (L) e altura (A) máxima em milímetros de cada indivíduo (Figura 9. 3). O comprimento foi medido como a distância entre o bordo do clipeo e o ápice do pigídio, enquanto a altura foi medida como a distância a partir do bordo das inserções umerais até os élitros. Essas três medidas foram utilizadas para estimar o pseudovolume de cada exemplar mediante aplicação da fórmula de um elipsoide ($pV = 4/3 \pi \times C \times L \times A / 2$). Cada indivíduo seco foi pesado em balança digital (erro de ± 0.01 g). A densidade dos indivíduos foi calculada pela razão entre peso e volume ($D = p/V$).

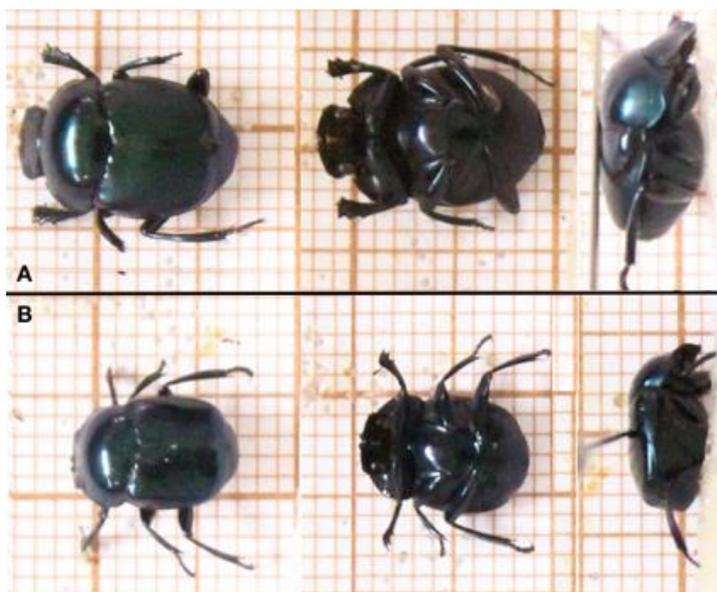


Figura 9. 3. Vista dorsal, ventral e lateral das espécies (A) *C. rutilans cyanescens* e (B) *C. angularis*.

Desenho experimental

O desenho experimental segue metodologia disponível em González (2015) e Carrascal et al. (no prelo, 2016). A fim de medir possíveis diferenças entre o aquecimento interno das espécies devido à exposição por fontes de radiação térmica, foi aplicada radiação infravermelha simulando o ambiente natural. A radiação infravermelha foi gerada por uma chapa aquecedora em pirocerâmica emissora de raios infravermelhos de 2000W (chapa aquecedora digital em pirocerâmica HIPPER QUIMICA), expondo a superfície ventral dos exemplares ao calor emitido, sendo a superfície ventral a que naturalmente se encontra em contato com a terra e, portanto, exposta à radiação infravermelha. Para cada um dos exemplares foi medida a temperatura interna corporal (TI) registrando as variações a cada segundo. Foram utilizadas sondas tipo K e um termômetro de 4 canais (tipo K/J/R/E/T/S, Pt100ohm OMEGA RDXL4SD). Foi regulada a temperatura da superfície da chapa para obtenção de uma temperatura do ar acima de 5 cm da chapa de cerca de 27 °C.

Para calcular a temperatura interna de cada exemplar a sonda foi introduzida no interior da cavidade abdominal pelo pigídio até o centro do metatórax e fixada com silicone termosensível. Posteriormente, este indivíduo foi resfriado até alcançar a temperatura de -15 °C em um refrigerador. Em seguida, foi colocado acima da chapa aquecedora, sem entrar em contato com a mesma, por 11 minutos até atingir uma temperatura estável, obtendo assim 660 registros de TI para cada indivíduo. Este processo foi repetido três vezes para cada um dos cinco exemplares das duas espécies (5 indivíduos × 3 réplicas × 2 espécies = 30 experimentos).

Para controlar variações sutis e aleatórias da temperatura do ar próxima aos indivíduos analisados durante o experimento, uma sonda controle foi localizada a 5 cm dos indivíduos e na mesma altura da chapa (Figura 9. 4). A temperatura controle (Tc) foi usada como covariável para estimar os parâmetros corretos de aquecimento independentes das variações de temperatura experimentada durante os ensaios. A Tc média durante os experimentos foi de 27,9 °C ($\pm 0,1$ com intervalo de confiança de 95%), simulando temperaturas diurnas que os organismos podem experimentar nas duas localidades.





Figura 9. 4. Equipamento utilizado no experimento: chapa aquecedora, termômetro, cronômetro, sonda do tipo K.

Análise dos Dados

Os dados de TI obtidos em cada série foram ajustados com regressões não lineares entre temperatura e tempo do experimento (em segundos) no programa CurveExpert 1.4 para minimizar as diferenças entre o modelo usado e as séries de dados dos 30 experimentos. O modelo que melhor representou os dados foi uma relação exponencial do Tipo 3, caracterizada por um crescimento monotônico de algum valor fixo para uma assíntota, cuja equação é $y = a(b - e^{-cx})$, onde: y é a temperatura alcançada pelo indivíduo (°C); x é o tempo (segundos); c é taxa de aquecimento desde o corpo frio no tempo 0 até a chegada numa temperatura estável; o produto dos parâmetros a e b permite o cálculo da temperatura estável alcançada (assíntota) por indivíduo, ou seja, a temperatura máxima atingida (Figura 9. 5). A taxa de aquecimento (c) representa a resposta rápida do exoesqueleto frio diante da fonte de irradiação infravermelha, que se pode entender também como grau de permeabilidade à temperatura ambiente. A assíntota ($a*b$) é a temperatura máxima atingida e é aquele momento em que o exoesqueleto está em equilíbrio térmico com o entorno e dá uma ideia da condutividade do mesmo.

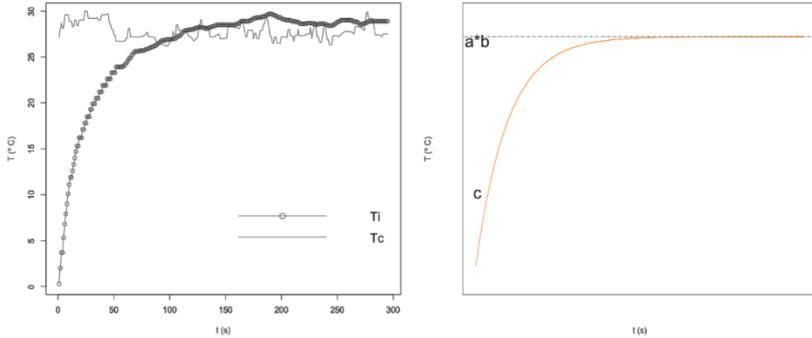


Figura 9. 5. Curva não-padronizada para temperatura interna (Ti) e temperatura controle (Tc) de um indivíduo (A), e curva padronizada (para 1000 segundos) com os parâmetros taxa de aquecimento inicial (c) e temperatura máxima atingida ($a*b$) (B).

Os dados padronizados foram utilizados para calcular os valores da taxa de aquecimento (c) e da temperatura máxima atingida ($a*b$) para 5 indivíduos de cada

espécie. Análises exploratórias e descritivas foram realizadas com o conjunto de dados morfométricos e experimentais. Adicionalmente, Modelos Lineares Generalizados (GLM) (distribuição *Gamma*, e função de ligação *log*) foram ajustados para teste da hipótese de trabalho para cada uma das duas variáveis resposta separadamente: taxa de aquecimento (c) e temperatura máxima atingida (a*b), partindo de modelos totais para modelos simples. As covariáveis foram: espécie, pseudovolume, peso seco, densidade e temperatura de controle. Seleção e validação dos modelos seguiu procedimentos de seleção escalonada de variáveis não significativas (baseado em AIC (*Akaike Information Criterion*), análise gráfica dos resíduos e cálculo do pseudo-R² (a partir dos valores dos desvios nulos e desvios residuais; Zuur et al. 2009). Os dados foram analisados no programa R (R Core Team 2015).

Resultados

As duas espécies de *Canthon* apresentaram diferenças nas medidas morfométricas, que se observam nos valores calculados para a variável pseudovolume. *C. rutilans cyanescens* apresentou média do pseudovolume corporal ($0,193 \pm 0,026 \text{ cm}^3$) superior à média dos indivíduos de *C. angularis* ($0,102 \pm 0,002 \text{ cm}^3$). Esta diferença no tamanho se reflete suavemente nas médias do peso seco para as duas espécies ($0,0597 \pm 0,005$ para *C. rutilans cyanescens* e $0,0558 \pm 0,001$ para *C. angularis*). A variável densidade apresentou a maior diferença entre as espécies, sendo que *C. angularis* apresentou média consideravelmente superior ao valor encontrado em *C. rutilans cyanescens* ($0,548 \pm 0,001 \text{ g/cm}^3$ para *C. angularis* e $0,309 \pm 0,012 \text{ g/cm}^3$ para *C. rutilans cyanescens* (Tabela 9. 2). De maneira geral, *C. rutilans cyanescens* exibiu maiores valores para as variáveis morfométricas e peso, e menores para a variável densidade (Tabela 9. 2). Adicionalmente, *C. rutilans cyanescens* apresentou valores mais elevados do que *C. angularis* para as variáveis da temperatura interna, tanto para taxa de aquecimento inicial (c) quanto para temperatura máxima atingida (a*b; Tabela 9. 2).

Apesar de evidente variação intraspecífica, as médias da temperatura máxima alcançada são diferentes para *C. angularis* e *C. rutilans cyanescens* (Tabela 9. 2, Figura 9. 6A). Com respeito aos valores médios, *C. rutilans cyanescens* alcança uma temperatura máxima maior de *C. angularis* (Figura 9. 6A), inclusive mais rapidamente (Figura 9. 6B).

Tabela 9. 2. Resultados das médias e erro padrão das variáveis explanatórias pseudovolume (pV), peso (P), densidade (D), taxa inicial de aquecimento (c) e temperatura máxima atingida (a*b) para as espécies *C. rutilans cyanescens* (Cr) e *C. angularis* (Ca).

	n	pV (cm3)	P (g)	D (g/cms)	c (°C/s)	a*b (°C)
Cr	5	0,193 ± 0,026	0,0597 ± 0,005	0,309 ± 0,012	0,028 ± 0,001	29,34 ± 0,26
Ca	5	0,102 ± 0,002	0,058 ± 0,001	0,548 ± 0,014	0,011 ± 0,004	27,29 ± 1,62

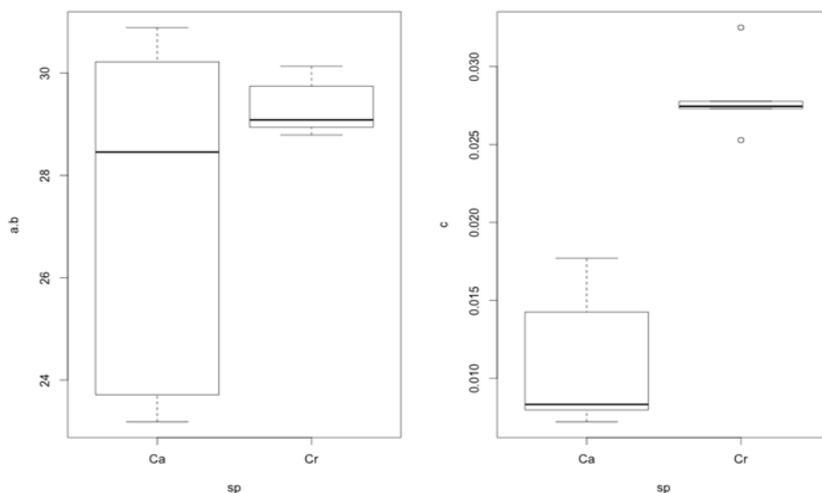


Figura 9. 6. Valores médios e desvio padrão para as temperaturas máximas atingidas (a*b) à esquerda (A), e para a taxa de aquecimento (c) à direita (B) para as espécies *C. angularis* (Ca) e *C. rutilans cyanescens* (Cr).

O modelo que incluiu as variáveis espécie e densidade explicou 84,85% da variação da taxa de aquecimento (c) (pseudo-R² de 0,848, gl = 7), sendo que densidade (D) apresentou uma influência apenas marginalmente significativa (Tabela 9. 3). Nota-se no modelo que enquanto *C. rutilans cyanescens* apresenta uma relação positiva com a taxa de aquecimento, *C. angularis* possui uma relação negativa. Este padrão explica-

se devido a diferenças na resposta da taxa de aquecimento nas duas espécies, sendo *C. rutilans cyanescens* o que aquece mais rapidamente (Figura 9. 1).

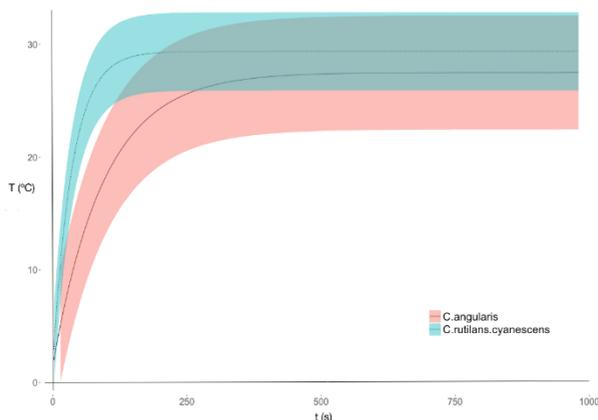


Figura 9. 7. Variação das médias (e erro padrão) da temperatura interna dos cinco indivíduos das espécies *C. angularis* e *C. rutilans cyanescens* durante o experimento de controle fisiológico passivo (curvas padronizadas para 1000 segundos).

Tabela 9. 3. Estatísticas do modelo ajustado para a taxa de aquecimento (c) em função das variáveis explanatórias espécie (Sp Ca – *C. angularis* e Sp Cr – *C. rutilans cyanescens*) e densidade (D). Significância: $P < 0.001$ ‘***’; $P < 0.001$ ‘***’; $P < 0.01$ ‘**’; $P < 0.05$ ‘.’; $P < 0.1$.

Parâmetros	Coefficiente	Erro padrão	t	P
Sp Ca	-7,969	1,632	-4,882	0,002 **
Sp Cr	2,469	0,729	3,385	0,012 *
D	6,261	2,97	2,108	0,073 .
Pseudo-R²	0,848	glm(c ~ sp + D, family=Gamma(link="log"))		
AIC	-76,683			

Em relação à temperatura máxima atingida (a*b), o melhor modelo ajustado explicou 85.93% da variação (pseudo-R² de 0.859; gl=9). O modelo incluiu as variáveis espécie (Sp Ca e Sp Cr), densidade (D), bem como pseudovolume (pV) e peso seco (P;

Tabela 9. 4). As primeiras apresentaram valores significativos, enquanto as últimas apresentaram valores apenas marginalmente significativos no modelo. Assim, espécie e densidade são responsáveis por explicar grande parte dos resultados da temperatura máxima atingida (a*b). Destaca-se a relação negativa entre densidade (D) e temperatura máxima atingida (a*b). Espécie foi a variável mais significativa tanto no modelo ajustado para taxa de aquecimento (c), quanto no modelo para temperatura máxima atingida (a*b). Densidade foi importante nos dois modelos, marginalmente significativa no primeiro e significativa no segundo. As variáveis pseudovolume (pV) e peso seco (P) não se mostraram significativas no modelo para taxa de aquecimento (c), entretanto, foram mantidas no melhor modelo explicativo para a temperatura de assíntota (a*b). A temperatura de controle não foi significativa em nenhum dos modelos.

Tabela 9. 4. Estatísticas do modelo ajustado para temperatura máxima atingida (a*b) em função das variáveis explanatórias espécie (Sp Ca e Sp Cr), pseudovolume (pV), peso seco (P) e densidade (D). $P < 0.001$ ****; $P < 0.001$ ***; $P < 0.01$ **; $P < 0.05$ *; $P < 0.1$.

Parâmetros	Coefficiente	Erro padrão	t	P
Sp Ca	5,823	0,593	9,824	< 0,001 ***
Sp Cr	-0,647	0,173	-3,739	0,013 *
pV	-8,599	4,016	-2,141	0,085 .
P	27,796	11,071	2,511	0,054 .
D	-5,830	1,430	-4,078	0,01 *
R² ajustado	0,859	glm(ab ~ sp + pV + P + D,		
AIC	40,136	family=Gamma(link="log"))		

Discussão

Scarabeíneos naturalmente passam parte da vida no subsolo, em túneis escavados para depositar recursos tróficos (ou seja, as bolas de fezes), descansar, depositar ovos e cuidar das crias (Simmons et al. 2011). Quando em repouso, a temperatura corporal destes organismos depende especialmente da radiação térmica, ou seja, da radiação solar que penetra no solo. O processo de aquecimento passivo do exoesqueleto, ou

de um corpo frio submetido à radiação térmica, se divide em dois momentos. Um primeiro onde é observada a resposta rápida do exoesqueleto à temperatura, que é expressão de sua permeabilidade ou isolamento do ambiente (taxa de aquecimento), e um segundo momento onde o exoesqueleto alcança equilíbrio com o ambiente e manifesta sua condutividade (temperatura máxima atingida). Para os besouros coprófagos a primeira fase, pode representar o momento em que eles passam de inatividade para a atividade, no início da rotina diária, após um período frio, provavelmente no início da manhã para os animais diurnos como *C. rutilans cyanescens* e *C. angularis*, enquanto na segunda fase eles já são capazes de desenvolver todo tipo de atividade.

Diferenças entre as espécies no comportamento passivo do exoesqueleto podem ser atribuídas tanto a aspectos físicos quanto adaptativos. Características morfológicas e preferências ecológicas de *C. rutilans cyanescens* e *C. angularis* tornam estas duas espécies particularmente interessantes para explorar quais são os fatores relacionados ao controle térmico exercido pelo exoesqueleto.

Diferentes respostas do exoesqueleto observadas na taxa de aquecimento das duas espécies de *Canthon* apontam para possíveis processos adaptativos que determinariam diferenças na ultra-estrutura do exoesqueleto. Apesar de apresentar maior volume corporal do que *C. angularis*, a taxa de aquecimento inicial foi maior para a espécie *C. rutilans cyanescens*, de ocorrência ao nível do mar.

As duas espécies mostraram também respostas distintas quanto à temperatura máxima atingida. Neste caso, a densidade assume um papel importante. Relações negativas (ou inversas) entre densidade e temperatura máxima atingida, podem explicar mecanismos importantes de inércia térmica nestes organismos. Ou seja, quanto maior a densidade mais lentamente e mais difícil será atingir e manter temperaturas elevadas. A assíntota foi atingida mais lentamente e com valor de temperatura menor em *C. angularis*, espécie de ocorrência em altitudes elevadas.

De maneira geral, observamos que a taxa de aquecimento inicial e a temperatura máxima atingida foram maiores para a espécie *C. rutilans cyanescens*, que ocupa regiões mais quentes do que *C. angularis*, espécie de altitude, que ocorre em áreas sujeitas a maiores extremos climáticos. Isto significa que o isolamento térmico exercido pelo exoesqueleto foi menor em *C. rutilans cyanescens* do que em *C. angularis*.



Logo, os resultados obtidos nos permitem especular que a espécie de clima quente pode ter a necessidade de entrar em atividade rapidamente para desenvolver em pouco tempo ações de rotina como a procura de recursos tróficos, de modo a evitar um estresse térmico. Por outro lado, a espécie de clima mais frio, que necessita de mais tempo para se aquecer na primeira fase, não corre o risco de superaquecimento, mantendo sempre temperaturas mais baixas.

Em animais ectotérmicos, que não realizam termorregulação ativa, as características físicas e ultra-estruturais do exoesqueleto junto a uma adequada estratégia comportamental poderiam permitir o controle da temperatura do corpo em condições desfavoráveis.

Desta forma, explicações sobre os padrões observados nas medidas de inércia térmica podem indicar adaptações fisiológicas das espécies sujeitas às condições do clima particulares (especialmente extremos de temperatura) nas diferentes altitudes (Gross et al., 2004; Escobar et al. 2005).

Considerações finais

Este trabalho é de caráter preliminar, porém, contribui com resultados interessantes, sobretudo porque o presente tema é ainda pouco estudado. Os resultados indicaram que existem diferenças no controle térmico exercido pelo exoesqueleto entre as duas espécies de *Canthon*, e que altitude pode ser um fator importante na determinação do controle térmico passivo em coleópteros. Finalmente, vale ressaltar a necessidade de estudos mais detalhados nesta temática, que aprofundem as questões e contem com um maior número de indivíduos e de espécies.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer às equipes do PMLP e PNSJ pelo acolhimento e acomodação, à Profa. Dra. Bárbara Segal por auxílio em campo, e ao Dr. Eduardo L. Giehl por sugestões sobre análises estatísticas.

Bibliografia

- Bartholomew, G. A., Heinrich, B. (1978). "Endothermy in African dung beetles during flight, ball making, and ball rolling". *Journal of Experimental Biology*, 73: 65-83.
- Carrascal, L. M., Ruiz, Y. J., Lobo, J. M. (2016). "Beetle exoskeleton may facilitate body heat acting differentially across the electromagnetic spectrum". *Proceedings of the Royal Society B*, (no prelo).
- Caveney, S., Scholtz, C. H., McIntyre, P. (1995). "Patterns of daily flight activity in onitine dung beetles (Scarabaeinae: Onitini)". *Oecologia*, 103: 444-452.
- Chown, S. L., Klok, C. J. (2011). "The Ecological Implications of Physiological Diversity in Dung Beetles". *Em: Simmons, L. W., Ridsdill-Smith, J. T. (Eds.). Ecology and Evolution of Dung Beetles*. Wiley-Blackwell.
- Chown, S. L., Nicolson, S. W. (2004). "Lethal temperature limits". *Em: Chown, S. L., Nicholson, S. W. (Eds.). Insect Physiological Ecology: Mechanisms and Patterns*. Oxford University Press.
- Clusella-Trullas, S., van Wyk, J. H., Spotila, J. R. (2007). "Thermal melanism in ectotherms". *Journal of Thermal Biology*, 32: 235-245.
- Drotz, M. K., Brodin, T., Nilsson, A. N. (2010). "Multiple origins of elytral reticulation modifications in the west Palaearctic *Agabus bipustulatus* complex (Coleoptera, Dytiscidae)". *PLoS ONE*, 5(2): e9034.
- Escobar, F., Lobo, J. M., Halffter, G. (2005). "Altitudinal variation of dung beetle (Scarabaeidae: Scarabaeinae) assemblages in the Colombian Andes". *Global Ecology and Biogeography*, 14: 327-337.
- Favila, M. E., Halffter, G. (1997). "The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function". *Acta Zoológica Mexicana*, 72: 1-25
- González, J. M. (2015). "Control térmico pasivo mediante el exoesqueleto en escarabajos coprófagos (Coleoptera: Geotrupidae)". Dissertação. Departamento de Biogeografía y Cambio Global, Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Universidad Complutense de Madrid.

- Gross, J., Schmolz, E., Hilker, M. (2004). "Thermal adaptations of the leaf beetle *Chrysomela lapponica* (Coleoptera: Chrysomelidae) to different climates of central and northern Europe". *Environmental Entomology*, 33(4): 799-806.
- Heinrich, B. (1993). *Hot-blooded Insects: Strategies and Mechanisms of Thermoregulation*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Huey, R. B., Kingsolver, J. G. (1989). "Evolution of Thermal Sensitivity of Ectotherm Performance". *Trends in Ecology and Evolution*, 4(5): 131-135.
- Ifuku, S., Saimoto, H. (2012). "Chitin nanofibers: preparations, modifications, and applications". *Nanoscale*, 4(11): 3308-3318.
- Kammer, A. E. (1968). "Motor patterns during flight and warm-up in Lepidoptera". *Journal of Experimental Biology*, 48(1): 89-109.
- Lobo, J. M., Martín-Piera, F., Veiga, C. M. (1988). "Las trampas pitfall con cebo, sus posibilidades en el estudio de las comunidades coprófagas de Scarabaeoidea (Col.). I. Características determinantes de su capacidad de captura". *Revue Ecologie et Biologie du Sol*, 25(1): 77-100.
- Lomolino, M. V., Riddle, B. R., Whitakker, R. J., Brown, J. H. (2010). *Biogeography*. The University of Chicago Press.
- Moussian, B. (2013). "The arthropod cuticle". In: Minelli, A., Boxshall, G., Fusco, G. (Eds.). *Arthropod Biology and Evolution: Molecules, Development, Morphology*. Springer-Verlag.
- R Core Team. (2015). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- Saeki, Y., Kruse, K. C., Switzer, P. V. (2005). "Physiological costs of mate guarding in the Japanese beetle (*Popillia japonica* Newman)". *Ethology*, 111(9): 863-877.
- Sanborn, A. F., Heath, J. E., Heath, M. S. (1992). "Thermoregulation and evaporative cooling in the cicada *Okanagodes gracilis* (Homoptera: Cicadidae)". *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 102(4): 751-757.

- Silva, P. G., Hernández, M. I. M. (2015). "Spatial variation of dung beetle assemblages associated with forest structure in remnants of southern Brazilian Atlantic Forest". *Revista Brasileira de Entomologia*, 60(1): 73-81.
- Simmons, L. W., Ridsdill-Smith, T. J. (2011). *Ecology and evolution of dung beetles*. John Wiley & Sons.
- Spector, S. (2006). "Scarabaeine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): an invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation". *The coleopterists bulletin*, 60(sp5): 71-83.
- Stabentheiner, A., Vollmann, J., Kovac, H., Crailsheim, K. (2003). "Oxygen consumption and body temperature of active and resting honeybees". *Journal of Insect Physiology*, 49: 881-889.
- Stevenson, R. D. (1985). "Body Size and Limits to the Daily Range of Body Temperature in Terrestrial Ectotherms". *The American Naturalist*, 125(1): 102-117.
- Stoffels, R. J., Richardson, A. J., Vogel, M. T., Coates, S. P., Muller, W. J. (2016). "What do metabolic rates tell us about thermal niches? Mechanisms driving crayfish distributions along an altitudinal gradient". *Oecologia*, 180(1): 45-54.
- Tracy, C. R. (1979). "Emissivity, a little-explored variable: Discussion". In: *The Behavioural significance of color*. Burt, E. H (ed.). Garland STPM Press, New York.
- Tracy, C., Christian, A. (1986). "Ecological Relations Among Space, Time, and Thermal Niche Axes". *Ecology*, 67(3): 609-615.
- Vaz-de-Mello, F., Larsen, T., Silva, F., Gill, B., Spector, S., Favila, M. (2014a). "*Canthon angularis*". *The IUCN Red List of Threatened Species 2014*: e.T138120A536340. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-3.RLTS.T138120A536340.en>. Acesso em 25 de novembro de 2015.
- Vaz-de-Mello, F., Larsen, T., Silva, F., Gill, B., Spector, S., Favila, M. (2014b). "*Canthon rutilans*". *The IUCN Red List of Threatened Species 2014*: e.T137210A43023121. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-3.RLTS.T137210A43023121.en>. Acesso em 25 de novembro de 2015.

- Verdú, J. R., Arellano, L., Numa, C. (2006). "Thermoregulation in endothermic dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae): Effect of body size and ecophysiological constraints in flight". *Journal of Insect Physiology*, 52: 854-860.
- Verdú, J. R., Arellano, L., Numa, C., Micó, E. (2007). "Roles of endothermy in niche differentiation for ball-rolling dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) along an altitudinal gradient". *Ecological Entomology*, 32: 544-551.
- Verdú, J. R., Díaz, A., Galante, E. (2004). "Thermoregulatory strategies in two closely related sympatric Scarabaeus species (Coleoptera: Scarabaeinae)". *Physiological Entomology*, 29: 32-38.
- Zuur, A., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., Smith, G. M. (2009). *Mixed effects Models and Extensions in Ecology with R. Statistics for Biology and Health*. Springer.



Pode *Araucaria angustifolia* ser considerada uma espécie facilitadora no processo de conversão de campos em florestas?

Fogaça, I. B.; Cerveira, A.; Scheer, G. G.; Maia, H.; Gomes, T. C.; Dechoum, M. S.

Introdução

As interações entre plantas podem influenciar a estrutura e dinâmica de comunidades, interferindo direta ou indiretamente na distribuição de espécies (Padilla & Pugnaire 2006). A facilitação trata-se de uma interação positiva que ocorre entre espécies vegetais, na qual plantas berçário oferecem condições favoráveis ao recrutamento de outras espécies, sendo este tipo de interação essencial para a sobrevivência, crescimento e *fitness* das espécies facilitadas (Callaway et al. 2002; Tirado & Pugnaire 2003; Cavieres et al. 2006). O favorecimento de espécies sob plantas berçário pode se dar tanto por meio de melhoria das condições microclimáticas, disponibilidade de água e de nutrientes, quanto pela proteção contra herbivoria, predação e pisoteamento (Callaway & Pugnaire 1999; Tewksbury & Lloyd 2001). Estes efeitos facilitadores são mais importantes em ambientes severos ou estressantes (He et al. 2013).

Em escala global, o avanço de florestas sobre formações vegetais abertas ocorre principalmente devido a alterações nos regimes de fogo, pastejo e mudanças climáticas (Müller et al. 2007). Estudos mostram que as florestas com araucária estariam expandindo sobre as formações campestres no sul do Brasil (Oliveira & Pillar 2004; Overbeck et al. 2007), através da expansão de suas bordas ou aos saltos pela colonização de indivíduos isolados nos campos (Duarte et al. 2006). Também conhecida como Florestas de Araucárias, a Floresta Ombrófila Mista ocorre tanto em florestas contínuas quanto em mosaicos com campos naturais, especialmente nos planaltos do sul do Brasil (Rambo 1956).

Araucaria angustifolia (Bertol) Kuntze (Araucariaceae), popularmente conhecida como araucária, é a espécie dominante e característica da Floresta Ombrófila Mista.

Esta espécie possui papel fundamental no processo de expansão florestal sobre campos naturais e antropizados, promovendo maior recrutamento e estabelecimento de espécies florestais, seja pelo efeito "poleiro" ou "berçário", atraindo animais dispersores de sementes ou melhorando as condições abióticas, respectivamente (Oliveira & Pillar 2004; Duarte et al. 2006). Ainda, as sementes de araucária (pinhão) são o principal alimento para a fauna associada a esta vegetação e importante recurso para populações humanas locais (Reitz et al. 1988).

Partindo desse embasamento teórico, o presente estudo tem como objetivo avaliar a riqueza e abundância de regenerantes de espécies lenhosas sob a copa de indivíduos de *A. angustifolia* e em áreas adjacentes, comparando-se também a regeneração entre indivíduos de diferentes sexos, alturas, diâmetros e tamanhos de copa. Assim sendo, nossas previsões no trabalho foram: (i) que a abundância de regenerantes e a riqueza de espécies lenhosas seriam maiores sob a copa de indivíduos de *A. angustifolia* do que em áreas adjacentes; (ii) que, por se tratar de uma espécie dioica, a riqueza de espécies e a abundância de regenerantes seriam maiores sob indivíduos femininos, em virtude da oferta de recursos alimentares (pinhão) para potenciais dispersores; e (iii) que a copa seria o atributo morfológico que melhor explicaria a atuação da araucária como planta facilitadora, havendo uma relação positiva entre o tamanho da copa e o número e a riqueza de espécies de regenerantes.

Materiais e Métodos

Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido no Parque Nacional de São Joaquim (28° 8' 23.73" S, 49° 37' 47.58" O), em área localizada no município de Urubici (SC), no dia 10 de novembro de 2015. O PARNA de São Joaquim apresenta uma área total de 49.300 ha, com vegetação constituída de um mosaico de Floresta Ombrófila Mista e Campos de Altitude (ICMBio 2015). No local onde foram coletados os dados, há uso e ocupação antropogênica histórica. A área possui uma vegetação herbáceo-arbustiva em estágio inicial de regeneração, com indivíduos isolados de *A. angustifolia* e um curso d'água próximo. A área vem sofrendo com regimes de fogo nos campos de pastejo e ainda tem presença de gado (Figura 10. 1).



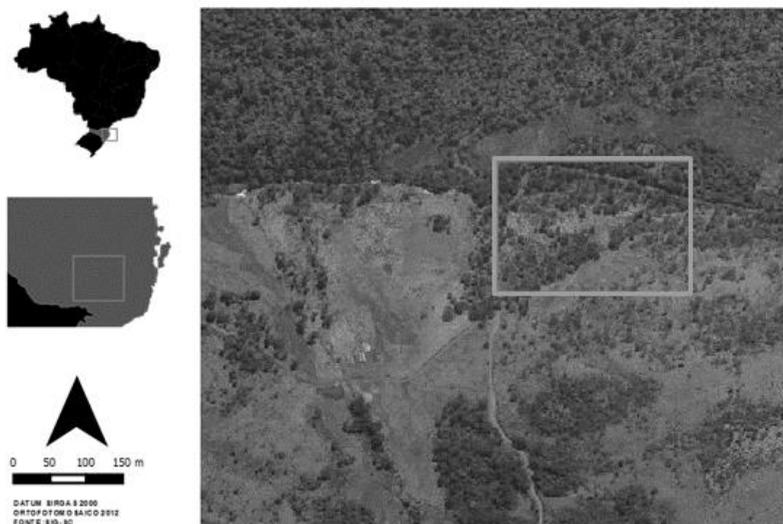


Figura 10. 1. Localização da área de estudo no Parque Nacional de São Joaquim, Urubici (SC).

Coleta de Dados

Foram selecionados aleatoriamente 16 indivíduos de *A. angustifolia*, sendo oito masculinos e oito femininos na área de estudo. As plantas masculinas e femininas foram identificadas de acordo com a presença de estróbilos femininos e masculinos. Para cada indivíduo foram medidos os seguintes parâmetros morfológicos: diâmetro a altura do peito (DAP), altura e tamanho da copa. Para avaliação do tamanho da copa, dois ramos opostos de maior extensão foram identificados e a distância entre uma extremidade e a outra desses ramos foi medida com uma trena. Uma segunda medida da copa foi feita a partir de uma trena esticada perpendicularmente em relação à primeira trena. O DAP foi obtido a uma altura aproximada de 1,3m do solo, com a utilização de uma trena. A altura foi estimada visualmente.

Abaixo de cada indivíduo de *A. angustifolia*, foram definidas quatro parcelas de 50 x 50cm. Cada parcela estava a uma distância de dois metros do tronco da planta, tendo sido duas a duas posicionadas diagonalmente (Figura 10. 2). Em cada parcela,



foram contados e identificados todos os indivíduos de espécies lenhosas que tivessem altura máxima de 70cm. Os indivíduos foram identificados no campo até o menor nível taxonômico possível.

A cada indivíduo de araucária, um lado para amostragem da área adjacente foi sorteado. A partir do ramo mais extenso de cada araucária, foi medida a distância média do raio da copa em sentido diagonal para se obter o ponto central da área adjacente. Através do ponto central foi repetido o procedimento de amostragem de regeneração por parcelas.

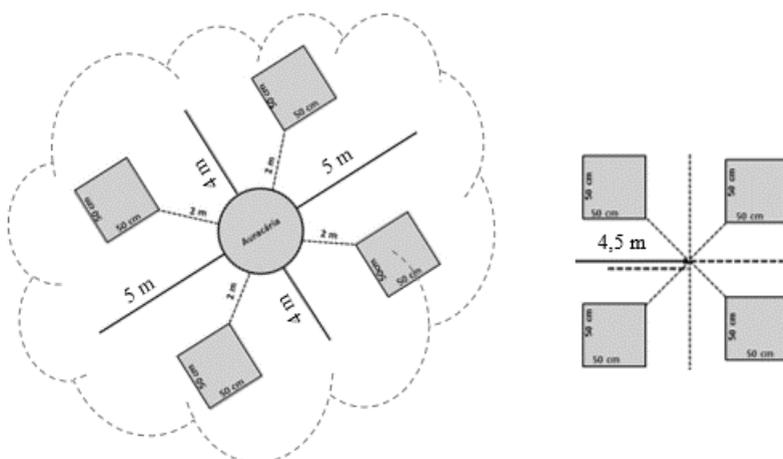


Figura 10. 2. Desenho amostral para avaliação da regeneração abaixo da copa (A) e em áreas adjacentes (B) a indivíduos de *A. angustifolia* no Parque Nacional de São Joaquim, Urubici (SC). A linha pontilhada sobre o desenho representa a projeção da copa do indivíduo de araucária amostrado.

Para uma caracterização de variáveis abióticas sob a copa de indivíduos de araucária e em áreas adjacentes, dados de umidade e de temperatura do solo e radiação fotossinteticamente ativa foram mensuradas com o auxílio de um sensor de umidade e temperatura do solo (Modelo 5TM, fabricado pela Decagon Devices) e de um sensor de radiação (Modelo QSO-S - Sensor RFA, fabricado pela Decagon Devices), os quais foram acoplados a um armazenador de dados (Datalogger Modelo EM50, fabricado

pela Decagon Devices). A coleta instantânea de dados foi feita a cada um minuto, entre às 8:30h e 12:30h.

Análise de dados

A área da copa das árvores foi calculada através de: $A = \pi \cdot r^2$, onde A = área da circunferência da copa (ou tamanho da copa) e r = o raio médio do tronco de cada araucária. Modelos Lineares Generalizados (GLM) foram utilizados a fim de testar nossas hipóteses. Para a hipótese (i), as variáveis riqueza de espécies regenerantes e abundância de indivíduos foram comparadas sob a copa de *A. angustifolia* e em áreas adjacentes, assumindo a distribuição *Poisson* e *Quasipoisson*, respectivamente.

Para os demais modelos foi testada a priori a existência de correlação entre as variáveis morfológicas medidas nas araucárias amostradas (altura, tamanho da copa e DAP) através do teste não paramétrico de correlação de *Spearman*. As variáveis DAP e tamanho da copa mostraram-se altamente correlacionadas ($S = 0.88$; $p < 0.001$) o que resultou na eliminação da variável DAP, uma vez que o tamanho da copa representa uma explicação biológica mais plausível para o número de regenerantes.

Em seguida, as hipóteses (ii) e (iii) foram testadas, sendo que um modelo foi gerado para a variável resposta abundância de regenerantes e outro para a variável riqueza de espécies lenhosas, em função das características morfológicas de *A. angustifolia* (sexo, altura e tamanho da copa das árvores), que foram incorporados aos modelos como efeitos fixos. Foi assumida a distribuição de *Poisson* para o modelo com a variável resposta abundância de regenerantes. Uma correção dos erros padrão foi feita usando um quase GLM, devido à sobredispersão dos dados (variância > média) para a variável resposta riqueza de espécies lenhosas. Os modelos mais parcimoniosos foram selecionados pelo método AIC (*Akaike Information Criteria*).

Resultados

Os valores médios de umidade do solo foram 41% ($\pm 2\%$) para áreas adjacentes e 32% ($\pm 7\%$) sob as copas de indivíduos de araucária. A temperatura média do solo foi de

17,61°C ($\pm 0,68$) e 17,16°C ($\pm 0,47$) em áreas adjacentes e sob as copas, respectivamente. A luminosidade média foi de 60,42 ($\pm 34,07$) $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ na área adjacente e de 56,43 ($\pm 23,29$) $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ sob a copa de indivíduos de *A. angustifolia*. As variáveis morfológicas medidas em indivíduos de *A. angustifolia* encontram-se na Tabela 10. 1.

Tabela 10. 1. Valores médios (\pm DP) das variáveis morfológicas medidas nos indivíduos de *A. angustifolia* amostrados no Parque Nacional de São Joaquim, Urubici (SC).

Araucárias	Tamanho da copa (m²)	DAP (m)	Altura (m)
Femininas	57,46 ($\pm 8,48$)	1,16 ($\pm 0,16$)	10,69 ($\pm 1,36$)
Masculinas	54,75 ($\pm 11,68$)	1,08 ($\pm 0,36$)	11,13 ($\pm 1,33$)

No total, foram registrados 55 indivíduos de espécies/morfoespécies lenhosas pertencentes a nove famílias, sendo que 70,9% (n=39) estavam sob as copas de araucária e 29,1% (n=16) estavam em áreas adjacentes (Tabela 10. 2). As famílias com maior abundância de indivíduos foram, em ordem decrescente: Asteraceae, Myrtaceae, Solanaceae, Berberidaceae, Primulaceae, Fabaceae, Anacardiaceae, Araucareaceae e Lauraceae.

Tabela 10. 2. Abundância das espécies/morfoespécies amostradas sob a copa e nas áreas adjacentes a indivíduos de *A. angustifolia*, e sob indivíduos masculinos e femininos da espécie amostrados no Parque Nacional de São Joaquim (Urubici, SC).

	Áreas		Masculino	Feminino
	Sob a copa	adjacentes		
Anacardiaceae				
<i>Lithraea brasiliensis</i>	2	0	2	0
Araucariaceae				
<i>Araucaria angustifolia</i>	1	0	1	0
Asteraceae				
Asteraceae sp. 1	1	0	1	0
Asteraceae sp. 2	1	0	1	0
<i>Baccharis</i> sp. 1	1	3	1	0
<i>Baccharis</i> sp. 2	1	2	1	0

	Áreas			
	Sob a copa	adjacentes	Masculino	Feminino
<i>Eupatorium</i> sp.	3	1	1	2
Sp. 1	6	0	6	0
Sp. 2	1	0	1	0
Berberidaceae				
<i>Berberis spinosa</i>	3	2	1	2
Fabaceae				
<i>Mimosa</i> sp.	3	0	3	0
Lauraceae				
<i>Ocotea pulchella</i>	0	1	0	0
Myrtaceae				
<i>Acca selowiana</i>	4	0	3	1
<i>Eugenia</i> sp.	3	0	1	2
Myrtaceae NId	0	1	0	0
Primulaceae				
<i>Myrsine</i> sp.	4	0	1	3
Solanaceae				
Solanaceae NId	2	4	0	2
<i>Solanum</i> sp.	0	1	0	0
NId	3	1	3	0

Das 18 espécies/morfoespécies amostradas, dez foram registradas somente sob a copa de *A. angustifolia*, seis nas duas condições e três exclusivamente nas áreas adjacentes às árvores. As espécies que apresentaram maior abundância sob a copa de *A. angustifolia* foram Asteraceae sp.1, *Acca selowiana* e *Myrsine* sp., enquanto que Solanaceae (NId) e *Baccharis* sp. 1 foram mais abundantes nas áreas adjacentes.

A abundância média de regenerantes sob indivíduos de *A. angustifolia* foi de dois ($\pm 1,61$) e nas áreas adjacentes foi de um indivíduo ($\pm 1,17$). A riqueza média foi de 0,84

($\pm 0,37$) e $0,47 (\pm 0,51)$ sob a copa das araucárias e nas áreas adjacentes, respectivamente. Tanto a riqueza quanto a abundância de regenerantes lenhosos foram maiores sob a copa de indivíduos de *A. angustifolia* do que em áreas adjacentes (Figura 10. 3; Tabela 10. 3 e Tabela 10. 4).

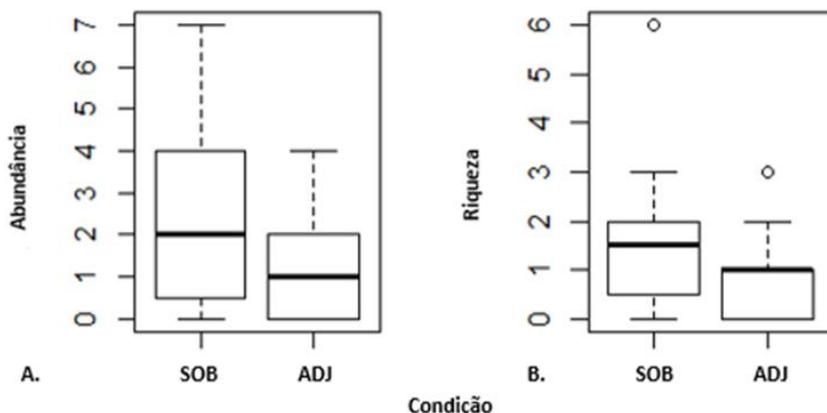


Figura 10. 3. Abundância (A) e riqueza de espécies (B) de regenerantes lenhosos sob a copa de indivíduos de *A. angustifolia* (SOB) e em áreas adjacentes (ADJ), amostrados no Parque Nacional de São Joaquim, Urubici (SC).

Tabela 10. 3. Estatística do GLM utilizado para análise da riqueza de regenerantes lenhosos sob a copa de indivíduos de *A. angustifolia* (SOB) e em áreas adjacentes (ADJ), amostrados no Parque Nacional de São Joaquim, Urubici (SC).

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	t	gl	P	QAIC
Intercepto	0,486	0,217	2,24	31	0,033	77,54
Condição ADJ	-0,773	0,386	-2	30	0,054	

Tabela 10. 4. Estatística do GLM utilizado para análise da abundância de regenerantes lenhosos sob a copa de indivíduos de *A. angustifolia* (SOB) e em áreas adjacentes (ADJ), amostrados no Parque Nacional de São Joaquim, Urubici (SC).

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	t	gl	P	AIC
Intercepto	0,916	0,158	5,795	31	<0,001	120,2
Condição ADJ	-0,916	0,296	-3,098	30	0,002	128,9

Em relação à abundância de regenerantes lenhosos sob a copa, as variáveis do modelo que melhor explicaram foram sexo e altura das araucárias, havendo uma relação positiva entre altura das árvores e o número de regenerantes, e mais indivíduos regenerantes sob a copa de indivíduos masculinos do que de femininos (Figura 10. 4; Tabela 10. 5). No caso da riqueza de regenerantes sob a copa das araucárias, área da copa e sexo mostraram-se significativos marginalmente, havendo uma relação positiva entre tamanho da copa e número de espécies, e também uma maior riqueza de espécies sob a copa de indivíduos masculinos do que de femininos (Figura 10. 4; Tabela 10. 6).

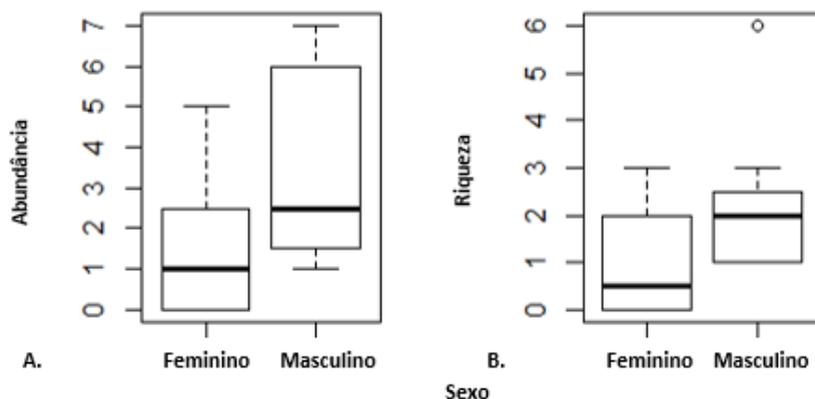


Figura 10. 4. Abundância (A) e riqueza (B) de regenerantes lenhosos registrados sob a copa de indivíduos masculinos e femininos de *A. angustifolia* amostrados no Parque Nacional de São Joaquim, Urubici (SC).

Tabela 10. 5. Estatística do GLM utilizado para análise da abundância de regenerantes lenhosos pelas variáveis morfológicas (altura e sexo das árvores) medidas em indivíduos de *A. angustifolia* amostrados no Parque Nacional de São Joaquim, Urubici (SC).

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	Z	gl	P	AIC
Intercepto	-2,397	1,521	-1,576	15	0,115	67,929
Altura	0,258	0,135	1,907	14	0,056	69,769
Sexo masculino	0,734	0,350	2,095	13	0,036	70,650

Tabela 10. 6. Estatística do GLM utilizado para análise da abundância de regenerantes lenhosos pelas variáveis morfológicas (altura e sexo das árvores) medidas em indivíduos de *A. angustifolia* amostrados no Parque Nacional de São Joaquim, Urubici (SC).

Parâmetro	Estimativa	Erro padrão	Z	gl	P	AIC
Intercepto	-2.388	1.285	-1.859	15	0.086	46.561
Copa	0.041	0.021	1.983	14	0.069	41.547
Sexo masculino	0.87	0.451	1.932	13	0.076	53.289

Discussão

Análise dos resultados encontrados deixa evidente a diferença em riqueza e abundância de espécies lenhosas sob a copa de indivíduos de *A. angustifolia* e em áreas adjacentes, corroborando nossa primeira hipótese. Sendo assim, destaca-se o papel da araucária como facilitadora no recrutamento de espécies na condição observada de expansão florestal sobre campos.

Sob a copa dos indivíduos de *A. angustifolia*, masculinos e femininos, foram encontrados regenerantes exclusivos, tais como *A. sellowiana* e *Eugenia* sp., representantes da família Myrtaceae que apresentam frutos carnosos. Isto pode indicar a utilização da copa da araucária como um poleiro natural, atraindo a fauna dispersora de outras espécies sob as araucárias (Santos & Pillar 2007).

Tanto a riqueza de espécies, quanto a abundância de regenerantes lenhosos foram maiores sob indivíduos masculinos do que femininos de *A. angustifolia*, contrariando o esperado. É possível que a utilização da copa de indivíduos de *A. angustifolia* pela avifauna não possua relação com a busca do pinhão como alimento, e que dispersores somente utilizariam a árvore como poleiro. Destaca-se ainda, que mamíferos de variados tamanhos corporais, desde pequenos roedores até animais de médio a grande porte se alimentam de pinhões (Iob & Vieira 2008) e podem, através da busca pelo recurso, exercer pressão de herbivoria e pisoteamento sob plântulas, diminuindo o sucesso de recrutamento de espécies florestais sob indivíduos femininos de *A. angustifolia*, inclusive de plântulas de araucária (Mello-Filho 1981). De acordo com Zanini et al. (2006), um dos maiores obstáculos na regeneração de florestas subtropicais são

os danos às sementes e plântulas provocados principalmente por mamíferos granívoros e herbívoros, respectivamente.

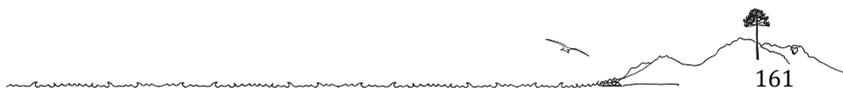
A influência do tamanho da copa sobre a riqueza de regenerantes lenhosos pode ser explicada pelo fato do microclima gerado favorecer um maior recrutamento e estabelecimento das plantas (Padilla & Pugnaire 2006). Um dos fatores que pode ser considerado é a intensidade de sombreamento sob a copa das araucárias, como já foi observado por Duarte et al. (2006) e que precisa de maior atenção nas próximas pesquisas, já que a mesma não foi testada neste trabalho. A altura e principalmente a arquitetura da copa de *A. angustifolia*, com seus ramos dispostos horizontalmente, distinta das outras espécies arbóreas da região, pode acarretar no uso preferencial da espécie pela avifauna (Duarte et al. 2006; Santos et al. 2011), fazendo com que exista uma maior diversidade de espécies sob os indivíduos. Quando se trata da abundância, estudos relatam uma relação positiva entre altura e deposição de sementes (Duncan & Chapman 2006). Deste modo, as araucárias mais altas poderiam ter uma maior visitação de aves e, conseqüentemente, maior número de diásporos trazidos (Santos et al. 2011).

Considerações finais

A espécie *A. angustifolia* desempenha importante papel na expansão de florestas sobre campos naturais e antropizados. Este trabalho apontou que efeitos da facilitação de *A. angustifolia*, sendo uma espécie dioica, podem variar em função do sexo, tamanho da copa e altura da árvore.

Agradecimentos

Agradecemos imensamente aos colegas que auxiliaram na realização deste trabalho, ao ICMBio e funcionários do PARNA pelo apoio e acolhimento.



Bibliografia

- Callaway, R. M., Brooker, R. W., Choler, P., Kikvidze, Z., Lortiek, C. J., Michalet, R., Paolini, L., Pugnaire, F. I., Newingham, B., Aschehoug, E. T., Armas, C., Kikodze, D., Cook, B. J. (2002). "Positive Interactions Among Alpine Plants Increase with Stress". *Nature*, 417: 844-48.
- Callaway, R. M, Pugnaire, F. I. (1999). "Facilitation in Plant Communities. *Em: Pugnaire, F. I., Valladares, F. (Eds)*". *Handbook of Functional Plant Ecology*. NY: Marcel Dekker. New York.
- Cavieres, L. A., Badano, E. I., Sierra-Almeida, A., Gómez-González, S., Molina-Montenegro, M. A. (2006). "Positive Interactions Between Alpine Plant Species and the Nurse Cushion Plant *Laretia acaulis* do not Increase with Elevation in the Andes of Central Chile". *New Phytol*, 169: 59-69.
- Duarte, L. S., Dos-Santos, M. M. G., Hartz, S. M., Pillar, V.D. (2006). "The Role of Nurse Plants on *Araucaria* Forest Expansion over Grassland in South Brazil". *Austral Ecology*, 31(4): 520-528.
- Duncan, R. S., Chapman, C. A. (1999). "Seed Dispersal and Potential Forest Succession in Abandoned Agriculture in Tropical Africa". *Ecological Applications*, 9(3): 998-1008.
- He, Q., Bertness, M. D., Altieri, A. H. (2013). "Global Shifts Towards Positive Species Interactions With Increasing Environmental Stress". *Ecology Letters*, 16: 695-70.
- ICMBio. (2015). <http://www.icmbio.gov.br/parnasaojoaquim/>.
- Iob, G., Vieira, E. M. (2008). "Seed Predation of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) in the Brazilian *Araucaria* Forest: Influence of Deposition Site and Comparative Role of Small and 'Large' Mammals". *Plant Ecol*, 198: 185-96.
- Mello-Filho, J. A., Stoehr, G. W. D., Faber, J. (1981). "Determinação dos Danos Causados pela Fauna a Sementes e Mudas de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze nos Processos de Regeneração Natural E Artificial". *Revista Floresta*, 12(1): 26-43.

- Müller, S. C., Overbeck, G. E., Pfadenhauer, J., Pillar, V. D. (2007). "Plant Functional Types of Wood Species Related to Fire Disturbance in Forest-Grassland Ecosystems". *Plant Ecology*, 189: 1-14.
- Oliveira, J. M., Pillar, V. D. (2004). "Vegetation Dynamics on Mosaics of Campos and Araucaria Forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil". *Community Ecology*, 5(2): 197-202.
- Overbeck, G. E., Müller, S. C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V. D., Blanco, C. C., Boldrini, I. I., Both, R., Forneck, E. D. (2007). "Brazil's Neglected Biome: the South Brazilian Campos". *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9: 101-116.
- Padilla, F. M., Pugnaire, F. I. (2006). "The Role of Nurse Plants in the Restoration of Degraded Environments". *Front Ecol Environ*, 4(4): 196-202.
- Rambo, B. (1956). *A fisionomia do Rio Grande do Sul*. 2ª ed. Editora Selbach & Cia, Porto Alegre.
- Reitz, R., Klein, R. M., Reis, A. (1988). *Projeto Madeira do Rio Grande do Sul*. HBR, SUDESUL, DRNR, Brasil.
- Santos, M. M. G., Oliveira, J. M., Müller, S. C., Pillar, V. DePatta. (2011). "Chuva de Sementes de Espécies Lenhosas Florestais em Mosaicos de Floresta com Araucária e Campos no Sul do Brasil". *Acta Botânica Brasílica*, 25(1): 160-167.
- Santos, M. M. G., Pillar, V. D. (2007). "Influência de Poleiros Naturais e Artificiais na Expansão da Floresta com Araucária sobre os Campos, em São Francisco de Paula". *Revista Brasileira de Biociências*, 5(1): 594-596.
- Tewksbury, J. J., Lloyd, J. D. (2001). "Positive Interactions Under Nurse-Plants: Spatial Scale, Stress Gradients and Benefactor Size". *Oecologia*, 127: 425-434.
- Tirado, R., Pugnaire, F. I. (2003). "Shrub Spatial Aggregation and Consequences for Reproductive Success". *Oecologia*, 136: 296-301.
- Zanini, L., Ganade, G., Hübel, I. (2006). "Facilitation and Competition Influence Succession in a Subtropical Old Field". *Plant Ecology*, 185:179-190.



Diversidade funcional e variação fenotípica em duas espécies de árvores em diferentes condições ambientais

Fontoura, L.; Maes, M.; Sühs, R. B.; Tatiana Beras, T.; Teixeira, T. R.; Giehl, E. L. H.

Introdução

O estudo dos mecanismos de distribuição e respostas fisiológicas das espécies expostas a mudanças ambientais é fundamental para compreensão dos processos responsáveis pela estruturação das comunidades ecológicas (McGill 2006). Atualmente, estudos utilizam a diversidade funcional, definida através da diferença de atributos encontrados nas espécies (Tilman 2001), para responder questões sobre partição de nicho, competição e manutenção da diversidade (Adler et al. 2013). Atributos funcionais são propriedades fisiológicas e morfológicas usadas comparativamente para inferir o papel funcional das espécies no ecossistema (Tilman et al. 1997). No entanto, a capacidade de adaptação morfofisiológica das espécies expostas a mudanças ambientais pode ser expressa através da variação de atributos funcionais capazes de influenciar as interações intraespecíficas e interespecíficas (Adler et al. 2013). Além disso, estratégias ecológicas de resposta a condições ambientais distintas podem ser expressas tanto em nível populacional, quanto individual (Violle 2012). No entanto, nota-se na literatura uma predominância de abordagens restritas às médias das variações de poucos atributos funcionais das espécies, o que limita a compreensão da estruturação da variação fenotípica e funcional de comunidades e espécies.

Diante das lacunas ainda existentes sobre a relação entre as variações ambientais e a variabilidade das respostas morfofisiológicas das plantas em diferentes escalas ecológicas – habitats, espécies ou indivíduos (Messier et al. 2010; Schob et al. 2013), avaliamos a variação de atributos funcionais pela quantificação de características foliares de indivíduos pertencentes à duas espécies arbóreas em habitats sob condições ambientais distintas. Esperamos que espécies expostas a diferentes condições de radiação solar e disponibilidade hídrica, respondam de maneira convergente às



diferenças ambientais, sendo expressas por mudanças na área e espessura foliar (Figura 11. 1). A intensidade de luz durante o desenvolvimento da folha pode modificar a morfologia e anatomia foliar de plantas, modificando o número e dimensões de células do mesofilo e influenciando na taxa fotossintética (Wilson & Cooper 1969). Esperamos que espécies diferentes apresentem respostas convergentes em áreas de borda de mata devido à necessidade de reduzir a perda de água e da disponibilidade diferenciada de luz. Em áreas de borda, a área foliar deve ser menor e a espessura das folhas maior.

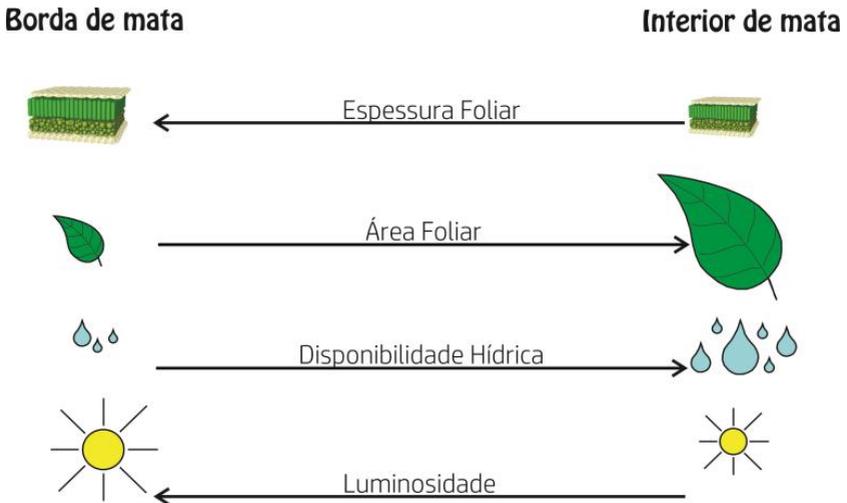


Figura 11. 1. Respostas morfológicas esperadas para espécies arbóreas diante de um gradiente de estresse. Espera-se que populações encontradas em habitats com maior incidência solar e menor disponibilidade hídrica apresentarão redução da área foliar e aumento da espessura foliar.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional de São Joaquim (PNSJ), criado pelo decreto nº 50.922 de 06 de junho de 1961 com o objetivo principal de preservar

remanescentes de Floresta Ombrófila Mista existentes na região. O PNSJ está localizado na região serrana do estado de Santa Catarina, no domínio da Mata Atlântica e extensão prevista de 49,300 hectares, área não totalmente implementada. O PNSJ abrange diversos tipos de vegetação, como Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista e Campos de Altitude.

Coleta de dados

Selecionamos dois habitats - borda e interior de mata - em uma área de transição entre Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana e campos de altitude. Coletamos os ramos de 10 indivíduos das espécies *Myrceugenia glaucescens* e *Drimys angustifolia* em cada habitat, totalizando 40 indivíduos. Obtivemos medidas de largura, comprimento e espessura foliar de 10 folhas adultas de cada indivíduo (Pérez-Harguindeguy et al. 2013), totalizando 400 folhas, utilizando paquímetro digital com acurácia de 0,01 mm. A área foliar foi calculada através da fórmula da área de uma elipse:

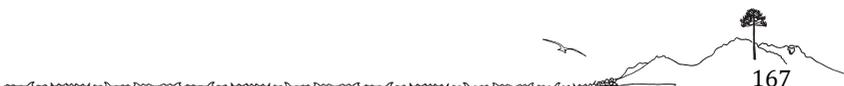
$$\text{Área foliar} = \frac{\text{Comprimento foliar} \times \text{Largura foliar}}{4 \times \pi}$$

Análise de dados

Utilizamos uma análise de variância aninhada em três escalas ecológicas (habitat, espécie e indivíduo) para testar diferenças nas médias de espessura e área foliar. Para melhor ajuste do modelo, transformamos os valores da área foliar com logaritmo natural. Em seguida, realizamos uma partição da variação para verificar em quais escalas ecológicas se concentra a plasticidade fenotípica observada (Messier et al. 2010). As análises estatísticas foram realizadas no software R com o auxílio dos pacotes *nlme* e *ape*.

Resultados

Os padrões de variação da área e espessura foliar de *D. angustifolia* e *M. glaucescens* entre os habitats foi semelhante (Figura 11. 2). A área foliar dos indivíduos de *D. angustifolia* variaram entre 1,70 e 16,7 cm² na borda, 1,75 e 21,43 cm² no interior da mata e a média foi de 5,21 ± 2,65 cm² na borda e 8,99 ± 4,34 cm² no interior da mata. Indivíduos de *M. glaucescens* demonstraram menor variação da área foliar entre



indivíduos e habitats, 0,76 e 3,06 cm² na borda e 0,65 e 7,16 cm² no interior de mata, com médias de $1,71 \pm 0,51$ cm² e $2,43 \pm 1,16$ cm², respectivamente. Por outro lado, a espessura foliar variou de maneira semelhante, no qual indivíduos de ambas as espécies apresentaram maior espessura foliar em habitats de borda (*D. angustifolia* variou entre 0,21 e 0,38 mm na borda e 0,15 e 0,33 mm no interior da mata, com médias $0,27 \pm 0,03$ mm e $0,22 \pm 0,03$ mm respectivamente, e *M. glaucescens* variou entre 0,16 e 0,25 mm na borda e 0,13 e 0,25 mm no interior da mata, com médias de $0,20 \pm 0,01$ mm e $0,18 \pm 0,02$ mm, respectivamente).

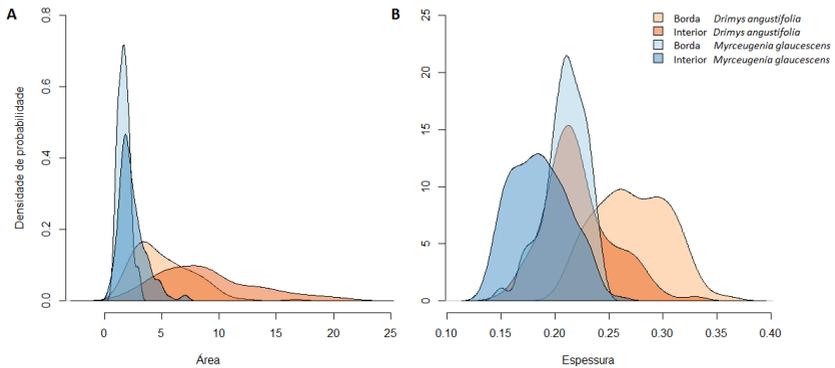


Figura 11. 2. Densidade de probabilidade dos valores de área foliar (A) e espessura foliar (B) de *D. angustifolia* e *M. glaucescens* em dois habitats distintos: borda e interior de mata.

A média dos atributos funcionais variou significativamente entre os diferentes habitats, entre espécies e entre indivíduos (Tabela 11. 1). No entanto, a maior parte da variação da área e espessura foliar ocorreu dentro das espécies, com uma contribuição muito pequena dos habitats (Tabela 11. 2). A variação da espessura foliar foi um pouco maior dentro dos indivíduos.

Tabela 11. 1. Diferenças nas médias da área e espessura foliar em três escalas ecológicas analisadas de forma aninhada entre habitats, espécies e indivíduos. gl = graus de liberdade, SQ = Soma de quadrados, SQM = soma de quadrados média.

Atributo funcional	Fator	gl	SQ	SQM	F	P
Área foliar	Hábitat	1	3,1	3,1	22,1	< 0,001
	Espécie	2	137,4	68,7	484,1	< 0,001
	Indivíduo	36	35,1	0,9	6,8	< 0,001
Espessura foliar	Hábitat	1	0,2	0,21	574,4	< 0,001
	Espécie	2	0,2	0,1	275,6	< 0,001
	Indivíduo	36	0,19	0,05	13,8	< 0,001

Tabela 11. 2. Partição da variação na área e espessura foliar do modelo linear aninhado para três escalas ecológicas.

Escala Ecológica	Área foliar (%)	Espessura foliar (%)
Indivíduo	9.1	22.7
Espécie	59.9	56.6
Habitat	0	3

Discussão

Houve uma convergência na resposta das espécies corroborando nossa hipótese de que as diferenças ambientais levam a uma resposta similar nos atributos funcionais, independente da espécie. Menores médias de área foliar e maiores médias de espessura foliar ocorreram nas áreas de borda. Esse padrão está provavelmente associado ao fato de que na área de borda existam maiores níveis de radiação solar quando comparado ao interior de mata. Sabe-se que o tamanho da folha tende a diminuir em habitats secos, ensolarados ou pobres em nutrientes (Givnish 1988). Folhas maiores, por possuírem camadas limite de ar parado mais espessas, perdem calor convectivo de forma mais lenta e tendem a ser aquecidas acima das temperaturas do ar por uma margem maior. Isto pode ser uma desvantagem, pois aumenta as taxas de respiração acima das taxas fotossintéticas. Este efeito poderá ser mais importante para folhas sob forte radiação e onde a água está em pouca oferta, pois a transpiração dissipa o calor (Westoby et al. 2002). Assim, uma menor área e maior espessura foliar acarreta menor perda de água provocadas pelas altas temperaturas.



Um padrão diferenciado de resposta foi observado para cada espécie. Isto pode ser atribuído às diferenças morfológicas naturais e também às características de cada espécie em relação à exigência de luz. *Drimys angustifolia* é uma espécie heliófita, de médio porte (até 12 metros de altura) sendo frequentemente encontrada tanto na borda quanto emergindo do dossel na área estudada. Já *Myrceugenia glaucescens* é uma espécie tolerante à sombra, de menor porte (até 7 metros de altura) e raramente é encontrada emergindo do dossel. A variação entre indivíduos também foi significativa, tanto em relação à área foliar quanto à espessura. Isto demonstra que respostas individuais podem contribuir para explicar a plasticidade das espécies nas respostas a diferentes condições ambientais.

A partição da variação dos atributos em diferentes escalas ecológicas revelou uma informação complementar para a interpretação da resposta das espécies ao ambiente. A escala ecológica da espécie explicou a maior parte da variação dos dados. Já a escala ecológica de habitat explicou uma pequena porcentagem da variação da espessura foliar, e não explicou a variação da área foliar. Isso pode ser um indicativo de filtros ambientais, que restringem a variação de atributos dentro de uma determinada condição ambiental. Nesse caso, as espécies só conseguem ocupar um determinado habitat se sua plasticidade permitir, ocorrendo uma restrição da variação sob diferentes filtros, ou resultando em inabilidade da colonização devido à inadequação dos atributos da espécie aos filtros ambientais. Portanto, avaliar a variação de atributos ao longo de diferentes escalas ecológicas deve ser uma preocupação independentemente dos atributos e problemas sob investigação, pois a filtragem ambiental parece ser depender muito mais dos atributos funcionais do que da identidade das espécies (Messier et al. 2010). Avaliar a variação dos atributos funcionais adiciona uma nova possibilidade de revelar processos ecológicos, apesar dos valores médios também apresentarem importância ecológica.

Conclusão

Utilizar apenas a média de atributos funcionais em diferentes condições ambientais é uma versão simplificada do que acontece na natureza. As espécies apresentam variação intraespecífica nos atributos funcionais, que podem conferir a plasticidade necessária para ocorrer em diferentes habitats sob diferentes filtros ambientais. Por



outro lado, a baixa variabilidade dos atributos sob determinada condição ambiental permite identificar filtros ambientais que selecionam espécies de acordo com seus atributos funcionais, e não apenas sua identidade.

Bibliografia

- Adler, P. B., Fajardo, A., Kleinhesselink, R. A., Kraft N.J.B. (2013). "Trait-based tests of coexistence mechanisms". *Ecology Letters*, 1294-1306.
- Givnish, T. J. (1988) "Adaptation to sun and shade: a whole plant perspective". *Plant Physiol*, 15: 63-92.
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., Westoby, M. (2006). "Rebuilding community ecology from functional traits". *Trends Ecol. Evol.*, 21: 178-185.
- Messier, J., McGill, B. J., Lechowicz, M. J. (2010). "How do traits vary across ecological scales? A case for trait-based ecology". *Ecol. Lett.*, 13: 838-848.
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., Cornelissen, J. H. C. (2013). "New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide". *Australian Journal of Botany*, 61(3): 167-234.
- Schöb, C., Armas, C., Guler, M., Prieto, I., Pugnaire, F. I. (2013). "Variability in functional traits mediates plant interactions along stress gradients". *Journal of Ecology*, 101(3): 753-762.
- Tilman, D. (2001). "Functional diversity". *Encyclopedia of biodiversity*, 3(1): 109-120.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E. (1997). "The influence of functional diversity and composition on ecosystems processes". *Science*, 277: 1300-1302.
- Violle, C., Enquist, B. J., McGill, B. J., Jiang, L., Albert, C. H., Hulshof, C., Jung, V., Messier, J. (2012). "The return of the variance: intraspecific variability in community ecology". *Trends Ecol. Evol.*, 27: 244-252.
- Westoby, M., Falster, D. S., Moles, A. T., Vesk, P. A., Wright, I. J. (2002). "Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species". *Annual review of ecology and systematics*, 125-159.

Wilson, D., Cooper, J. P. (1969). "Effect of light intensity during growth on leaf anatomy and subsequent light-saturated photosynthesis among contrasting lolium genotypes". *New Phytologist*, 68(4): 1125-1135.



Respostas morfológicas e fisiológicas de *Baccharis uncinella* (Asteraceae) em condições de campo e borda de Floresta Ombrófila Mista

Aguirre, J. C.; Agrelo, M.; Orofino, G. G.; Cure, M.; Lopes, M.; Dechoum, M. S.; Arelano, L.

Introdução

A região altomontana do Planalto Sul catarinense caracteriza-se por apresentar diversas nascentes dos rios que formam a bacia hidrográfica do rio Uruguai, tais como o Canoas, o Pelotas, o Lava-Tudo e o Pelotinhas. Além disso, localiza-se em uma área de recarga e afloramento do Aquífero Guarani (Gomes et al. 2006). Esta relevância hidrográfica faz com que esta região seja considerada uma área estratégica para a conservação de ambientes naturais (Sgrott 2003) e recuperação das áreas impactadas pelo homem (Higuchi et al. 2012). Nesta região a vegetação natural é representada por grandes extensões de Campos de Altitude entremeados com Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Mista (Mata de Araucária) (IBGE 2012), gerando abundantes áreas de transição entre floresta-campo, as quais constituem cenários muito interessantes para a compreensão da dinâmica desse mosaico de formações vegetais (Dos Santos et al. 2007).

Neste sentido, um processo interessante a observar é a plasticidade fenotípica, capacidade de um indivíduo de se adaptar às variações ambientais (Ricklefs 2008). Assim, indivíduos de uma mesma espécie podem apresentar diferenças estruturais, morfológicas, fisiológicas e/ou comportamentais de acordo com pressões ambientais como a limitação por água e luz. A avaliação do hábito de crescimento, assim como o tamanho das folhas de plantas submetidas a diferentes condições de luminosidade pode auxiliar na determinação da amplitude de adaptação de uma espécie (Castro et al. 2007; Scalón & Alvarenga 2002).



Espécies vegetais que estão melhor adaptadas a ambientes sem sombreamento, quando crescem em áreas com pouca radiação, tendem a produzir folhas mais delgadas e com uma área foliar maior, aumentando assim a interceptação total de luz (Bidwell 1993; Niinemets & Fleck 2002; Chiamolera et al. 2010). Por outro lado, essas mesmas plantas em condições de luminosidade abundante apresentam redução da área foliar, ou seja, menor superfície exposta ao sol, a fim de reduzir a suscetibilidade ao excesso de transpiração. Esta estratégia é complementada pelo desenvolvimento de folhas com uma capa de células em paliçada mais grossa e complexa, que melhora a capacidade de captar a luz sem prejudicar o processo fotossintético. Adicionalmente, estas plantas apresentam um comportamento para se eludir da sombra, que é expresso pelo alongamento do caule, e que resulta em maiores alturas do que em áreas sem sombreamento (Bidwell 1993; Taiz & Zeiger 2009).

Baccharis uncinella é uma espécie com distribuição quase que exclusiva no planalto de Santa Catarina, onde pode ocorrer nos campos sujos, bordas de capões, florestas secundárias e em Floresta Ombrófila Mista mais aberta (Barroso & Bueno 2002). É um arbusto que pode atingir até 4 m de altura ou mais, apresentando folhas sésseis, de obovais a elípticas ou oblongas, com 6 a 15 mm de comprimento e 4 a 6 mm de largura (Fabiane et al. 2008; Barroso & Bueno 2002). A espécie é considerada pioneira pois predomina em áreas conhecidas como “vassourais” (densos agrupamentos de arbustos e arvoretas), e nos campos próximos às florestas tende a suprimir a vegetação campestre e possibilitar a expansão da vegetação arbórea (Oliveira & Pillar 2004).

Muitos estudos têm sido feitos sobre *Baccharis*, pois as espécies deste gênero apresentam óleos essenciais medicinais (Ferronato et al. 2007; Santana 2013; Bobek et al. 2015) e porque o gênero é um componente abundante em estudos fitossociológicos e de sucessão florestal (Siminski et al. 2011; Klauberg et al. 2010; Negrini et al. 2014). Entretanto, estudos relativos à plasticidade morfológica das espécies deste gênero em ambientes contrastantes são escassos (Silva et al. 2006).

Desta forma, o objetivo geral do trabalho foi avaliar e comparar características morfológicas e fisiológicas de *B. uncinella* em dois ambientes contrastantes adjacentes: borda de floresta e campo. Nossas previsões são que: 1) a área foliar e a razão altura/largura serão maiores em indivíduos presentes na área de borda de floresta do que na área de campo e, 2) o crescimento será maior nos indivíduos presentes na área de campo do que em borda de floresta.

Material e Métodos

Área de estudo

O Parque Nacional São Joaquim possui uma área de 49.300 ha, e está localizado entre os municípios de Urubici, Bom Jardim da Serra, Orleans e Grão-Pará, na região centro-norte dos Aparados da Serra Geral de Santa Catarina (Souza 2004). O clima é mesotérmico médio e se caracteriza por ter um inverno acentuado (com temperaturas próximas a 0°C) e um verão com temperaturas amenas, onde a média do mês mais quente (janeiro) oscila em torno aos 20°C. Nesta região não existem períodos de seca, pois as chuvas são bem distribuídas durante todo o ano (Nimer 1979).

Para a avaliação das respostas morfológicas e fisiológicas de *B. uncinella* em diferentes condições ambientais foram selecionadas duas áreas adjacentes com coberturas vegetais distintas: uma área de borda de remanescente de Floresta Ombrófila Mista e a outra de Campo de Altitude (Figura 12. 1).

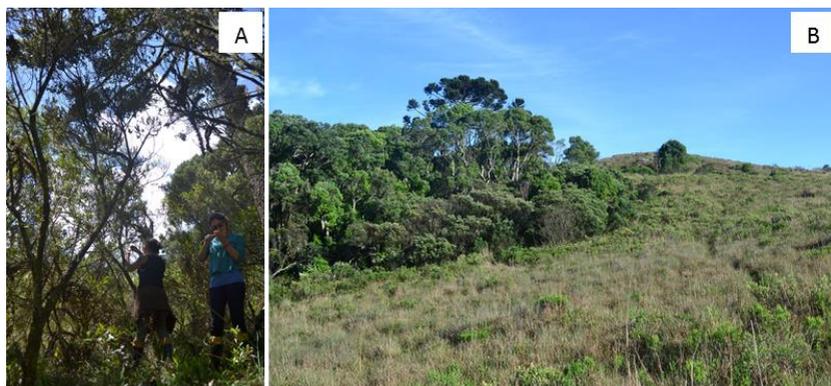


Figura 12. 1. Áreas de borda de Floresta Ombrófila Mista (A) e Campo de Altitude (B) onde os indivíduos de *Baccharis uncinella* foram avaliados no Parque Nacional de São Joaquim, SC.

Para a caracterização dos locais em cada área escolhida (borda e campo), foram mensuradas as variáveis abióticas umidade e temperatura do solo com o auxílio de

um sensor Modelo 5TM. O sensor foi acoplado a um armazenador de dados (*Datalogger* Modelo EM50, fabricado pela *Decagon Devices*). A coleta de dados foi feita a cada 20 minutos, entre às 16h do dia 11/11/2015 até às 15h do dia 12/11/2015 (Figura 12. 2).

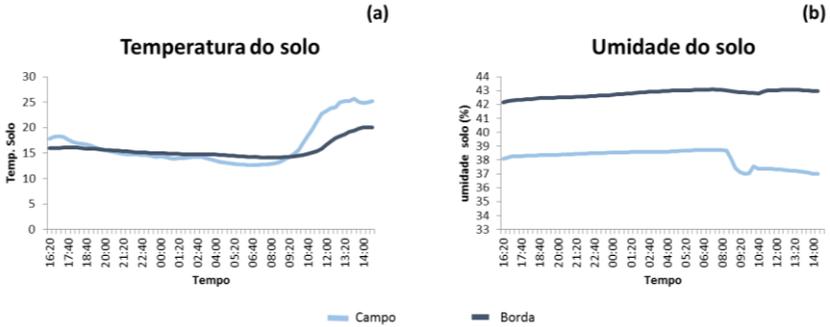


Figura 12. 2. Condições de temperatura (a) e umidade (b) de solo nos ambientes avaliados: campo de altitude e borda de Floresta Ombrófila Mista no Parque Nacional de São Joaquim, SC.

Em cada área (campo e borda), foram selecionados de maneira aleatória dezoito indivíduos de *B. uncinella* que tivessem altura maior ou igual a um metro, totalizando 36 unidades amostrais. Foram selecionadas dez folhas de cada indivíduo, localizadas em diferentes ramos, para medição de comprimento e largura com o auxílio de um paquímetro. Também com o auxílio do paquímetro, outros dez ramos foram selecionados para medição do comprimento apical referente à última estação de crescimento, que apresentava coloração mais clara em relação ao restante do ramo, em virtude de maior pilosidade (Figura 12. 3). Além disso, foi medida a altura e a maior largura de cada indivíduo com o uso de uma trena.

Os dados de comprimento e largura das folhas foram utilizados para calcular a área foliar, usando a fórmula para a elipse:

$$\text{Área} = \text{Comprimento} \times \text{Largura} / 4 \times \pi$$

Para as análises estatísticas, foram utilizadas as médias das variáveis área foliar e crescimento apical individuais, assim como a variável razão altura/largura da planta.



Figura 12. 3. Características de *Baccharis uncinella* mensuradas com auxílio de paquímetro: (A) comprimento apical referente à última estação de crescimento (área mais clara do ramo); (B) tamanho das folhas.

Análise de dados

Foi testada a normalidade da distribuição e a homocedasticidade dos dados referentes a área foliar, crescimento apical e razão altura/largura, utilizando-se os testes de Shapiro para a primeira variável e de Bartlett para a segunda e terceira variáveis. Posteriormente, o crescimento apical das duas áreas foi comparado através de um teste *t*, uma vez que estes dados atenderam às premissas de normalidade e homocedasticidade. Modelos Lineares Generalizados (GLM) foram ajustados para as variáveis área foliar e razão altura/largura, utilizando-se a distribuição *Gamma*, (devido à sobredispersão dos dados e quebra de premissa de normalidade) com o intuito de comparar as duas áreas (campo e borda). Os dados foram analisados com o software R Core Team (2015).

Resultados

Para a variável área foliar foi encontrada uma média de $21,44 \pm 10,44 \text{ mm}^2$ para o ambiente de borda e de $16,79 \pm 6,66 \text{ mm}^2$ para o campo (Figura 12. 4a). No caso do

crescimento apical, os valores médios para borda foram de $30,15 \pm 8,84$ mm e de $31,38 \pm 10,11$ mm para campo (Figura 12. 4b). Em relação à média da razão altura/largura, esta foi maior para as plantas da borda ($1,61 \pm 0,57$ m) do que para as plantas do campo ($1,02 \pm 0,22$ m) (Figura 12. 4c).

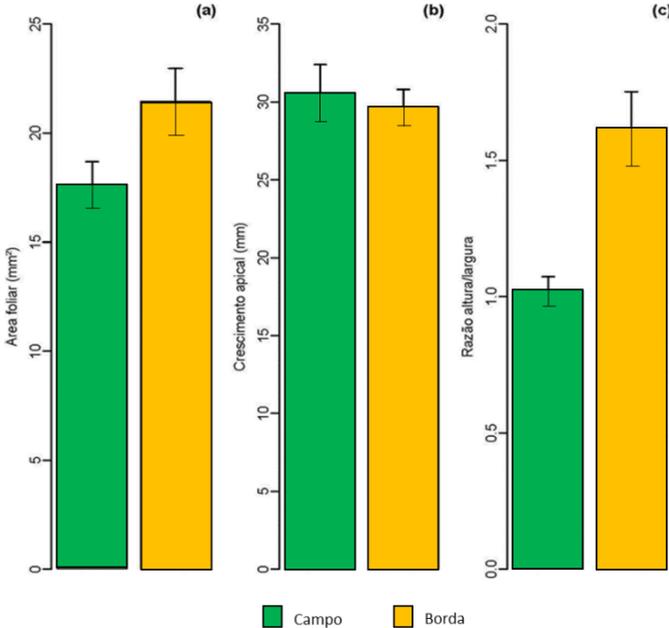


Figura 12. 4. Valores médios (\pm erro padrão) de (a) área foliar (mm^2), (b) crescimento apical referente à última estação de crescimento (mm) e (c) razão entre altura e largura de indivíduos de *B. uncinella* em áreas de campo e de borda de remanescente de Floresta Ombrófila Mista no Parque Nacional de São Joaquim, Urubici (SC).

Houve diferença significativa entre as áreas de campo e borda para a área foliar ($t = -2,078$, $p < 0,05$) e a razão altura/largura ($t = -4,477$, $p < 0,01$). O crescimento apical não apresentou diferenças significativas entre as duas áreas ($t = 0,42$, $p > 0,05$).

Discussão

Nossos resultados demonstram que a primeira previsão foi corroborada, a área foliar e a razão altura/largura foi maior nos indivíduos de *B. uncinella* da área de borda de floresta do que na área de campo. Já a segunda previsão de que o crescimento apical seria maior nos indivíduos presentes na área de campo do que na borda não foi confirmada, uma vez que não houve diferença significativa entre os dois ambientes.

A maior área foliar no ambiente de borda de floresta pode ser explicada pelo fato de que plantas submetidas a condições de pouca luz tendem a desenvolver folhas com maior superfície, com o objetivo de aumentar a eficiência de captação de luz fotosinteticamente ativa (Bidwell 1993; Klich 2000; Niinemets & Fleck 2002; Taiz & Zeiger 2009; Chiamolera et al. 2010). Experimentos realizados em condições distintas de intensidade luminosa demonstram que indivíduos que se desenvolvem em ambientes mais expostos à radiação apresentam folhas com tamanho menor do que aqueles que estão em locais mais sombreados (Mendonça et al. 2009; Pereira 2009). A redução de área foliar é explicada pela necessidade de evitar a perda de água por evapotranspiração em ambientes abertos (Taiz & Zeiger 2009).

Os valores superiores da relação altura/largura dos indivíduos presentes na borda de floresta também podem ser explicados pelo fator luminosidade, pois espécies não adaptadas a ambientes sombreados tendem a alongar o caule em procura de luz (Bidwell 1993; Pereira 2009; Taiz & Zeiger 2009). Esta situação pode ser claramente observada em campo, pois indivíduos que crescem neste ambiente apresentaram arquitetura arredondada, com valores de altura e largura muito similares. Já as plantas presentes na borda de floresta se caracterizaram por ramos longos que atingiram alturas superiores a 4 m.

Com relação ao crescimento apical das plantas não apresentar diferenças significativas entre os dois ambientes, esta variável possivelmente não é afetada pelas oscilações de sombreamento e de umidade e temperatura do solo. Porém, durante a etapa de coleta dos dados, todos os ramos amostrados nas plantas na área de campo apresentavam crescimento e foram mensurados, enquanto que na área de borda os ramos que não apresentavam crescimento foram descartados. Esta situação sugere que o fator ambiente não afeta a taxa de crescimento (evidenciado pelo crescimento apical), mas possivelmente poderia afetar o número de ramos com crescimento.



Por fim, como os dois ambientes apresentam condições distintas de temperatura e umidade do solo, considera-se que as respostas apresentadas por *B. uncinella* indicam sua capacidade de plasticidade morfológica. Segundo Dos Santos et al. (2007), a expansão das florestas sobre as formações campestres dar-se-ia principalmente pela expansão das bordas junto às áreas florestais, ou aos saltos através da colonização de indivíduos isolados na matriz campestre. Em ambos os casos, *B. uncinella* pode ser considerada uma espécie importante para o processo de expansão de florestas sobre os campos.

Conclusão

Os indivíduos de *B. uncinella* apresentaram plasticidade morfológica para as variáveis: área foliar e razão altura/largura em diferentes condições de luminosidade, umidade e temperatura do solo. O crescimento apical dos indivíduos não apresentou diferenças entre os ambientes avaliados. Recomenda-se para futuras pesquisas avaliar a razão: número de ramos em crescimento/número de ramos totais e quantificar o estado de senescência das plantas nos dois ambientes.

Agradecimentos

Agradecemos à direção do Parque Nacional São Joaquim e a seus funcionários pelo acolhimento e suporte para desenvolver esta pesquisa. Agradecemos à Professora Dra. Natália Hanazaki pelo apoio no trabalho de campo e as suas contribuições nas análises dos dados e discussão dos resultados.

Bibliografia

- Barroso, G. M., Bueno, O. (2002). Compostas: subtribo Baccharidinae. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, Flora Ilustrada Catarinense.
- Bidwell, R. G. S. (1993). Fisiologia Vegetal, 1ª ed. AGT Editor. México D. F.

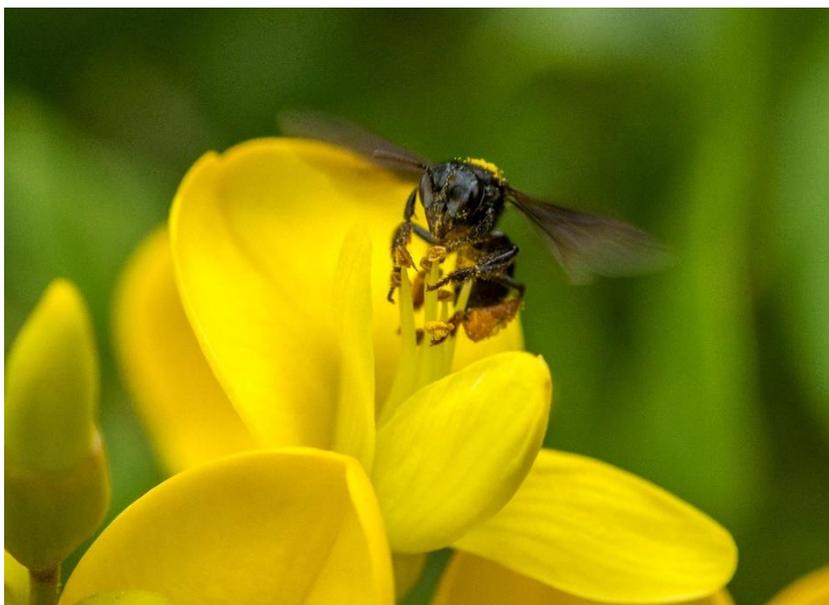
- Bobek, V. B. (2015). "Análise farmacobotânica comparativa de espécies de *Baccharis* L. (Asteraceae) da Região de Campos Gerais". Dissertação. Mestrado em Ciências Farmacêuticas. Universidade Federal do Paraná.
- Castro, E. M., Pinto, J. E. B. P., Soares, A. M., Melo, H. C., Bertalucci S. K. V., Vieira, C. V., Júnior, E. C. L. (2007). "Adaptações anatômicas de folhas de *Mikania glomerata* Sprengel (Asteraceae), em três regiões distintas da planta, em diferentes níveis de sombreamento". *Rev. Bras. Pl. Med., Botucatu*, 9: 8-16.
- Chiamolera, L. B., Angelo, A. C., Boeger, M. R. (2010). "Resposta morfoanatômica da folha de *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl (Podocarpaceae) implantado em duas áreas com diferentes graus de sucessão às margens do Reservatório Iraí – PR". *Biotemas*, 23:1-11.
- Dos Santos, M. M. G., Vieira, M. D. S., Müller, S. C., Pillar, V. D. (2007). "Estabelecimento de plântulas de espécies arbóreas em áreas de expansão florestal em mosaicos de floresta-campo no sul do Brasil". *Community Ecology*, 5(2): 197-202.
- Fabiane, K. C., Ferronato, R., Santos, A. C. D., Onofre, S. B. (2008). "Physicochemical characteristics of the essential oils of *Baccharis dracunculifolia* and *Baccharis uncinella* DC (Asteraceae)". *Revista Brasileira de Farmacognosia*, 18(2): 197-203.
- Ferronato, R., Marchesan, E.D., Pezenti, E., Bednarski, F., Onofre, S. B. (2007). "Atividade antimicrobiana de óleos essenciais produzidos por *Baccharis dracunculifolia* D.C. e *Baccharis uncinella* D.C. (Asteraceae)". *Revista Brasileira de Farmacognosia*, 17: 224-230.
- Gomes, M. A. F., Filizola, H. F., & Spadotto, C. (2006). "Classificação das áreas de recarga do sistema Aquífero Guarani no Brasil em domínios pedomorfoagroclicmáticos—subsídio aos estudos de avaliação de risco de contaminação das águas subterrâneas". *Revista do Departamento de Geografia*, 18: 67-74.
- Higuchi, P., da Silva, A. C., de Almeida, J. A., da Costa Bortoluzzi, R. L., Mantovani, A., de Souza Ferreira, T., de Souza, S.T., Gomes, J.P., da Silva, K.M., (2013). "Florística e estrutura do componente arbóreo e análise ambiental de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana no município de Paineira, SC." *Ciência Florestal*, 23(1); 153-164.

- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2012). "Manual técnico da vegetação brasileira". Série Manuais Técnicos em Geociências, 2ª ed. Rio de Janeiro.
- Klauber, C., Paludo, G. F., Bortoluzzi, R. L. C., Mantovani, A. (2010). "Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense". *Biotemas*, 23: 35-47.
- Klich, M. G. (2000). "Leaf variations in *Elaeagnus angustifolia* related to environmental heterogeneity". *Environmental and Experimental Botany*, 44: 171-183.
- Mendonça, A. H., Rodrigues, R. C., Cardoso-Silva, S., Lopes, P. C., Boff, S. (2009). "Plasticidade fenotípica de área foliar em um arbusto na borda e no interior de uma mata de restinga". Em: *Prática de pesquisa em Ecologia da Mata Atlântica*. PPG Ecologia, USP.
- Negrini, M., Higuchi, P., Silva, A. C., Spiazzi, F. R., Junior, F. B., Vefago, M. B. (2014). "Heterogeneidade florístico-estrutural do componente arbóreo em um sistema de fragmentos florestais no Planalto Sul catarinense". *Revista Árvore*, 38: 779-786.
- Niinemets, U., Fleck, S. (2002). "Petiole mechanics, leaf inclination, morphology, and investment in support in relation to light availability in the canopy of *Liriodendron tulipifera*". *Oecologia*, 132: 21-33.
- Nimer, Edmon. (1979). *Climatologia do Brasil. Recursos naturais e meio ambiente*. IBGE, Rio de Janeiro.
- Oliveira, J. M., Pillar V. D. (2004). "Dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil". *Community ecology*, 5(2): 197-202.
- Pereira, G. C. (2009). "Crescimento e características morfoanatômicas de *Merremia tomentosa* Hallier em condições de radiação". Dissertação. Mestrado em Ecologia Aplicada - Universidade Federal de Lavras.
- R Core Team (2015). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org>
- Ricklefs, R. E. (2008). *A economia da natureza*, 6ª ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.

- Santana, H. C. D. (2013). "Caracterização química do óleo essencial de *Baccharis reticularia* DC. (Asteraceae) em função de diferentes procedências e da sazonalidade no Distrito Federal". Dissertação. Mestrado em Agronomia - Universidade de Brasília.
- Scalon, S. P. Q., Alvarenga, A. A. (2002). "Crescimento inicial de mudas de espécies florestais nativas sob diferentes níveis de sombreamento". Revista árvore, 26: 1-5.
- Sgrott, E. (2003). "Fitossociologia da zona ripária no Estado de Santa Catarina". Anais do I Seminário de Hidrologia Florestal (M. Kobiyama, coord.). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental-Universidade Federal de Santa Catarina.
- Silva, F. G., Pinto, J. E. B. P., Cardoso, M. G., Nascimento, E. A., Nelson, D. L., Sales, J. F., Mol, J. S. (2006). "Influence of radiation level on plant growth, yield and quality of essential oil in carqueja". Ciência Agrotécnica, 30: 52-57.
- Siminski, A., Fantini, A. C., Guries, R. P., Ruschel, A. R., Reis, M. S. D. (2011). "Secondary Forest Succession in the Mata Atlantica, Brazil: Floristic and Phytosociological Trends". Ecology, 1-19.
- Souza, B. (2004). "Aspectos fitogeográficos do Parque Nacional de São Joaquim". Trabalho de Conclusão de Curso. Geografia, Universidade do Estado de Santa Catarina.
- Taiz, L., Zeiger, E. (2009). Fisiologia vegetal, 4ª Ed. Artmed, Porto Alegre.



Projetos livres



Trigona sp. em flor de *Sophora tomentosa*, por Rafael Sühls

O vizinho é mais “galhudo”? Distribuição de galhadores de *Baccharis dracunculifolia* DC. em dois ambientes de restinga no sul do Brasil

Teixeira, T. R.; Fogaça, I. B.; Giehl, E. L. H.

Introdução

Galhas são respostas morfogênicas de plantas a induções mecânicas ou químicas por organismos galhadores como insetos, vírus, bactérias ou fungos (Mani 1964). Plantas com galhas apresentam deformações causadas por modificações no crescimento e desenvolvimento do tecido vegetal, causado por hiperplasia (crescimento anormal no número de células) e/ou hipertrofia (crescimento no volume das células vegetais). Essa associação não traz benefícios para o vegetal, porém o galhador obtém abrigo e nutrição, (Monteiro et al. 2004). Por esses motivos, as galhas são consideradas um “tumor” ou “câncer vegetal” (Arduin & Kraus 2001; Fernandes & Nogueiros 2006).

Em galhadores, a escolha do sítio de oviposição pela fêmea influencia a sobrevivência da prole, já que os estágios imaturos têm seus movimentos restritos aos limites da galha (Fernandes 1990; Price et al. 1990). As galhas se distribuem preferencialmente na base foliar (Loiola et al. 2010), estando geralmente posicionadas sobre as nervuras central e secundárias (Cassano et al. 2009). Esse padrão ocorre porque a distribuição do recurso não é homogênea, sendo a base da nervura central a região por onde passa maior fluxo de seiva na folha. Dessa forma, as galhas mantêm um contato mais próximo com a energia produzida nas folhas e canalizada pelas nervuras, assim como com os nutrientes e açúcares que chegam primeiramente na nervura central da base foliar (Cassano et al. 2009). Os galhadores devem disputar a oportunidade de ovipositar na base da folha onde a abundância de recursos maximiza a sobrevivência da prole (Whitham 1979). Desta forma, é esperada uma distribuição espacial desigual de galhas ao longo das lâminas foliares, com maior abundância próximo à base foliar.



Segundo Fernandes & Price (1992) os insetos formadores de galhas têm baixas probabilidades de sobrevivência em habitats menos estressantes, em comparação com habitats estressantes. Isso porque ambientes não estressantes apresentam maior riqueza de espécies e possuem teias alimentares mais complexas, com mais parasitas e predadores, enquanto ambientes estressantes são caracterizados como relativamente menos complexos e com menos inimigos naturais (Begon et al. 2004).

De acordo com Monteiro et al. (2004) o estresse hídrico sugere uma menor mortalidade de insetos galhadores nos ambientes xéricos graças à proteção contra a dessecação, fornecida pela galha às larvas dos insetos, e contra os patógenos, menos abundantes em ambientes xéricos. Haveria, portanto, um gradiente de diversidade de galhas crescente, do ambiente méxico para o ambiente xérico (Fernandes & Price 1988). Essa distribuição diferencial é devida à íntima adaptação dos insetos galhadores a condições fisiológicas e fenológicas das suas plantas hospedeiras e a seus habitats (Fernandes 1992, Fernandes & Price 1992).

A restinga, conjunto de ecossistemas que compreende comunidades florística e fisionomicamente distintas, forma um complexo vegetacional pioneiro dependente mais da natureza do solo pouco desenvolvido que do clima (Falkenberg 1999) é uma área normalmente com estresse hídrico. Neste ambiente, o gênero *Baccharis* (Asteraceae) se caracteriza pelo seu alto potencial colonizador e de dispersão (Araujo et al. 1995), sendo a espécie *Baccharis dracunculifolia* DC. a que apresenta associação com maior número de espécies de insetos galhadores do seu gênero (Fernandes et al. 1996).

Portanto, esse trabalho objetivou avaliar a distribuição de galhas em *Baccharis dracunculifolia*. Foi avaliada a distribuição das galhas em relação a região foliar, em diferentes alturas do arbusto e ambientes com características distintas. Os ambientes selecionados foram: restinga arbustiva em regeneração, potencialmente com maior estresse hídrico devido à ausência de dossel estruturado; e restinga arbórea em regeneração, com dossel estruturado. Foram testadas as seguintes hipóteses: (i) Há um padrão de oviposição de insetos galhadores na superfície foliar seguindo um gradiente proximal-distal decrescente, de acordo com a disponibilidade de nutrientes; (ii) Existe mais oviposição de insetos galhadores na região apical do arbusto, pelo fato de haver maior aporte de nutrientes da planta para crescimento nessa região; (iii) Há



um número maior de ovoposições de insetos galhadores no ambiente de restinga arbustiva, seguindo a hipótese do estresse hídrico.

Materiais e Métodos

Áreas de Estudo

O estudo foi realizado no Parque Municipal da Lagoa do Peri, em distintos ambientes de restinga (Figura 13. 1), uma vez que a espécie *B. dracunculifolia* ocorre em ambos. O primeiro ambiente se caracteriza como uma vegetação arbustiva em estado de regeneração, onde houve corte de *Pinus sp.* há cerca de cinco anos. Esta área tem maior exposição à luz solar, provável menor umidade e nutrientes. O outro ambiente é de vegetação de restinga arbórea, também em regeneração, próximo a Lagoa do Peri, com trilhas por entre a vegetação. Foram amostrados indivíduos próximos a estas trilhas, onde havia maior umidade, por ser de mata mais fechada e menor exposição solar.



Figura 13. 1. Mapa da localização das áreas de coleta (Restinga arbustiva e arbórea) dos indivíduos de *Baccharis dracunculifolia* no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis (SC).

Coleta de Dados

Foram selecionados dez indivíduos de *B. dracunculifolia* por área através de busca ativa (Figura 13. 2). Nas duas áreas, usou-se uma trilha como referência para adentrar na restinga em busca de indivíduos com galhas, com distância mínima de cinco metros entre eles. Os indivíduos foram escolhidos por apresentar uma altura mínima de 1 m e máxima de 2,5 m, além de galhas nas folhas. Foram obtidas medidas de altura para cada indivíduo.

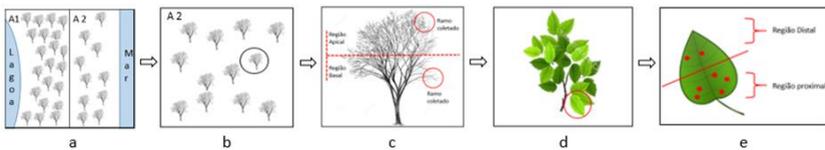


Figura 13. 2. Esquema de coleta de *B. dracunculifolia*. a) Duas áreas de restinga (arbustiva e arbórea) onde as coletas foram realizadas; b) Dez indivíduos foram escolhidos por busca ativa em cada área; c) Um ramo que contivesse galhas foi coletado na região apical e outro na região basal; d) O total de folhas com galha e sem galha foi contabilizado em cada ramo e dez folhas com galha foram coletadas de forma aleatória para a contagem do número de galhas; e) Exemplo esquemático da contagem de galhas nas regiões proximal e distal das folhas de *B. dracunculifolia*.

Cada indivíduo foi dividido em duas regiões, uma região apical (R.A.) e outra basal (R.B.). Para cada região coletou-se um ramo, no extremo apical e basal em relação à altura, com presença de no mínimo dez folhas com galhas. Em laboratório, foi contabilizado o número total de folhas com galhas e sem galhas por ramo (Figura 13. 3). Foram selecionadas dez folhas com galhas destes ramos de forma aleatória para medidas de largura e comprimento foliar, com finalidade de obter a área foliar. Estas folhas foram ainda divididas em porção proximal e distal, ou seja, próxima e distante do pecíolo. Em cada uma destas porções foram contabilizados o número de galhas.

Análise de Dados

Para cada folha foi realizada a estimativa da área foliar, considerando a fórmula da área da elipse: $A = C \times L/4 \times \pi$, onde A é a área em cm^2 , C o comprimento e L a largura em cm. A densidade de galhas ($\text{galhas}/\text{cm}^2$) foi calculada pelo número total de galhas por área foliar. Foi realizado um teste *t* pareado para verificar diferenças no número

de folhas por porção foliar (distal e proximal) e para verificar a densidade de galhas e porcentagem de folhas infectadas por região do arbusto (R.A. e R.B.).

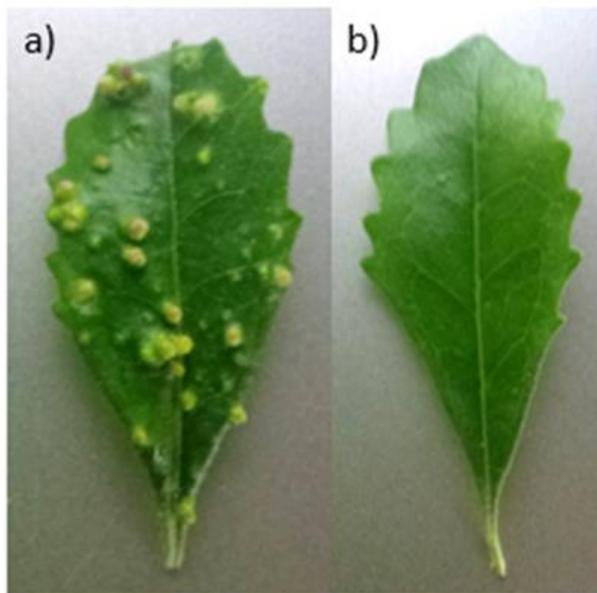


Figura 13. 3. Folhas de *B. dracunculifolia* com galhas (a) e sem galhas (b).

Para comparação da densidade de folhas de *B. dracunculifolia* e porcentagem de folhas infectadas por galhas nas duas áreas (Restinga arbustiva e arbórea) foram realizados testes *t*. Foi feito um GLM aninhado para testar o número de galhas por área (Restinga arbustiva e arbórea), região do arbusto (R.A. e R.B.) e porção foliar (distal e proximal), uma vez que em cada região foram analisadas duas áreas, com dez indivíduos, sendo estes separados por região apical e basal e coletadas dez folhas por região, na qual houve divisão em região proximal e distal (2 áreas/10 indivíduos/ramo apical e basal/10 folhas/região proximal e distal). Os testes foram realizados no programa R (R Core Team 2014).

Resultados

Foram analisadas 400 folhas dos 20 indivíduos selecionados. Dentre estas, foram contabilizadas 3691 galhas, onde 2283 se encontravam na restinga arbórea e 1408 na restinga arbustiva. A média da área foliar foi de 37,70 cm² e a densidade média de galhas foi de 0,36 galhas/cm² e de 0,29 galhas/cm², na restinga arbórea e arbustiva, respectivamente (Tabela 13. 1). Os indivíduos amostrados tinham em média 1,74 m de altura na restinga arbórea e 1,58 m na restinga arbustiva. Entre restinga arbórea e arbustiva, respectivamente, os ramos coletados apresentaram 73,78% e 62,71% de folhas com galha.

Tabela 13. 1. Número de galhas na porção foliar, média e desvio padrão da área foliar (cm²) e da densidade de galhas (galhas/cm²) por área (Restinga arbustiva e arbórea) e por região do arbusto (Apical e Basal).

Área/Região	Porção		Área foliar	Densidade
	proximal	distal		
Arbórea	1102	1181	36,70 ±15,72	0,36 ±0,34
Apical	562	610	36,98 ±15,34	0,38 ±0,41
Basal	540	571	36,42 ±16,17	0,34 ±0,26
Arbustiva	654	754	30,15 ±14,12	0,29 ±0,28
Apical	278	303	28,63 ±12,06	0,24 ±0,24
Basal	376	451	31,66 ±15,83	0,33 ±0,32
Total Geral	1756	1935	33,42	0,32

O número de galhas na porção proximal da folha não foi maior do que na porção distal ($t = -2.727$, $gl = 399$, $P = 0.997$). De acordo com esse resultado, pode-se perceber que um maior número de galhas ocorreu na porção distal da folha ($P = 0.003$).

Em relação a região do arbusto, não foi possível observar uma diferença significativa na região apical da basal em função da densidade de galhas ($t = -0.551$, $gl = 19$, $P = 0.706$) e da porcentagem de ramos com galhas ($t = -0.372$, $gl = 19$, $P = 0.643$). Nas Figura 13. 4 e Figura 13. 5, pode-se visualizar que tanto a densidade quanto a presença de folhas com galhas nas regiões basal e apical do arbusto foram variáveis, pois não há padrão de menores valores para a região basal e maiores para a região apical como o esperado. O mesmo foi observado em relação ao tipo de vegetação, onde não há

diferença para a densidade ($t = 1.105$, $gl = 17.631$, $P = 0.858$) e presença de folhas com galhas ($t = 1.468$, $gl = 15.284$, $P = 0.919$), contrariando a hipótese de que haveria um maior número de galhas na restinga arbustiva.

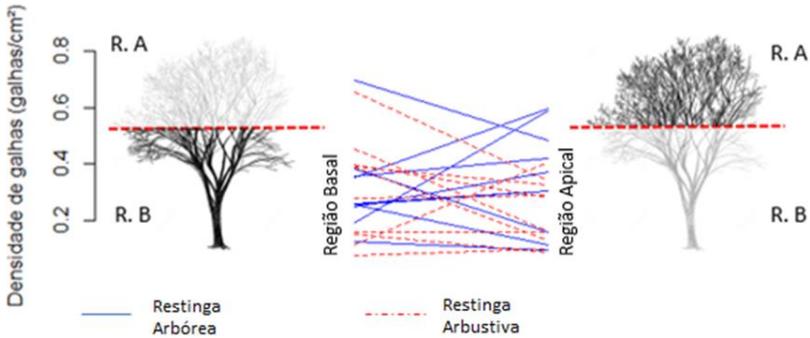


Figura 13. 4. Densidade de galhas (galhas/cm²) por região apical (R.A) e basal (R.B) nas duas áreas (Restinga arbórea e arbustiva).

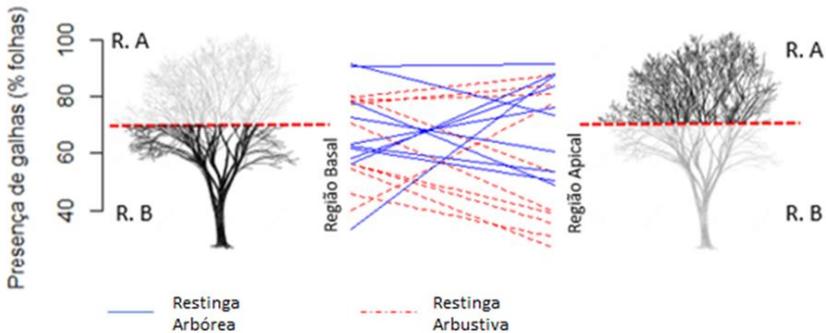


Figura 13. 5. Presença de galhas (% de folhas no ramo) por região apical (R.A) e basal (R.B) nas duas áreas (Restinga arbórea e arbustiva).

Entretanto, quando realizada a análise aninhada foi constatado que há um maior número de galhas na restinga arbórea do que na arbustiva. Se tratando da área de restinga arbustiva, a região que mais possuía galhas foi a base do arbusto e a porção

foliar distal da folha (Tabela 13. 2). Esses dados corroboram com o teste realizado anteriormente, uma vez que não houve significância para a porção proximal e da restinga arbustiva.

Tabela 13. 2. Estatística do modelo linear generalizado (GLM) utilizado para análise do número de galhas por área (Restinga Abo-Arbórea e em Abu-Arbustiva), região do arbusto (Reg. A-Apical e Reg. B-Basal) e porção foliar (Por. P-Proximal e Por.D-Distal).

Variáveis	Coefficiente	Desvio padrão	Z	p
Área R	-0,632	0,126	-5,00	< 0,001
Área Abo/Reg. B	0,043	0,119	0,36	0,72
Área Abu/Reg. B	0,277	0,13	2,14	0,033
Área Abo/Reg. A/Por. D	0,082	0,058	1,40	0,161
Área Abu/Reg. A/Por. D	0,086	0,083	1,04	0,3
Área Abo/Reg. B/Por. D	0,056	0,06	0,93	0,352
Área Abu/Reg. B/Por. D	0,19	0,07	2,60	0,009

Discussão

Nossos resultados mostram que há mais galhas na região distal do que na região proximal da folha. Estudos com outras espécies de plantas mostram padrões de distribuição de galhas relacionados com a densidade de galhas por folha. De acordo com Cassano et al. (2009) e Loiola et al. (2010), o padrão de distribuição espacial das galhas sobre a superfície foliar de *D. ecastophyllum* está intimamente associado à densidade. Isso pode ocorrer porque a base da folha pode representar uma posição de risco, pois apesar de concentrar alimento, a quantidade de recursos que alcança a base foliar pode ser reduzida em grande parte dependendo da densidade de galhas que ocupam as posições mais afastadas da base, interceptando os recursos que seriam enviados à base foliar.

Em baixas densidades, o recurso não seria um fator limitante à sobrevivência das galhas, o que possibilitaria a distribuição aleatória sobre o limbo foliar. Além disso, as galhas, atuam como bombas que drenam os recursos e otimizam a captação do alimento e poderiam se distribuir de forma aleatória sobre a superfície das folhas,

ignorando posições ótimas referentes à disponibilidade de recursos (Schowalter 2006).

Em situações de alta densidade de galhas sobre a superfície foliar, apenas as últimas posições das nervuras secundárias devem representar locais ótimos quanto à disponibilidade de recursos (Miranda 2010). Portanto, talvez não seja possível definir posições ótimas para o ataque dos galhadores assumindo um único sentido de fluxo de recursos na folha.

Podemos também ressaltar que além de definir locais ótimos para a oviposição, os galhadores devem ser capazes de reconhecer a presença de outras galhas nas folhas, selecionando as posições que minimizem a competição com outras galhas e maximizem o fluxo de nutrientes para a sua prole (Miranda 2010). Porém, não existem informações sobre a identidade e o comportamento do inseto galhador e não é possível saber os pressupostos biológicos desse organismo.

Uma possível explicação para não encontrar mais galhas na área de restinga arbustiva do que na restinga arbórea é que as plantas podem ter respostas fisiológicas diferentes em cada ambiente. Na área de vegetação arbórea, as plantas investiriam mais em crescimento, uma vez que o recurso limitado nesta área é a luz e não nutrientes, e a produção de novas folhas exige menos da planta (Coley et al. 1985). Enquanto isso, na restinga arbustiva as plantas investem mais em defesa contra herbívoros porque a perda de tecidos implica em um custo alto nesses ambientes (Souza & Capellari Jr. 2004). Desta forma, os organismos galhadores teriam mais facilidade para se estabelecer em seus hospedeiros na restinga arbórea do que na arbustiva

A presença de um número maior de galhas na região basal na restinga arbustiva não corrobora com nossa hipótese e o trabalho de Tessinari et al. (2009). Não foram encontrados estudos que corroborem com essa hipótese alternativa, o que sugere a realização de estudos mais detalhados, que levem em consideração variáveis abióticas e fenológicas.

Portanto, a compreensão do padrão de distribuição das galhas na superfície foliar de *Baccharis dracunculifolia* passa necessariamente por um estudo sobre a história natural da interação entre a planta e seu agente galhador. Além disso, outros fatores

como fenologia, idade, diferenças morfofisiológicas da planta e compostos secundários devem ser levadas em consideração na análise deste resultado, como foi observado por Araujo et al. 1995.

Considerações finais

A distribuição de galhas em *B. dracunculifolia* não apresentou o padrão esperado nas diferentes áreas, regiões do arbusto e porção foliar. Houve maior número de galhas na restinga arbórea e na porção distal da folha. Não foi possível observar uma diferença significativa na região apical da basal em função da densidade de galhas. Tais resultados sugerem que nossas hipóteses, baseadas em distribuição de nutrientes e estresse hídrico, não são suficientes para explicar o padrão encontrado. Variáveis abióticas e fenológicas, que não foram levadas em consideração nesse estudo, talvez sejam necessárias para explicar os padrões encontrados.

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. Agradecemos também a professora Natalia Hanazaki e a Dr. Michele Dechoum pelo auxílio durante o trabalho.

Bibliografia

- Araújo, A. M., Fernandes, G. W., Bedê, L. C. (1995). "Influência do seco e fenologia de *Baccharis dracunculifolia* D.C. (Asteraceae) sobre insetos herbívoros". *Revta bras. Ent*, 39 (2): 347-353.
- Arduin, M., Kraus, J. E. (2001). "Anatomia de galhas de ambrosia em folhas de *Baccharis concinna* e *Baccharis dracunculifolia* (Asteraceae)". *Revista Brasileira de Botânica*, 24(1): 63-72.
- Begon, M., Townsend, C. R., Harper, J. L. (2004). *Ecologia: de Indivíduos a ecossistemas*, 4ª ed. Artimed.

- Cassano, C. R., Cerezin, M. T., Bovendorp R.S., Aguiar, A.P. (2009). "Seleção de locais de oviposição por insetos galhadores em folhas de marmeleiro *Dalbergia ecastophyllum* (Fabaceae)". Em: *Livro do curso de campo "Ecologia da Mata Atlântica"*, USP, São Paulo.
- Coley, P. D., Bryant, J. P., Chapin III, F. S. (1985). "Resource availability and plant anti-herbivore defense". *Science*, 230: 895-899.
- Falkenberg, D. B. (1999). "Aspectos da Flora e da Vegetação Secundária da Restinga de Santa Catarina, Sul do Brasil". *Insula*, 28: 1-30.
- Fernandes, G. W. & Price, P.W. (1992). "The adaptive significance of insect gall distribution: survivorship of species in xeric and mesic habitats". *Oecologia*, 90: 14-20.
- Fernandes, G. W. (1990). "Hypersensitivity: a neglected plant resistance mechanism against insect herbivores". *Environ. Entomol.*, 19: 1173-1182.
- Fernandes, G. W. (1992). "Adaptive distribution of gall forming insects: patterns and mechanisms". Dissertação de Doutorado. Northern Arizona University, Flagstaff, Arizona.
- Fernandes, G. W., Carneiro, M. A. A., Lara, A. C. F., Allain, L. R., Andrade, G. I., Julião, G. R., Reis, T. R., Silva, I. M. (1996). "Galling insects on neotropical species of *Baccharis* (Asteraceae)". *Tropical Zoology*, 9: 315-332.
- Fernandes, G. W., Negreiros, D. (2006). "A comunidade de insetos galhadores da RPPN Fazenda Bulcão, Aimorés, Minas Gerais, Brasil". *Lundiana*, 7(2): 111-120.
- Fernandes, G. W., Price, P. W. (1988). "Biogeographical gradients in galling species richness". *Oecologia*, 76(2): 161-167.
- Loiola, M. M., Nievas, A. M., Nascimento, D. R.; Oliveira, G., Bogiani, P. A. 2010. "Oviposição preferencial de insetos galhadores em *Dalbergia ecastophyllum* (Fabaceae)". Em: *Livro do curso de campo "Ecologia da Mata Atlântica"*, USP, São Paulo
- Mani, M. S. (1964). *The Ecology of Plant Galls*. Dr. Junk, The Hague, The Netherlands.

- Miranda, M. L. (2010). Modelos mecânicos de fluxo de nutrientes explicam a distribuição de galhas sobre a superfície foliar de *Dalbergia ecastophyllum* (Fabaceae)? *Em: Livro do curso de campo "Ecologia da Mata Atlântica", USP, São Paulo.*
- Monteiro, R. F., Oda, R. A. M., Narahara, K. L., Constantino, A. L. (2004). "Galhas: diversidade, especificidade e distribuição. *Em: Pesquisas de longa duração de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação*, Rima, Rio de Janeiro.
- Price, P. W., Cobb, N., Craig, T. P., Fernandes, G. W., Itami, J. K., Mopper, S., Preszler, R. W. (1990), "Insect herbivore population dynamics on and eruptive species and life table development, 1-38". *Em: Insect-Plant Interaction. Vol. II.* CRC, Boca Raton, Florida.
- Schowalter, T. D. (2006). *Insect ecology: an ecosystem approach*. Academic Press.
- Souza, V. C.; Capellari JR, L. (2004). "A vegetação das dunas e restingas da Estação Ecológica Juréia-Itatins". *Estação Ecológica Juréia-Itatins: Ambiente físico, flora e fauna*. Holos, Ribeirão Preto.
- Tessinari, A. A., Mariante, F. L., Eutrópio, F. J., Sá, H. S. (2009). "Abundância de galhas entomógenas em folhas de *Varronia verbenacea* (DC.) Borhidi (Boraginaceae) da Restinga de Setibão". *Guarapari*, ES3.
- Whitham, T. G. (1979). "Territorial behavior of Pemphigus gall aphid". *Nature*, 279: 324-325.

Frequência, tempo de visita e comportamento de visitantes florais em *Sophora tomentosa* L.

Sühs, R.B.; Gomes, T.; Dechoum, M.S.

Introdução

Visitantes florais podem desempenhar um importante papel como polinizadores na reprodução de angiospermas (Fægri & van der Pijl 1980). A polinização é um serviço ecossistêmico básico e embasa outros serviços, como por exemplo, o aumento da produção agrícola, controle biológico e da erosão do solo, ciclagem de nutrientes e conservação da vida selvagem (Rech et al. 2014a). Adaptações como características morfológicas, funcionais e/ou comportamentais evidenciam uma tendência à interdependência de plantas e animais na polinização (Fægri & van der Pijl 1980; Proctor et al. 1996). Muitas destas relações são bastante especializadas e exclusivas, enquanto outras são menos especializadas e permitem interações mais generalistas (Fægri & van der Pijl 1980; Ollerton et al. 2009). De maneira geral, visitantes buscam recursos como néctar e pólen nas flores (Fægri & Van der Pijl 1980; Proctor et al. 1996), preferencialmente utilizando espécies que produzem mais néctar (Zimmerman 1988). De acordo com sua frequência de visita e qualidade da visita, podem atuar como polinizadores efetivos (Rech et al. 2014b). Visitantes pilhadores, por outro lado, geralmente não apresentam adaptações morfológicas como os polinizadores, e acesam o néctar sem tocar nas anteras e/ou carregar pólen, diminuindo a chance de novas visitas florais para polinização em virtude de uma menor oferta de recurso (Young 1982). Destaca-se ainda que, apesar das visitas florais dependerem especialmente das adaptações desenvolvidas entre animais e plantas, condições ambientais, como a intensidade de ventos e temperatura, também são importantes fatores para o sucesso da visita de insetos (Kearns & Inouye 1993).

Sophora tomentosa L. (Fabaceae), conhecida popularmente como ervilha-da-praia, é um arbusto cujas inflorescências são racemos e as flores são papilionadas, de



cor amarela (Nogueira & Arruda 2006). No Brasil, está distribuída nos domínios fitogeográficos da Amazônia e da Mata Atlântica, nas regiões Norte, Nordeste, Sudeste e Sul, associada à vegetação de restingas e manguezais (Flora do Brasil 2016). Ocorre geralmente em ambientes com grande insolação, pouca disponibilidade de água e nutrientes e muito vento (Bresolin 1979). No estado de Santa Catarina e em outras partes do Brasil, o pico da floração de *S. tormentosa* segue um padrão subanual, ocorrendo de outubro a julho (Nogueira & Arruda 2006). O volume médio de néctar acumulado em suas flores é de $9\mu\text{l}$ em parte da manhã, mantendo-se mais ou menos estável ao longo do dia ($4\text{--}5\mu\text{l}$), e diminuindo para cerca de $2\mu\text{l}$ até o final do dia. O volume de néctar disponível (*standing crop*) também é relativamente maior no início da manhã, mas diminui consideravelmente e se mantém estável até o final do dia (Brito et al. 2010). O néctar acumulado e o volume disponível indicam que em *S. tormentosa* o pico de visitas pela manhã deve corresponder a uma relação direta entre o pico de produção e a disponibilidade de néctar, e que a diminuição do néctar ao longo do dia indica também uma diminuição das visitas (Brito et al. 2010). *Sophora tomentosa* é visitada por espécies de abelhas, mariposas, coleópteros, beija-flores; como polinizadoras, destacam-se as abelhas *Xylocopa brasiliatorum* e *Bombus morio* (Nogueira & Arruda 2006; Brito et al. 2010).

O objetivo deste estudo foi investigar se a condição ambiental, o período do dia e a altura das inflorescências influenciam no tempo e na frequência de visita dos visitantes florais de *S. tomentosa*, levando-se em consideração a identidade de cada indivíduo (*i.e.*, sua respectiva espécie). Para tanto, foram construídas as seguintes hipóteses: (1) a frequência de visita é influenciada pela condição ambiental, pelo período do dia, pela altura das inflorescências e pela identidade dos indivíduos; e (2) o tempo de visita é influenciado pela condição ambiental, pelo período do dia, pela altura das inflorescências e pela identidade dos indivíduos. Observações sobre o comportamento dos visitantes em nível específico também foram realizadas no sentido de identificar potenciais polinizadores de *S. tomentosa*.



Material e métodos

Área de estudo

O presente estudo foi realizado em ambiente de restinga, na praia da Armação, no litoral sudeste da Ilha de Santa Catarina ($27^{\circ}43'38.94''$ S, $48^{\circ}30'25.28''$ W) (Figura 14. 1). A faixa de restinga arbustiva onde ocorre *S. tomentosa* se estende por aproximadamente 1,5 km ao longo da porção norte da praia da Armação, desde o Morro das Pedras (limite norte) até o início da zona residencial do bairro da Armação (limite sul), e apresenta largura média (distância da faixa de areia até a Rodovia SC-406) de 50 m. Existem diversos caminhos e trilhas de acesso desde a Rodovia até a praia.



Figura 14. 1. Área de restinga estudada na praia da Armação, litoral sudeste da Ilha de Santa Catarina. Áreas amostradas em condição protegida (P) e exposta (E).

Métodos de amostragem e coleta de dados

Foram realizadas oito horas de observação ao longo dos períodos da manhã (das 8:25h às 9:35h), do meio do dia (das 11:20h às 12:40h) e da tarde (das 16:40h às 17:45h), durante os dias 16, 17 e 18 de novembro de 2015. Duas áreas de restinga com condições semelhantes de exposição e proteção, com distância aproximada de 100m entre si, foram selecionadas para o estudo. Em cada área, foi selecionado um local exposto (vegetação frontal) e outro protegido, distando aproximadamente 20 metros entre si. Em cada local, foram selecionados duas pseudoréplicas (a-b, c-d), distantes cerca de 10 metros entre si. Nestes locais, em cada pseudoréplica, 10 inflorescências que continham ao menos uma flor em bom estado (*i.e.*, sem sinais de herbivoria ou senescência nas flores) foram selecionadas, por meio de parcelas imaginárias de 2 x 2m como unidade amostral (Figura 14. 2). No total foram amostradas 80 inflorescências, havendo 40 inflorescências por área, 20 inflorescências por local e 10 inflorescências por pseudoréplica.

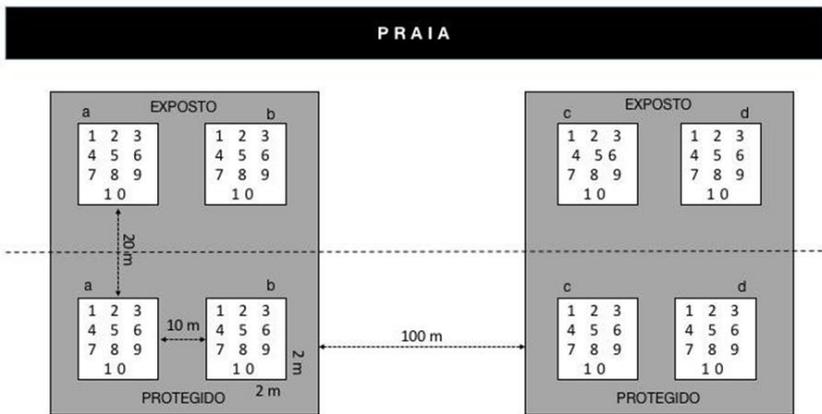


Figura 14. 2. Desenho amostral para estudo dos visitantes florais de *Sophora tomentosa* em área de restinga arbustiva na praia da Armação, litoral sudeste da Ilha de Santa Catarina, SC.

Cada inflorescência selecionada foi identificada com um código, sendo este composto por um número (1-10), pela condição de exposição (P-E) e pelo código da sub-

réplica (a, b, c ou d). A altura e o número de flores em bom estado em cada inflorescência foram medidos. Para a coleta de dados de visitantes florais, os pesquisadores posicionavam-se à cerca de um metro de distância das inflorescências e registravam o número de flores que cada visitante floral visitava (*i.e.*, frequência de visita), o tempo de duração de cada visita, a identidade dos indivíduos (através de registro fotográfico e identificação *a posteriori*) e observações sobre comportamento de visita (recurso buscado e forma de pouso na flor).

Análise de dados

Comparações entre o número médio e a altura das inflorescências nas duas condições (exposta e protegida) e entre as duas áreas foram feitas através de análise de variância (Anova). Modelos lineares generalizados mistos (GLMM) foram utilizados para modelar a frequência e o tempo de visita da comunidade, e também das espécies mais frequentes (pelo menos 40 visitas computadas), em função das seguintes variáveis explanatórias: condição (protegida ou exposta), período do dia (manhã, meio dia ou tarde) e altura da inflorescência. Para estas análises, levou-se em consideração o fato de que as réplicas estavam aninhadas por local avaliado. Este aninhamento foi considerado como efeito aleatório para todos os modelos construídos. Para os modelos de frequência de visita, utilizou-se a distribuição de Poisson (dados de contagem) enquanto que para os modelos de tempo de visita a distribuição Gamma, com função de ligação logarítmica.

A simplificação dos modelos foi realizada por etapas, onde primeiramente foi criado um modelo mais complexo, contendo todas as variáveis explanatórias consideradas biologicamente adequadas. Após isso, as variáveis que não contribuíam significativamente para os resultados foram sendo sucessivamente removidas. A seleção de modelos foi realizada com base no critério de informação de Akaike (*Akaike Information Criterion* – AIC) e a validação se deu por análise gráfica dos resíduos. Testes de comparações múltiplas com base em contrastes de Tukey foram realizados *a posteriori* para verificar quais níveis dos fatores diferiam entre si. As análises foram realizadas na interface R (R Core Team 2015), com auxílio dos pacotes glmmADMB (Fournier et al. 2012; Skaug et al. 2016) e multcomp (Hothorn et al. 2008).

Resultados

O número médio de flores nas inflorescências da área exposta não diferiu entre as condições (Tabela 14. 1). A altura das inflorescências diferiu entre as condições, sendo maior na condição protegida do que na exposta (Tabela 14. 1). Considerando-se as duas áreas, o número médio de flores e a altura média das inflorescências não diferiram entre si, demonstrando que as mesmas apresentavam condições similares (Tabela 14. 1).

Tabela 14. 1. Número de flores (N flores) (média \pm DP) e altura das inflorescências (cm) (média \pm DP) nas duas condições e nas duas áreas, com os respectivos resultados dos testes de ANOVA. Valores de P significativos estão em negrito.

		N° de flores	Altura
Condição	Exposta	6,7 \pm 2,9	88,6 \pm 19,9
	Protegida	7,4 \pm 4,1	114,7 \pm 29,5
	F _{1, 1}	0,79	23,07
	P	0,38	<0,001
Área	1	7,3 \pm 3,6	97,3 \pm 24,2
	2	6,8 \pm 3,5	106,3 \pm 31,7
	F _{1, 1}	0,41	2,18
	P	0,53	0,14

Foram registradas 315 visitas florais durante as oito horas de observação nos três dias de estudo, sendo que 40,6% das visitas ocorreram no período da manhã, 39,7% ocorreram ao meio do dia, e 19,7% ocorreram à tarde. Os visitantes foram himenópteros (oito espécies de abelhas) e lepidópteros (uma espécie de borboleta e uma espécie de mariposa). As espécies mais frequentes foram *Apis mellifera* (52,9% das visitas), *Bombus morio* (25,3%), *Panoquina* sp. (9,8%) e *Xylocopa brasiliatorum* (5,4%), as quais totalizaram 93,4% das visitas (Tabela 14. 2).

Quanto à condição ambiental, 55% das observações de visitas florais foram realizadas nas áreas expostas, enquanto 45% foram em áreas protegidas. O tempo médio de visita para todas as espécies foi de 6,2 segundos (\pm 4,6), sendo de 5,8 segundos (\pm 4,3) em ambientes expostos e de 6,6 segundos (\pm 5,3) em ambientes protegidos.

A frequência de visita da comunidade foi explicada apenas pela identidade da espécie *Pseudocentron* sp., a qual teve uma frequência de visita significativamente menor que *A. mellifera* (Tabela 14. 3). Este fato nos levou a realizar um teste de comparações múltiplas, a fim de verificar se outras espécies diferiam entre si. O teste de comparações múltiplas revelou que a frequência de visita não diferiu entre as espécies.

Tabela 14. 2. Informações específicas sobre visitantes florais mais frequentes em flores de *Sophora tomentosa* em área de restinga arbustiva na praia da Armação, no litoral sudeste da Ilha de Santa Catarina, SC. N = número de registros, F = frequência total de visitas florais, FE = frequência de visitas florais em ambientes expostos, FP = frequência de visitas florais em ambientes protegidos (FP), t = tempo médio de visita em segundos, h = altura média (cm) das inflorescências visitadas por espécie. Valores após o sinal “±” indicam o desvio padrão das médias.

Espécie	N	F%	FE%	FP%	t (s)	h (cm)
<i>Apis mellifera</i>	162	51,4	26,7	25,4	7,1 ± 4,6	97,5 ± 32,9
<i>Bombus morio</i>	80	25,4	15,2	10,2	4,0 ± 3,1	107,2 ± 32,1
<i>Panoquina</i> sp.	31	9,8	3,5	6,3	6,7 ± 4,9	107,5 ± 30,6
<i>Xylocopa brasili-anorum</i>	17	5,4	3,5	1,9	3,1 ± 2,0	124,8 ± 27,9
<i>Epicharis</i> sp.	7	2,2	1,9	0,3	5,7 ± 2,8	97,3 ± 25,5
<i>Pseudocentron</i> sp.	7	2,2	2,2	0,0	5,4 ± 4,5	82,0 ± 18,4
<i>Trigona</i> sp.	5	1,6	0,3	1,3	13,8 ± 14,0	91,0 ± 21,8
<i>Macroglossum</i> sp.	3	1,0	1,0	0,0	8,7 ± 3,8	79,3 ± 17,9
Outros (2)	3	1,0	1,0	0,0	11,7 ± 4,4	73,7 ± 32,5

A frequência de visita das espécies mais frequentes (*A. mellifera* e *B. morio*) não foi explicada pelas variáveis utilizadas, demonstrando que tanto os indivíduos como as espécies tiveram um padrão aleatório de visita (Tabela 14. 4).

Tabela 14. 3. Estatística para efeitos fixos dos modelos lineares generalizados mistos (GLMM) para a frequência de visita dos visitantes florais de *Sophora tomentosa*, na praia da Armação, sudeste da Ilha de Santa Catarina, Brasil. Valores de *p* significativos estão em negrito. Exp. – Condição exposta.

Variável	Coefficiente	SE	Z	P
Intercepto (Exp. / Manhã / Apis)	0,794	0,250	3,18	0,002
Condição protegida	-0,129	0,158	-0,82	0,414
Período meio do dia	0,000	0,132	0,00	0,999
Período tarde	0,128	0,170	0,75	0,452
Altura da Inflorescência	-0,001	0,002	-0,34	0,737
Espécie <i>Bombus</i>	-0,015	0,143	-0,10	0,918
Espécie <i>Centris</i>	-0,607	0,726	-0,84	0,403
Espécie <i>Epicharis</i>	-0,125	0,392	-0,32	0,749
Espécie Halictidae	-0,858	1,009	-0,85	0,395
Espécie <i>Macroglossum</i>	-0,313	0,614	-0,51	0,611
Espécie <i>Panoquina</i>	-0,347	0,207	-1,67	0,095
Espécie <i>Pseudocentron</i>	-0,851	0,396	-2,15	0,032
Espécie <i>Trigona</i>	-0,413	0,458	-0,90	0,368
Espécie <i>Xylocopa</i>	0,087	0,269	0,32	0,747

Em relação ao tempo de visita da comunidade, o modelo selecionado conteve a identidade dos indivíduos e período do dia como variáveis significativas (Tabela 14. 5). O teste de comparações múltiplas realizado *a posteriori* demonstrou que o tempo de visita de *B. morio* é menor do que o de *A. mellifera* ($P < 0,001$) e de *Trigona* sp. ($P < 0,05$), e que o tempo de visita de *X. brasiliatorum* é menor que o encontrado para as espécies *A. mellifera* ($P < 0,001$), *Panoquina* sp. ($P < 0,05$) e *Trigona* sp. ($P < 0,01$) (Figura 14. 3). Já para o período do dia, não houve diferença significativa entre as espécies nos níveis avaliados.

Tabela 14. 4. Estatística para efeitos fixos dos modelos lineares generalizados mistos (GLMM) para a frequência de visita de *Apis mellifera* e *Bombus morio* em flores de *Sophora tomentosa*, na praia da Armação, sudeste da Ilha de Santa Catarina, Brasil. Valores de *p* significativos estão em negrito. Exp. – Condição exposta.

Modelo	Variável	Coefficiente	SE	Z	P
<i>Apis mellifera</i>	Intercepto (Exp / Manhã)	0,547	0,376	1,46	0,15
	Protegida	-0,130	0,209	-0,62	0,53
	Meio do dia	0,208	0,174	1,19	0,23
	Tarde	0,040	0,249	0,16	0,87
	Altura	0,001	0,004	0,16	0,88
<i>Bombus morio</i>	Intercepto (Exp. / Manhã)	0,021	0,604	0,03	0,97
	Protegida	-0,597	0,411	-1,45	0,15
	Meio do dia	-0,238	0,338	-0,70	0,48
	Tarde	0,329	0,292	1,12	0,26
	Altura	0,008	0,007	1,17	0,24

Tabela 14. 5. Estatística para efeitos fixos dos modelos lineares generalizados mistos (GLMM) para o tempo de visita dos visitantes florais de *Sophora tomentosa*, na praia da Armação, sudeste da Ilha de Santa Catarina, Brasil. Valores de *p* significativos estão em negrito.

Variável	Coef.	SE	Z	P
Intercepto (<i>Apis</i> / Manhã)	1,889	0,112	16,87	<0,0001
<i>Bombus</i>	-0,480	0,089	-5,38	<0,0001
<i>Centris</i>	0,613	0,413	1,48	0,138
<i>Epicharis</i>	-0,220	0,231	-0,95	0,341
Halictidae	0,210	0,573	0,37	0,714
<i>Macroglossum</i>	-0,071	0,346	-0,21	0,837
<i>Panoquina</i>	0,005	0,133	0,04	0,972
<i>Pseudocentron</i>	-0,246	0,223	-1,10	0,270
<i>Trigona</i>	0,426	0,265	1,61	0,108
<i>Xylocopa</i>	-0,684	0,161	-4,25	<0,0001
Meio do dia	0,152	0,075	2,01	0,044
Tarde	0,050	0,092	0,55	0,584

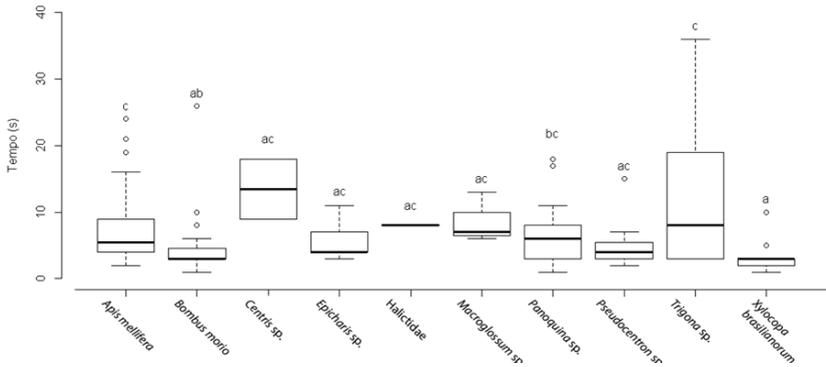


Figura 14. 3. Tempo de visita das espécies registradas em *Sophora tomentosa* em área de restinga arbustiva na praia da Armação, litoral sudeste da Ilha de Santa Catarina, SC. Letras correspondem ao resultado do teste de comparações múltiplas realizado *a posteriori*.

No que tange ao tempo de visita das espécies mais frequentes (*A. mellifera* e *B. morio*), enquanto nenhuma das variáveis explicou o tempo de visita para *A. mellifera*, *B. morio* apresentou um tempo médio de visita menor em condições protegidas do que em condições expostas (Tabela 14. 6).

Tabela 14. 6. Estatística para efeitos fixos dos modelos lineares generalizados mistos (GLMM) para o tempo de visita de *Apis mellifera* e *Bombus morio* em flores de *Sophora tomentosa*, na praia da Armação, sudeste da Ilha de Santa Catarina, Brasil. Valores de *p* significativos estão em negrito. Exp. – Condição exposta.

Modelo	Variável	Coef.	SE	Z	P
<i>Apis mellifera</i>	Intercepto (Manhã/ Exp.)	1,668	0,252	6,63	<0,001
	Meio do dia	0,130	0,107	1,21	0,22
	Tarde	-0,073	0,140	-0,52	0,61
	Protegida	0,003	0,152	0,02	0,98
	Altura	0,002	0,003	0,85	0,40
<i>Bombus morio</i>	Intercepto (Exp.)	1,539	0,175	8,80	<0,001
	Protegida	-0,248	0,117	-2,12	0,03

O comportamento de visita foi observado para as oito espécies mais frequentes nas flores de *S. tomentosa*. As abelhas *B. morio*, *X. brasiliyorum*, *Epicharis* sp., *Pseudo-centron* sp. e *Trigona* sp. tocavam voluntariamente ou involuntariamente o pólen (Prancha 1, figuras B, D, E, F e G - Apêndice I), potencialmente atuando como polinizadoras. Já para a abelha *A. mellifera* e as mariposas *Panoquina* sp. e *Macroglossum* sp., foi observado comportamento pilhador, no qual as visitas visavam única e exclusivamente o néctar, sendo que os indivíduos raramente tocavam as anteras com pólen. *Apis mellifera* acessou as flores lateralmente, e as mariposas *Panoquina* sp. e *Macroglossum* sp. utilizaram a probóscide alongada para acessar o néctar (Prancha 1, figuras A, C e H - Apêndice I).

Discussão

A frequência de visita tanto para a análise interespecífica (da guilda de visitantes) como intraespecífica (das espécies mais frequentes) não foi explicada pelas variáveis utilizadas, o que remete a um padrão aleatório de visita. Isto pode ser resultado de um comportamento generalista das espécies (Dupont et al. 2004) e/ou consequência de um efeito não forte o suficiente entre as duas condições avaliadas. Também não se pode descartar a possibilidade de variáveis mais importantes não terem sido avaliadas. Com relação ao tempo de visita da guilda de visitantes, o modelo selecionado conteve o período do dia e a identidade das espécies como variáveis. Este fato demonstra que a identificação dos indivíduos é crucial, pois cada indivíduo possui tempo de visita inerente à sua identidade o que se reflete na eficiência de extração do néctar (Herrera 1989). Além da identidade, o período do dia também influenciou no tempo de visita; neste caso, apesar de não significativo, foi observada uma tendência a um maior tempo de visita para o período relativo ao meio do dia. Isto pode estar relacionado à produção de recurso por parte da planta, o qual possivelmente estava acumulado neste período (Brito et al. 2010).

Para as duas espécies mais frequentes, o padrão observado foi diferente. No caso da abelha *Apis mellifera*, nenhuma variável explicou o tempo de visita. Isto evidencia, assim como demonstrado em relação à frequência de visita, seu padrão generalista. *Apis mellifera* é uma espécie exótica invasora (Paini & Roberts 2005) e que, no presente estudo, apresentou alta frequência de visita, tanto em ambientes expostos

como em protegidos. Esta espécie geralmente apresenta alta frequência de visita devido ao recrutamento de operárias aos recursos florais (Rech et al. 2011), o que não necessariamente indica efetividade na polinização (Rech et al. 2014b). Além disso, esta espécie possui melhor capacidade de termorregulação em relação às abelhas nativas menores (Menezes et al. 2007), o que pode ser vantajoso para a espécie por permitir visitar flores em condições com maior estresse abiótico, especialmente extremos de temperatura. A alta frequência observada para *A. mellifera* em todos os períodos do dia e em todas as condições ambientais não foi observada em outros estudos envolvendo *S. tomentosa*. Nesses outros estudos realizados em Ubatuba (São Paulo) e Florianópolis (Santa Catarina – Praia da Joaquina), as espécies *X. brasilianorum*, *Pseudocentron* sp. e *Megachile* sp. foram os visitantes florais mais frequentes (Nogueira & Arruda 2006; Brito et al. 2010).

No caso de *B. morio*, o tempo de visita foi maior na condição exposta do que na condição protegida, o que pode estar relacionado à diferença ambiental das condições, mesmo estando geograficamente próximas. Acreditamos que a principal diferença entre as duas condições é a condição de vento, o qual era mais intenso na área exposta do que na condição protegida. O estresse abiótico pode afetar a atividade ou o tipo de vetores de pólen, influenciando de forma indireta o sistema de reprodução das plantas (Case & Barrett 2004). Fatores ambientais como a intensidade de ventos e temperatura podem selecionar visitantes florais (Kearns & Inouye 1993). Insetos maiores (como é o caso de *B. morio*) ganham e perdem calor mais lentamente do que insetos pequenos, indicando que o tamanho do corpo afeta a termorregulação e sua capacidade de sobreviver em ambientes sob extremas condições térmicas (Pereboom & Biesmeijer 2003). Além disso, não podemos descartar a possibilidade de ter havido maior disponibilidade de recursos (*i.e.* néctar) na condição exposta, uma vez que condições protegidas podem ser preferidas por espécies menores e de menor abundância.

Com relação ao comportamento de visita, *S. tomentosa* funciona como barreira seletiva para as espécies de línguas curtas, dada a relação entre as dimensões das línguas das espécies de abelhas e as dimensões das câmaras nectaríferas de suas flores, o que assegura maior oferta de néctar aos polinizadores (Brito et al. 2010). Polinizadores como *B. morio* e *X. brasilianorum* possuem línguas compridas o suficiente para

alcançar o néctar tocando as anteras (Brito et al. 2010) e apresentaram maior eficiência na que diz respeito à relação entre o tempo de visita e a quantidade de flores visitadas. Indivíduos de *A. mellifera*, apesar de pouco adaptados para acessar o néctário diretamente pois apresentam línguas curtas e de, ao acessá-lo, levar mais tempo para fazê-lo, também obtiveram sucesso em suas buscas por néctar, acessando-o pela lateral da flor.

A vantagem competitiva de visitantes florais exóticos está em seu comportamento altamente plástico, generalista, eficiente na busca e na exploração de recursos, e de forrageamento indiscriminado (Seeley 1984). Quando espécies exóticas se tornam estruturalmente muito importantes em uma rede de interações, podem estabelecer *feedbacks* positivos a seu favor indefinidamente, causando uma diminuição significativa da conectividade entre espécies nativas de plantas e animais (Aizen et al. 2008). Além disso, a atividade pilhadora das abelhas de línguas curtas, como *A. mellifera*, pode diminuir ou até excluir a presença de outros visitantes (Young 1982; Santos et al. 2014), e conseqüentemente reduzir a quantidade de frutos produzidos e o sucesso reprodutivo das plantas (Sazima & Sazima 1989). Além disso, o comportamento de visita observado para *A. mellifera*, a qual utilizava a lateral da flor para acessar o néctar e raramente tocava os grãos de pólen, gera uma desvantagem para as outras espécies nativas dependentes do néctar e também para a planta, que depende da polinização para a produção de frutos (Dupont et al. 2004). Para a planta, é fundamental que os animais tenham um ajuste físico ideal às flores, que sejam capazes de carregar o pólen e também forragear no período adequado com o comportamento correto (Agostini et al. 2014).

A alta frequência aliada ao comportamento de visita observado para a abelha exótica e pilhadora *A. mellifera* em relação às abelhas nativas *B. morio*, *X. brasilianorum*, dentre outras, pode indicar riscos relacionados ao sucesso reprodutivo de *S. tomentosa* nas restingas da Praia da Armação, bem como às populações dos polinizadores desta planta, havendo ainda um efeito potencial à toda a rede de interações estabelecidas entre espécies vegetais e animais na restinga estudada. No presente estudo, a rapidez da espécie *B. morio* em acessar o recurso, o fato de tocar as anteras ao pousar nas flores, e a alta frequência de visita, fazem com que esta seja a principal potencial polinizadora de *S. tomentosa*.

Agradecimentos

Agradecemos ao Parque Municipal da Lagoa do Peri pela infraestrutura oferecida para a realização deste trabalho, e ao Pós-Doutorando Eduardo L. H. Giehl pelas contribuições nas análises de dados.

Bibliografia

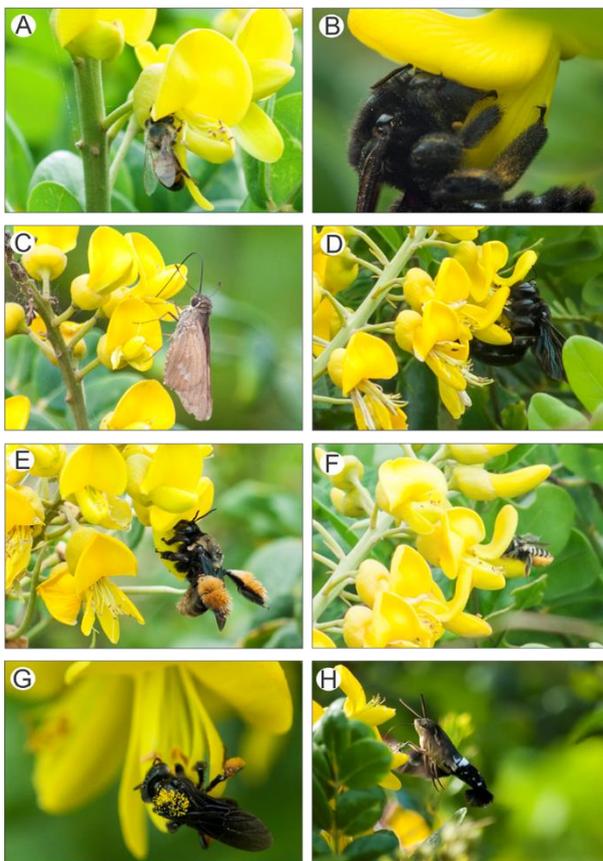
- Agostini, K., Lopes, A. V., Machado, I. C. (2014). "Recursos florais". Em: Rech, A. R., Agostini, K., Oliveira, P. E., Machado, I. C. (Orgs.). *Biologia da Polinização*. Rio de Janeiro: Projeto Cultural.
- Aizen, M. A., Morales, C. L., Morales, J. M. (2008). "Invasive Mutualists Erode Native Pollination Webs". *PLoS Biology*, 6(2): e31.
- Bresolin, A. (1979). "Flora da restinga da Ilha de Santa Catarina". *Insula*, 10: 1-55.
- Brito, V. L. G., Pinheiro, M., Sazima, M. (2010). "*Sophora tomentosa* and *Crotalaria vitellina* (Fabaceae): reproductive biology and interactions with bees in the restinga of Ubatuba, São Paulo". *Biota Neotropica*, 10(1): 185-192.
- Case, A. L., Barret, S. C. H. (2004). "Environmental stress and the evolution of dioecy: *Wurmbea dioica* (Colchicaceae) in Western Australia". *Evolutionary Ecology*, 18: 145-164.
- Dupont, Y. L., Hansen, D. M., Valido, A., Olesen, J. M. (2004). "Impact of introduced honey bees on native pollination interactions of the endemic *Echium wildpretii* (Borraginaceae) on Tenerife, Canary Islands". *Biological Conservation*, 118(3): 301-311.
- Fægri, K., van der Pijl, L. (1980). *The principles of pollination ecology*. 3ª edição. Pergamon Press, Oxford.
- Flora do Brasil. (2016). "*Fabaceae*". Em: *Flora do Brasil 2020 em construção*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. URL <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB19129>. Acesso em: 25 abril 2016.

- Fournier, D. A., Skaug, H. J., Ancheta, J., Ianelli, J., Magnusson, A., Maunder, M., Nielsen, A., Sibert, J. (2012). "AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models". *Optimization Methods and Software*, 27: 233-249.
- Herrera, C. M. (1989). "Pollinator abundance, morphology, and flower visitation rate: analysis of the "quantity" component in a plant-pollinator system". *Oecologia*, 80: 241-248.
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P. (2008). "Simultaneous Inference in General Parametric Models". *Biometrical Journal*, 50(3): 346-363.
- Kearns, C. A., Inouye, D. W. (1993). *Techniques for pollination biologists*. University Press of Colorado, Colorado.
- Menezes, C., Silva, C. I., Singer, R. B., Kerr, W. E. (2007). "Competição entre abelhas durante o forrageamento em *Schefflera arboricola* (Hayata) Merr". *Jornal de Biociências*, 23: 63-69.
- Nogueira, E. M. L., Arruda, V. L. V. (2006). "Fenologia reprodutiva, polinização e sistema reprodutivo de *Sophora tomentosa* L. (Leguminosae – Papilionoideae) em restinga da praia da Joaquina, Florianópolis, sul do Brasil". *Biotemas*, 19(2): 29-36.
- Ollerton, J., Alarcón, R., Waser, N. M., Price, M. V., Watts, S., Cranmer, L., Hingston, A., Peter, C. I., Rotenberry, J. (2009). "A global test of the pollination syndrome hypothesis". *Annals of Botany*, 103: 1471-1480.
- Paini, D. R., Roberts, J. D. (2005). "Commercial honey bees (*Apis mellifera*) reduce the fecundity of an Australian native bee (*Hylaeus alcyoneus*)". *Biological Conservation*, 123(1): 103-112.
- Pereboom, J. J. M., Biesmeijer, J. C. (2003). "Thermal constraints for stingless bee foragers: the importance of body size and coloration". *Oecologia*, 137: 42-50.
- Proctor M., Yeo, P., Lack, A. (1996). *The natural history of pollination*. Harper Collins Publishers, London.
- R Core Team. (2015). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.

- Rech, A. R., Avila Jr. R. S., Schlindwein, C. (2014b). "Síndromes de polinização: especialização e generalização". *Em: Rech, A. R., Agostini, K., Oliveira, P. E., Machado, I. C. (Orgs.). Biologia da Polinização*. Rio de Janeiro: Projeto Cultural.
- Rech, A. R., Agostini, K., Oliveira, P. E., Machado, I. C. (2014a). *Biologia da Polinização*. Rio de Janeiro: Projeto Cultural.
- Rech, A. R., Manente-Balestieri, F. C. L., Absy, M. L. (2011). "Reproductive biology of *Davilla kunthii* A. St-Hil. (Dilleniaceae) in Central Amazônia". *Acta Botânica Brasileira*, 25: 487-496.
- Santos, I. A., Aizen, M., Silva, C. I. (2014). "Conservação dos polinizadores". *Em: Rech, A. R., Agostini, K., Oliveira, P. E., Machado, I. C. (Orgs.). Biologia da Polinização*. Rio de Janeiro: Projeto Cultural.
- Sazima, I., Sazima, M. (1989). "Mamangavas e irapuás (Hymenoptera, Apoidea): Visitas, interações e consequências para polinização do maracujá (Passifloraceae)". *Revista Brasileira de Entomologia*, 33: 119-134.
- Seeley, T. D. (1984). *Honeybee ecology: a study of adaptation in social life*. Princeton University Press, Princeton.
- Skaug, H., Fournier, D., Bolker, B., Magnusson, A., Nielsen, A. (2016). *Generalized Linear Mixed Models using 'AD Model Builder'*. R package, version 0.8.3.3.
- Young, A. M. (1982). *Population Biology of Tropical Insects*. Plenum Press, New York.
- Zimmerman, M. (1988). "Nectar production, flowering phenology and strategies for pollination". *Em: Doust, J. L., Doust, L. L. (eds.). Plant reproductive ecology: patterns and strategies*. Oxford University Press, Inc.

Apêndice I

Prancha com as espécies de visitantes florais mais frequentes.



A = *Apis mellifera*, B = *Bombus morio*, C = *Panoquina* sp., D = *Xylocopa brasilionorum*, E = *Epicharis* sp., F = *Pseudocentron* sp., G = *Trigona* sp., H = *Macroglossum* sp.



Fonte de propágulos na sucessão secundária em uma área de regeneração de restinga na Lagoa do Peri

Beras, T.; Cerveira, A.; Dechoum, M. S.; Hanazaki, N.

Introdução

As restingas do Sul do Brasil são caracterizadas como um conjunto de ecossistemas que ocorrem principalmente em praias, cordões arenosos, costões e dunas (Falkenberg 1999). Dentre as principais fontes relacionadas à degradação das restingas estão a especulação imobiliária, a remoção da vegetação para construção rodovias, ruas, calçadas e passagens para as praias, a extração madeireira e a substituição da vegetação por espécies exóticas (Falkenberg 1999; Rocha et al. 2007).

Plantas exóticas invasoras têm se tornando um problema constante em unidades de conservação, sendo o manejo das mesmas necessário especialmente naquelas de proteção integral (Ziller & Dechoum 2013). O gênero *Pinus* está entre os mais utilizados na substituição da vegetação nativa e é um elemento impactante de restingas uma vez que pode impedir processos sucessionais (Bechara 2003). O gênero é citado como o invasor mais comum em Unidades de Conservação brasileiras, especialmente em formações vegetais com fisionomia herbáceo-arbustiva (Ziller & Dechoum 2013). Quando plantas exóticas invasoras são manejadas, o monitoramento da regeneração natural é desejável, de modo que os resultados de recolonização da área pela flora nativa possam servir como base para a eventual necessidade de práticas visando à restauração dos ecossistemas (Zenni 2010).

A regeneração da vegetação após a ocorrência de uma perturbação, como aquela causada pelo plantio e posterior remoção de espécies exóticas, se dá pelo processo de sucessão secundária, uma vez que a camada de solo preservada dispõe de propágulos vegetais como sementes, ramos e rebrotas (Gurevitch et al. 2009). A velocidade desta sucessão varia de acordo com o tipo de perturbação inicial, a distância da vegetação adjacente ou fonte, a vegetação existente antes da perturbação, e a



composição química e estrutura do solo (Janzen 1980). O tamanho da área perturbada também influencia diretamente nas suas condições microclimáticas, que desempenha um papel importante para as espécies que poderão colonizar a área (Jardim et al. 2007). Tais condições podem ser um desafio para o estabelecimento de determinadas espécies enquanto que, para outras, podem ser uma oportunidade.

O estabelecimento de espécies a partir da germinação de sementes providas da chuva de propágulos é um componente potencial da regeneração vegetal (Uhl 1982), sendo este influenciado pela dispersão e pela distância das fontes de propágulos (Vieira 2004). Para Gotelli (2007), durante a sucessão secundária, diversos elementos da comunidade anterior podem se restabelecer em uma área que sofreu uma perturbação. No caso da vegetação, isto inclui a germinação de sementes dormentes no solo e rebrota de sobreviventes ao distúrbio. Gotelli (2007) ressalta ainda que a maior fonte de colonização nesse processo seriam sementes dispersas, providas de áreas vizinhas que não foram perturbadas. Uhl (1982) e Bazzaz & Picket (1980) também enfatizam como determinantes no restabelecimento da vegetação na sucessão secundária a presença de propágulos no local e a distância à fonte de sementes, mas salientam a importância do tamanho da clareira gerada.

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi verificar a existência de um gradiente de riqueza de espécies e de abundância de indivíduos em relação à distância da fonte de propágulos em uma área de restinga em regeneração. Nossa hipótese é que haverá uma gradativa redução na riqueza de espécies e abundância de indivíduos de espécies nativas à medida que aumenta a distância em relação à fonte de propágulos, tendo em vista que a proximidade com a área de restinga remanescente (área fonte) facilitaria o processo de recolonização da área em regeneração.

Material e Métodos

Área de estudo

O presente estudo foi realizado no Parque Municipal da Lagoa do Peri, situado no sudeste da ilha de Santa Catarina, SC. A cobertura vegetal do Parque é composta por Floresta Ombrófila Densa, principalmente de vegetação secundária, e por vegetação

de restinga, contando também com um fragmento de vegetação primária (Sbroglia & Beltrame 2012).

A área de estudo originalmente correspondia a uma restinga arbustiva e foi utilizada para um plantio de *Pinus* sp. por aproximadamente 15 anos. Este plantio foi removido há cerca de cinco anos e a área hoje encontra-se em processo de regeneração, aparentemente sem nenhum tipo de intervenção. A área tem aproximadamente 1680 m², apresentando forma retangular, com limites bem definidos ao norte, por um remanescente de restinga arbórea, e a oeste, por um banhado (Figura 15. 1). Os limites sul e leste apresentam vegetação de restinga arbóreo-arbustiva em diferentes estágios de regeneração. Na área em regeneração existe uma faixa de vegetação estreita com vegetação de restinga, sobrevivente ao plantio e posterior corte do *Pinus* sp. O remanescente de restinga arbórea localizado a norte da área de estudo foi considerada como a principal fonte de propágulos.

Amostragem

A coleta de dados foi realizada dia 15 de novembro de 2015. Para o levantamento de dados, a área total foi dividida em três transectos paralelos separados por uma distância de 10 m (Figura 1). Em cada transecto foram alocadas 10 parcelas de 3 m x 3 m, separadas por uma distância de 3 m entre si, totalizando 30 parcelas (Figura 15. 2). A primeira parcela de cada transecto foi instalada a dois metros da borda da fonte de propágulos (remanescente de restinga arbórea ao norte da área de estudo) (Figura 2). A demarcação das parcelas foi feita com estacas de madeira de um metro de comprimento. Em cada parcela foram contabilizados e identificados todos os indivíduos lenhosos com mais de um metro de altura. A identificação botânica foi feita em campo, quando possível, em nível de espécie, gênero ou família com o auxílio de especialistas. Quando necessário, amostras foram coletadas para identificação por meio de consulta ao material bibliográfico de referência do laboratório de Ecologia Vegetal do Departamento de Ecologia e Zoologia. Fez-se utilização de literatura (Sobral et al. 2013) e de plataformas digitais (Giehl 2012; REFLORE 2015).

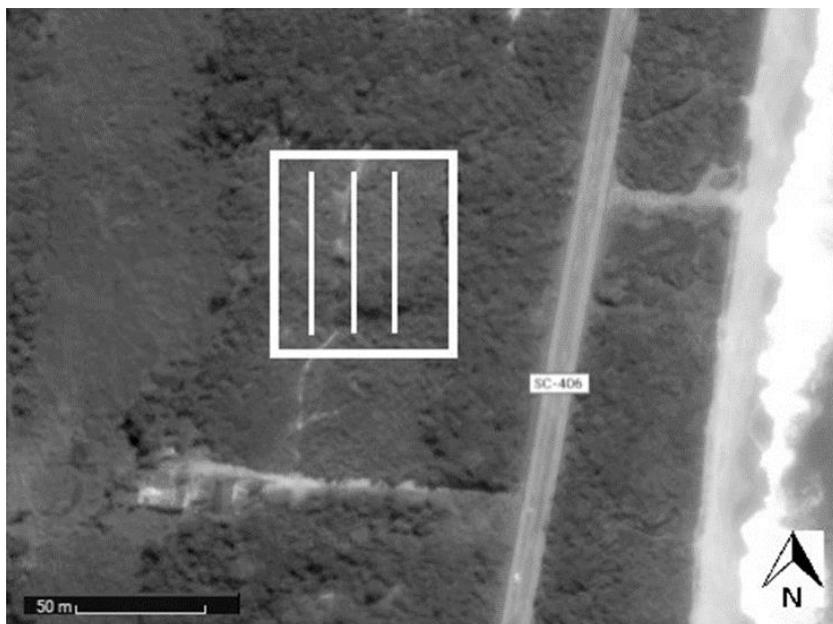


Figura 15. 1. Imagem de satélite da área de estudo e localização aproximada dos transectos no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis. Fonte: modificado de Google Earth (2015).

Análise de dados

Análises exploratórias e modelagem para teste de hipóteses foram realizadas no software R (R Core Team 3.2.2, 2015), com o uso do pacote lme4. Modelos lineares de efeitos mistos (GLMM) foram usados para testar a hipótese relacionada à abundância de indivíduos e de riqueza de espécies com relação à distância da fonte de propágulos. A distribuição de *Poisson* foi assumida para a variável resposta de abundância e riqueza. A variável explicativa utilizada foi a distância à fonte de propágulos e a variável aleatória foi o transecto.



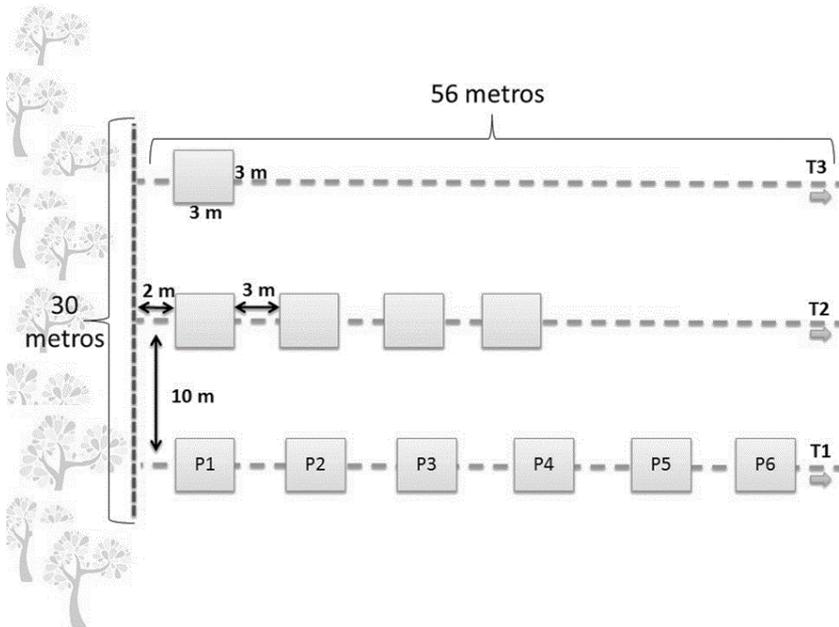


Figura 15. 2. Desenho esquemático da área de estudo e desenho amostral em área de restinga em regeneração no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Complementarmente, foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) baseada no Índice de dissimilaridade de *Bray-Curtis*, de modo a avaliar a similaridade na abundância de espécies nas parcelas em função do gradiente de distância em relação à área nativa de restinga, potencial fonte de propágulos.

Foram feitas análises de correlação utilizando o método *Spearman* para as duas espécies mais abundantes (*Dodonaea viscosa* Jacq. e *Baccharis dracunculifolia* DC.), tendo a distância como variável explicativa e a abundância de cada espécie como variável resposta.

Resultados

Foram amostrados 283 indivíduos, distribuídos em 18 famílias e 24 espécies. A família com maior riqueza específica foi Myrtaceae, com um total de três espécies (Tabela 15. 1). De todas as espécies, duas se mantiveram dentre as mais representativas nos três transectos, alterando apenas a relação de predomínio entre elas: *D. viscosa* foi a mais abundante nos transectos 1 e 3 e *B. dracunculifolia* foi mais abundante no transecto 2 (Figura 15. 3). Em relação às parcelas, as mais distantes da área fonte apresentaram maior abundância de indivíduos.

Tabela 15. 1. Tabela com abundância total de espécies lenhosas com mais de 1m de altura para 30 parcelas de 3m × 3m em área de restinga em regeneração no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis.

FAMÍLIA / Espécie	Abundância total
ANNONACEAE	
Annonaceae sp.1	1
AQUIFOLIACEAE	
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	7
ASTERACEAE	
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	66
BIGNONIACEAE	
<i>Handroanthus pulcherrimus</i> (Sandwith) S.O. Grose	1
CLUSIACEAE	
<i>Clusia criuva</i> Cambess.	1
ERYTHROXYLACEAE	
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	2
EUPHORBIACEAE	
<i>Alchornea triplinervia</i> M.Arg.	12
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm & Downs	1
FABACEAE	
Fabaceae sp.1	2
LAURACEAE	
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	11
<i>Tibouchina urvilleana</i> Cogn.	3
MELIACEAE	
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	5

FAMÍLIA / Espécie	Abundância total
MORACEAE	
<i>Ficus cestrifolia</i> Schott	5
MYRTACEAE	
<i>Eugenia catharinae</i> O.Berg	8
<i>Myrcia splendens</i> DC.	1
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	2
NYCTAGINACEAE	
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	11
PRIMULACEAE	
<i>Myrsine coriacea</i> R.Br	8
ROSACEAE	
<i>Prunus myrtifolia</i> (L) Urb.	6
SAPINDACEAE	
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	1
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	126
SOLANACEAE	
<i>Solanum americanum</i> Mill.	1
INDIVÍDUO NÃO IDENTIFICADO	1

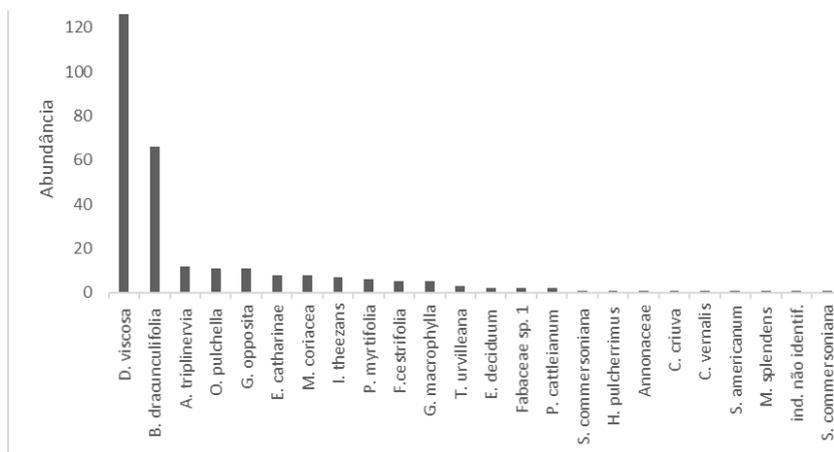


Figura 15. 3. Espécies lenhosas com mais de 1m de altura para 30 parcelas de 3m × 3m em área de restinga em regeneração no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis.

Por meio da análise de coordenadas principais (PCoA) não foi observada uma maior proximidade entre parcelas que estavam nas mesmas posições/distância da fonte nos diferentes transectos, evidenciando que não houve um padrão na composição e abundância de espécies em relação à distância da fonte de propágulos (Figura 15. 4).

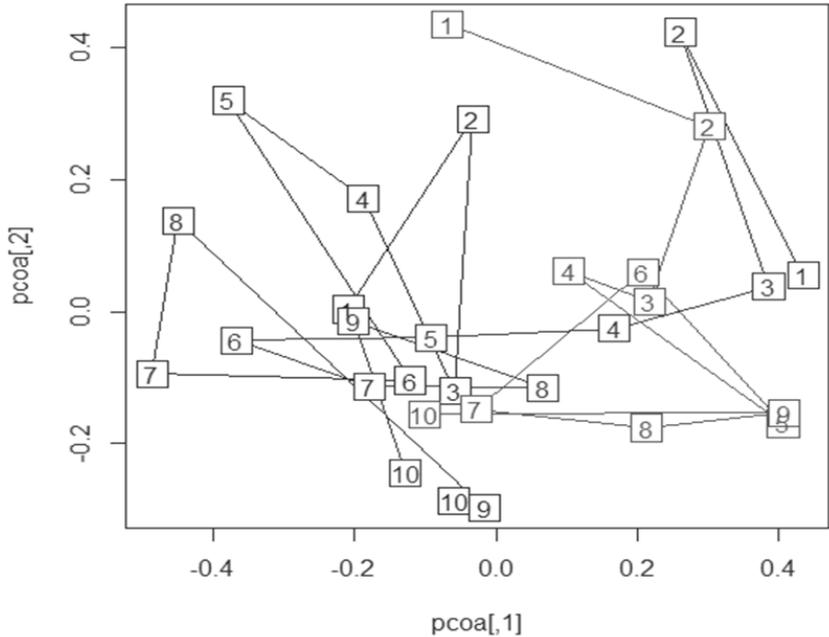


Figura 15. 4. Representação gráfica da análise de ordenação PCoA para composição de espécies lenhosas com mais de 1m de altura para 30 parcelas de 3m x 3m em área de restinga em regeneração no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis. Números menores indicam as parcelas mais próximas à área fonte e números maiores as mais distantes.

Não foi encontrada uma relação entre riqueza de espécies e distância da fonte de propágulos ($Z = 0.39$; $P = 0.7$) (Tabela 15. 2; Figura 15. 5A). Por outro lado, a abundância de indivíduos apresentou uma relação significativa em relação a distância da fonte de propágulos ($Z = 6.54$; $P = 6,3e-11$) (Tabela 15. 3; Figura 15. 5B).

Tabela 15. 2. Resultados do GLM para riqueza de espécies e distância da fonte de propágulos.

Variável	Estimativa	SE	Z	P
Intercepto	1,25	0,179	6,97	<0,001
Distância	0,002	0,005	0,39	0,7

Tabela 15. 3. Resultados do GLM para abundância de indivíduos e distância da fonte de propágulos.

Variável	Estimativa	SE	Z	P
Intercepto	1,514	0,215	7,05	<0,001
Distância	0,021	0,003	6,54	<0,001

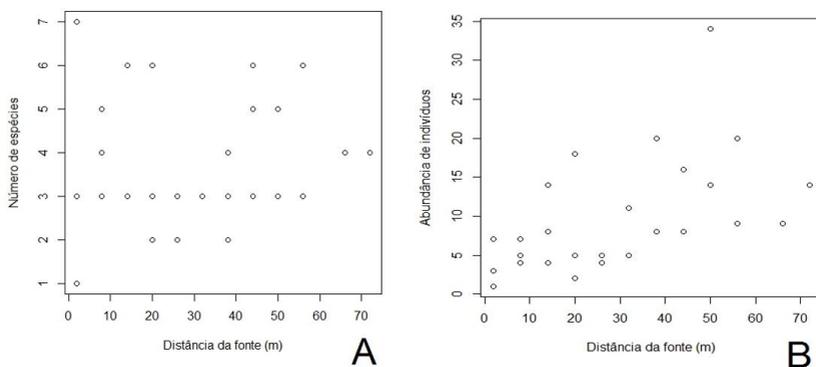


Figura 15. 5. Análise de correlação para riqueza (A) e abundância (B) de espécies em relação a distancia da fonte de propágulos.

Houve uma correlação positiva entre a abundância de *D. viscosa* e a distância da fonte de propágulos ($r = 0,61$; $p < 0,05$) (Figura 15. 6A), enquanto que não houve correlação significativa para *B. dracunculifolia* ($r = 0,09$; $p = 0,61$) (Figura 15. 6B).

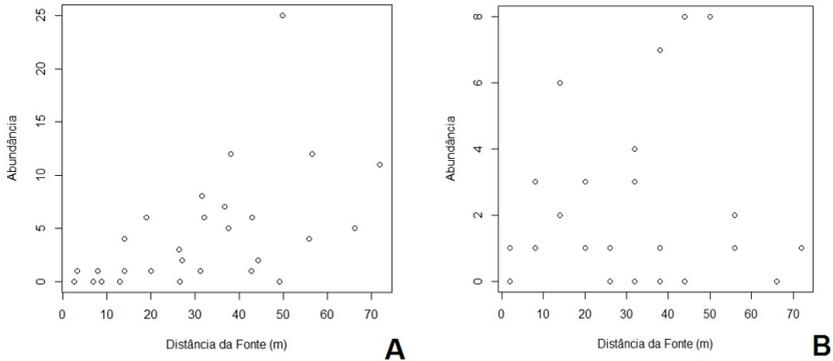


Figura 15. 6. Análise de correlação com relação à distância da fonte para as espécies *Dodoniaea viscosa* (A). e *Baccharis dracunculifolia* (B).

Discussão

A hipótese testada no presente estudo não foi corroborada: a abundância de indivíduos e a riqueza de espécies não diminuíram à medida que aumentou a distância da fonte de propágulos. Pelo contrário, a abundância de indivíduos apresentou uma relação positiva em relação à distância da fonte - ou seja, quanto mais distante da fonte, maior foi a abundância de indivíduos encontrada, o que nos leva a sugerir que outras variáveis podem estar influenciando a regeneração na área de estudo.

Uma explicação pode estar associada diretamente à presença dos indivíduos da espécie exótica *Pinus* sp., mesmo após sua remoção. Sua camada de serapilheira depositada apresenta um efeito conjunto de substâncias alelopáticas presentes nas acículas, e um efeito mecânico, atuando como uma barreira física impedindo o estabelecimento de espécies nativas (Voltolini & Zanco 2010). Pode-se levantar como hipótese que a densidade de indivíduos de *Pinus* sp. era maior na região onde estavam as parcelas iniciais (mais próximas à fonte potencial de propágulos). Como consequência, após a remoção de *Pinus* sp., a serapilheira mais espessa pode ter gerado uma interferência maior nestas áreas em relação à germinação de sementes, dificultando a recolonização desta região próxima à área fonte de restinga nativa. Outro

fator importante, levantado por Vieira (2004), é a manutenção de alta umidade do solo proporcionada por essa serapilheira de *Pinus* sp., que no ambiente de restinga poderia ocasionar uma taxa de sementes inviáveis, visto que as espécies desta vegetação estão adaptadas à forte insolação, constantes mudanças de temperatura e variação de umidade (Bourscheid & Reis 2010). Consequentemente, a fauna nativa não seria atraída para este local, tendo em vista que não encontraria mais alimento e nem ambiente adequado para sua sobrevivência (Caruso 1990).

No presente estudo foi considerada apenas uma fonte de dispersão de propágulos, mas existe também a possibilidade de outras fontes estarem atuando como fontes de propágulos, estando mais próximas às parcelas afastadas da principal área fonte. É importante ressaltar que a diferença na abundância de indivíduos foi principalmente ditada pelo aumento no número de indivíduos de *D. viscosa*, espécie cosmopolita reconhecida pelo seu alto poder de tolerância climática e ecológica (Harrington & Gadek 2009), fatores estes que podem ser considerados determinantes na colonização de áreas comumente estressadas como a restinga (Gonçalvez 2014). *Dodonaea viscosa* apresenta também propriedades alelopáticas, o que serviria de estratégia para seu estabelecimento inicial, retardando o crescimento de outras plantas potencialmente competidoras (Piña-Rodrigues & Lopes 2001).

Na regeneração de uma área degradada, tanto o banco de sementes como a rebrota podem apresentar um papel fundamental em seu processo de recolonização (Uhl 1981; Schmitz 1992; Castellani & Stubblebine 1993). Schmitz (1992) afirma que a recolonização de uma área degradada vai se dar principalmente através do banco de sementes no solo, mantendo este um papel fundamental no equilíbrio dinâmico da área. A regeneração por rebrota de espécies arbóreas no início da sucessão secundária pode ocorrer, por sua vez, com baixa densidade, sendo de maior importância para espécies pioneiras, uma vez que lhes fornece uma oportunidade de ocupação rápida do ambiente perturbado (Uhl et al. 1981; Castellani & Stubblebine 1993).

Nossos resultados demonstram que a distância em relação a uma potencial fonte de propágulos em áreas pequenas não pode ser considerada a barreira mais importante na regeneração de áreas degradadas. A regeneração de uma área degradada apresenta diversos mecanismos para seu reestabelecimento, tais como a sobrevivência de indivíduos remanescentes, a rebrota, o banco de sementes, a chuva de



propágulos de áreas adjacentes e a chuva de propágulos de áreas distintas (Uhl 1982) que também devem ser levados em consideração.

Agradecimentos

Agradecemos aos nossos colaboradores de campo, Macarena Agrelo e Juan Carlos Aguirre Neira pelo enorme esforço e dedicação. Ao Eduardo L. Hettwer Giehl pela ajuda nas análises estatísticas. E também a Floram a aos funcionários do Parque Municipal Lagoa do Peri.

Bibliografia

- Bazzaz, F. A., Pickett, S. T. A. (1980). "Physiological ecology of tropical succession: a comparative review". *Annual review of ecology and systematics*, 11: 287-310.
- Bechara, F. C. (2003). "Restauração ecológica de restingas contaminadas por Pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC". Dissertação. Mestrado em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Bourscheid, K., Reis, A. (2010). "Dinâmica da invasão de *Pinus elliottii* Engelm. em restinga sob processo de restauração ambiental no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC". *Biotemas*, 23(2): 23-30.
- Caruso, M. M. L. (1990). *O desmatamento da Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias Atuais*, 2ª ed. Editora UFSC, Florianópolis.
- Castellani, T. T., Stubbleine, W. H. (1993). "Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo". *Revista Brasileira de Botânica*, 16(2): 181-203.
- Falkenberg, D. B. (1999). "Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil". *Insula*, 28: 1-30.
- Giehl, E. L. H. (coord.) (2012). *Flora digital do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina*. URL <http://ufrgs.br/floradigital>

- Gonçalves, A. D. O. (2014). "Sucessão secundária inicial em restinga após retirada de plantio de *Pinus elliottii* Engelm., uma espécie exótica invasora no Brasil". Dissertação. Mestrado em Biologia de Fungos, Algas e Plantas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Gotelli, N. J. (2009). *Ecologia Quarta Edição*. Editora Planta, Londrina.
- Gurevitch, J., Scheiner, S. M., Fox, G. A. (2009). *Ecologia vegetal, 2ª ed.* Artmed, Porto Alegre.
- Harrington, M. G., Gadek, P. A. (2009). "A species well travelled – the *Dodonaea viscosa* (Sapindaceae) complex based on phylogenetic analyses of nuclear ribosomal ITS and ETSf sequences". *Journal of Biogeography*, 36: 2313-2323.
- Janzen, D. H. (1980). *Ecologia vegetal nos trópicos*. EDUSP, São Paulo.
- Jardim, F. C. S., Serrao, D. R., Nemer, T. C. (2007). "Efeitos de diferentes tamanhos de clareiras sobre o crescimento e a mortalidade de espécies arbóreas, em Moju-PA". *Acta Amazônica*, 37(1): 37-48.
- Piña-Rodrigues, F. C. M., Lopes, B. M. (2001). "Potencial alelopático de *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth sobre sementes de *Tabebuia alba* (Cham.) Sandw". *Floresta e Ambiente*, 8(1): 130-136.
- R Core Team. (2015). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- REFLORA. (2015). *Flora do Brasil 2020*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. URL <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>
- Rocha, C. F. D., Bergallo, H. G., Van Sluys, M., Alves, M. A. S., Jamel, C. E. (2007). "The remnants of restinga habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil: habitat loss and risk of disappearance". *Brazilian Journal of Biology*, 67: 263- 273.
- 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(1): 5-18.

- Schimtz, M. C. (1992). "Banco de sementes no solo em áreas do reservatório da UHE Paraibuna". Em: Kageyama, P. Y. *Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP*. SÉRIE IPEF, Piracicaba.
- Sobral, M., Jarenkow, J. A., Brack, P., Irgang, B., Larocca, J., Rodrigues, R. S. (2013). *Flora Arbórea e Arborescente do Rio Grande do Sul, Brasil*, 2ª ed. Rima, São Carlos.
- Uhl, C. (1982). "Recovery following disturbances of different intensities in the Amazon Rain Forest of Venezuela". *Interciência*, 7(1): 19-23.
- Uhl, C., Clark, K., Clark, H., Murphy, P., (1981). "Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazonian Basin". *Journal of Ecology*, 69: 631-649.
- Vieira, N. K. (2004). "O papel do banco de sementes na restauração de restinga sob talhão de *Pinus elliottii* Engelm". Dissertação. Mestrado em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Voltolini, J. C., Zanco, L. (2010). "Densidade de plântulas e jovens de espécies nativas de Floresta Atlântica em áreas com e sem o pinheiro americano (*Pinus elliottii*)". *Revista Biociências*, 16 (2): 102- 108.
- Zenni, R. D. (2010). *Manejo de plantas invasoras em planos de restauração de ambientes*, Cadernos da Mata Ciliar, São Paulo.
- Ziller, S. R., Dechoum, M. S. (2013). "Plantas e Vertebrados Exóticos Invasores em Unidades de Conservação no Brasil". *Biodiversidade Brasileira*, 3(2): 4-31.

Distribuição e tamanho de líquens em diferentes condições da floresta subtropical de Santa Catarina

Cure, M. B.; Lopes, M.; Giehl, E.L.H.

Introdução

O estudo da distribuição e abundância de organismos chave, como espécies raras (Lyons et al. 2005) e espécies sensíveis à variações ambientais, como os líquens (Martins et al. 2008, Costa and Mineo 2013), podem informar sobre a qualidade do ecossistema e prever futuros danos ambientais (Seaward 2008). Estudos sobre líquens (Klumpp et al. 2006, Käffer et al. 2011) trazem informações importantes para basear políticas de manejo e conservação, pois o diagnóstico precoce de alterações ambientais pode evitar consequências negativas na provisão de serviços ecossistêmicos (Kremen 2005). Este estudo busca identificar variáveis ambientais que expliquem o tamanho e a distribuição de líquens no Parque Municipal da Lagoa do Peri.

Os líquens são organismos provenientes da associação entre um micobionte (fungo) e um fotobionte (uma alga, ou uma cianobactéria, ou ambos) (Webster & Weber 2007). O fungo geralmente é um Ascomicota ou um Basidiomicota (aproximadamente 20%) e é ele quem guia a classificação taxonômica do líquen. Os fotobiontes mais comuns são as algas *Trebouxia* e *Trentepohlia* e a cianobactéria *Nostoc* (Raven et al. 1978). Muitas das espécies de algas também são encontradas com vida livre e a vantagem de sua associação com um micobionte ainda é vaga, porém existem evidências de que o fungo contribui na disponibilidade de minerais (Begon et al. 2006).

Estes organismos são amplamente distribuídos e podem ser encontrados em quase todos os ambientes, dos polos aos desertos, nas florestas e nas rochas nuas (Raven et al. 1978, Blackwell 2011). Os principais fatores que influenciam na distribuição dos líquens são a estrutura do substrato, a disponibilidade de forófitos, luz direta,

taxa de umidade e a qualidade do ar (Martins et al. 2011). Da mesma forma, a disponibilidade de macro e micronutrientes e temperaturas moderadas favorecem o desenvolvimento de líquens (Hawksworth 1975). O sucesso deste grupo se deve à sua capacidade de secar rapidamente, o que lhe confere maior resistência à extremos de calor, frio e luminosidade (Raven et al. 1978). Por outro lado, a máxima eficiência fotossintética se dá entre 65 e 90% de hidratação (Raven et al. 1978).

As florestas tropicais apresentam uma alta diversidade de líquens, podendo incluir até 200 espécies em 1 ha. Mais de 13500 espécies de fungos liquenizados foram descritas (Webster & Weber 2007), enquanto que o total de espécies estimadas está em torno de 20000 (Blackwell 2011). No Brasil o conhecimento é considerado rudimentar e as 3000 espécies registradas até o momento estão longe de representar a diversidade potencial para o grupo (Cáceres 2007). A alta diversidade chama atenção pela prestação de inúmeros serviços ecossistêmicos como fixação de nitrogênio (Nostoc), intemperismo de rochas e formação de solo, serviço cultural (decoração de ambientes) e monitoramento ambiental (Cooke 1977; Raven et al. 1978). Os líquens são utilizados como bioindicadores (presença de determinados organismos) em índices para monitoramento da qualidade do ar e do ambiente (Klumpp et al. 2006), principalmente em áreas urbanas e industriais (Käffer et al. 2011). Informações das respostas dos líquens às variáveis ambientais em estudos de médio e longo prazo podem ser um mecanismo de identificação de danos ambientais ainda nos seus estágios iniciais (Seaward 2008).

O monitoramento de ecossistemas em ambientes sensíveis tem sido realizado devido à degradação ambiental ocasionada pelo desenvolvimento acelerado dos centros urbanos, como é o caso de Florianópolis. No Brasil, um dos domínios vegetacionais mais afetados é a Mata Atlântica, que atualmente corresponde a menos de 7% de sua extensão original, caracterizada pela alta fragmentação de habitats e consequente perda da biodiversidade (IBGE 2015). Neste contexto, estudos realizados em áreas protegidas são de extrema importância para o enriquecimento das informações sobre a biodiversidade, uma vez que direcionam à conservação de regiões naturais e da diversidade associada a elas.

Perante as dificuldades de classificação e as lacunas do conhecimento envolvendo os líquens, acredita-se que a identificação de variações como respostas aos estímulos do ambiente, como a distribuição e tamanho, pode contribuir com o entendimento

da ecologia desses organismos e servir de ferramenta de monitoramento ambiental de médio e longo prazo. Sendo assim, este trabalho busca relacionar a distribuição e o tamanho de líquens de duas formações vegetais da Mata Atlântica às características do ambiente. Espera-se que as diferentes morfoespécies (rosa, cinza, verde) estudadas apresentem diferentes padrões em sua distribuição nas duas importantes formações do Bioma Mata Atlântica: mata de restinga e floresta ombrófila densa (FOD). Nossas hipóteses são: (1) a distribuição de três morfoespécies é determinada pela posição das árvores amostradas em relação à trilha e pelo tipo de formação vegetal (restinga e floresta ombrófila densa); e (2) o tamanho dos líquens é determinado pelo diâmetro das forófitas e pela formação vegetal no qual se encontra.

Materiais e Métodos

Área de estudo

O município de Florianópolis está localizado em zona subtropical, e segundo a classificação climática de Köppen, o clima é do tipo Cfa, com ausência de estação seca. As chuvas são distribuídas uniformemente durante o ano e a região é caracterizada por verões rigorosos, porém o ano do estudo apresentou taxas de precipitação acima da média em função do fenômeno El Niño. O Parque Municipal da Lagoa do Peri é um dos principais ecossistemas em estágio de preservação e regeneração da Mata Atlântica original na Ilha de Santa Catarina. Abriga uma vasta biodiversidade e apresenta espécies vegetais e animais pouco comuns em outros ambientes de preservação. Além disso, a beleza cênica da região favorece as atividades turísticas e incrementa a economia local, o que ocasiona forte pressão sobre a bacia hidrográfica.

A lagoa do Peri é constituída por duas formações florestais bem definidas da Mata Atlântica. A Floresta Ombrófila Densa compreende 60% de toda a bacia hidrográfica da Lagoa do Peri e é caracterizada pelo elevado índice de preservação, como em algumas áreas que mantêm suas características originais. Encontra-se, principalmente nas encostas de maiores declividades, a destacada presença de diversas espécies de lianas, samambaias e de epífitas sobre galhos, além da presença dos guarapuvus, *Schizobium parahyba* (árvore típica de área recoberta por vegetação secundária). A vegetação de Restinga localizada a leste da lagoa é coberta por vegetação litorânea e separa a bacia do Oceano Atlântico.



O estudo foi realizado na trilha “Caminho do Saquinho” no PMLP, numa extensão aproximada de 2.000 m, em altitudes de no máximo 20 m entre as coordenadas 27°43.429’S, 48°30.488’W e 27°43.042’S, 48°31.192’W. Foram selecionados e georreferenciados 20 pontos com distância aproximada de 100 m entre eles, sendo 9 na vegetação de restinga e 11 na vegetação de Floresta Ombrófila Densa (Figura 16. 1).

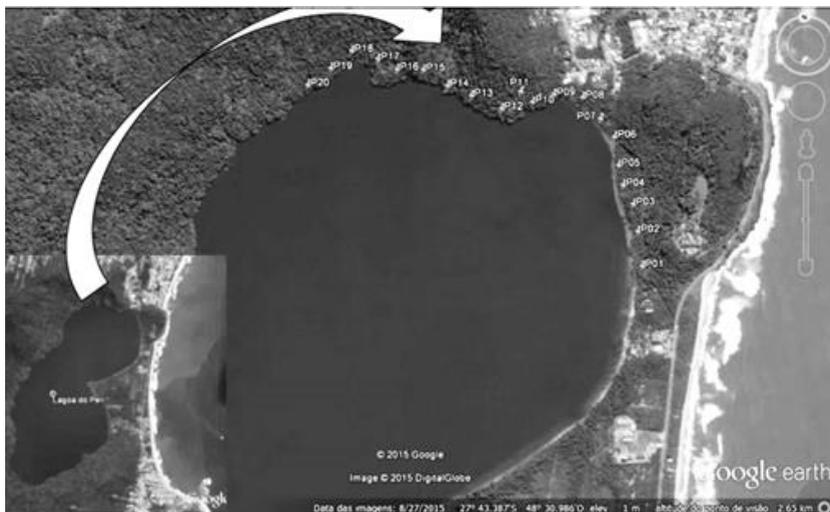


Figura 16. 1. Área de estudo – Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, com destaque para a trilha Caminho do Saquinho e definição dos pontos de amostragem.

Coleta de dados

Em cada ponto foi amostrado uma forófito (árvore ou liana), alternando-se os lados da trilha e iniciando pelo lado direito. Foram selecionados forófitos próximos a trilha que não apresentassem ramificações do tronco abaixo de 150 cm de altura e com diâmetro à altura do peito maior do que 4,5 cm.

Para a análise da distribuição dos líquens, os forófitos foram analisados em uma seção do tronco da forófito entre 100 e 150 cm de altura e os troncos classificados de acordo com a rugosidade em liso, média rugosidade e rugoso. Os líquens foram identificados de acordo com a forma e cor. Três morfotipos de líquens foram utilizados:

um de coloração rosada (provavelmente *Herpothallon*), outro com coloração verde claro com borda branca (provavelmente *Cryptothecia*) e um terceiro com coloração verde escuro e sem borda (Figura 16. 2). Para cada líquen identificado foi obtido o diâmetro com a utilização de um paquímetro e o azimute (em graus) em relação à direção Norte, com o auxílio de uma bússola.



Figura 16. 2. Exemplos dos três morfotipos amostrados no PMLP. (A) Morfoespécie Rosa, (B) Morfoespécie Verde escuro e (C) Morfoespécie Verde claro.

Análise dos dados

Os dados foram analisados através do software R (R Core Team 2015). O pacote “circular” (Agostinelli & Lund 2013) foi utilizado para encontrar os padrões na distribuição dos líquens em relação ao azimute, à trilha e à lagoa e testar se existem diferenças significativas na sua distribuição.

O teste de Wallraff foi utilizado para comparar a dispersão dos ângulos correspondentes às três morfoespécies nas diferentes formações vegetais e em relação à posição das forófitas na trilha. A comparação da dispersão circular entre as médias dos ângulos no teste de Wallraff se deu pelo teste de Kruskal-Wallis.

As variáveis que melhor explicam o diâmetro dos líquens foram identificadas através de modelos lineares generalizados. A distribuição utilizada foi *quasipoisson* para lidar com a dispersão dos dados.

Resultados

Foram amostrados 225 líquens distribuídos nos três morfotipos identificados como Morfoespécie Rosa, Morfoespécie Verde escuro e Morfoespécie Verde claro (Tabela 16. 1).

Tabela 16. 1. Número total, diâmetro mínimo e máximo (cm) registrados em diferentes vegetações para as três morfoespécies analisadas no PMLP-Florianópolis-SC.

Morfoespécie	Restinga		Floresta Densa		Total
	N	Diâmetro	N	Diâmetro	
<i>Rosa</i>	76	0,9-9,7	5	1,2-1,8	81
<i>Verde escuro</i>	12	0,5-8,2	62	0,4-8,2	74
<i>Verde claro</i>	17	0,7-5,7	53	0,4-9,2	70
TOTAL	105		120		225

As variáveis que melhor explicam o diâmetro dos líquens são o diâmetro da forófito ($t = 3,804$, $P < 0,001$) e o tipo de formação vegetal ($t = -3,387$, $P < 0,001$).

Sobre a distribuição das espécies nas forófitas em relação ao norte magnético, apenas a distribuição das espécies Morfoespécie Rosa e Morfoespécie Verde escuro diferem significativamente ($P < 0,05$) na restinga (Tabela 16. 2 e Figura 16. 3). Na floresta ombrófila densa não foi encontrada diferença significativa.

Quanto à distribuição circular nas forófitas em relação aos dois lados da trilha, as morfoespécies Rosa e Verde escuro diferem apenas nas forófitas localizadas na direita da trilha (Tabela 16. 3 e Figura 16. 4). No lado esquerdo não foi encontrada diferença significativa quanto as distribuições.

Na restinga, no lado direito da trilha, as morfoespécies Rosa e Verde escuro diferem entre si, enquanto que no lado esquerdo a morfoespécie Rosa difere da morfoespécie Verde claro. Na FOD, no lado direito, a morfoespécie Rosa difere da morfoespécie Verde claro e no lado esquerdo a morfoespécie Rosa difere das demais, onde morfoespécie Verde escuro e morfoespécie Verde claro não diferem significativamente (Tabela 16. 3).

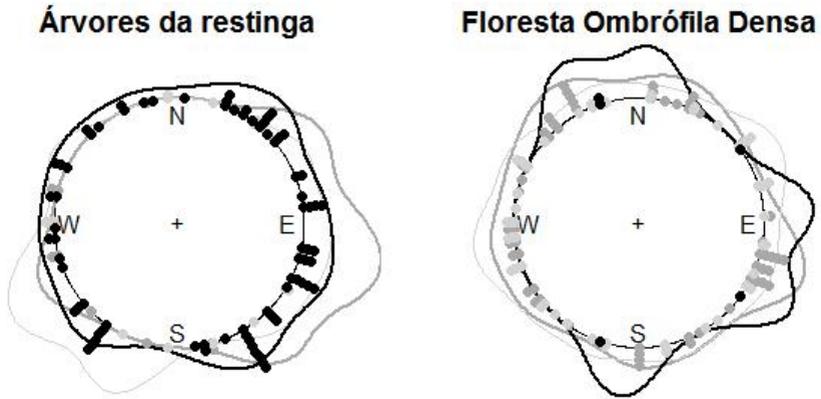


Figura 16. 3. Distribuição de Morfoespécie Rosa (em preto) e Morfoespécie Verde claro (cinza forte) e Morfoespécie Verde escuro (cinza claro) nas forófitas relacionadas com as diferentes vegetações estudadas no PMLP- Florianópolis-SC.

Tabela 16. 2. Valores de P obtidos pelo teste de *Wallraff* que compara a dispersão angular das espécies nas duas formações vegetais (FOD = Floresta Ombrófila Densa; e Restinga) e entre os lados da trilha em que os forófitos foram amostrados (Direita ou Esquerda). Em negrito, os valores significativos.

	Morfoespécie	Rosa	Verde escuro
Restinga	Verde escuro	0,019	
	Verde claro	0,6	0,375
FOD	Verde escuro	0,728	
	Verde claro	0,272	0,317
Direita	Verde escuro	0,041	
	Verde claro	0,442	0,145
Esquerda	Verde escuro	0,886	
	Verde claro	0,898	0,828

Os gráficos evidenciaram um padrão de distribuição diferenciado entre as espécies estudadas em relação às formações de mata de restinga e Floresta Ombrófila Densa (FOD). A morfoespécie Rosa apresentou uma ampla distribuição na mata de restinga, e apareceu de forma ocasional na FOD. Enquanto que morfoespécie Verde claro e

morfoespécie Verde escuro foram mais presentes na FOD, aparecendo também de forma menos marcante na mata de restinga (Figura 16. 3 e Tabela 16. 1).

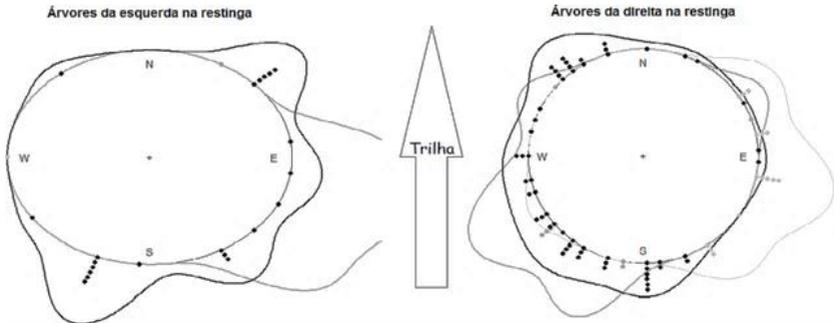


Figura 16. 4. Distribuição de Morfoespécie Rosa (em preto), Morfoespécie Verde Claro (em cinza forte) e Morfoespécie Verde escuro (em cinza claro) no lado direito e esquerdo da mata de restinga no PMLP- Florianópolis-SC.

Tabela 16. 3. Valores de P obtidos pelo teste de *Wallraff* que compara a dispersão angular das espécies nos dois lados da trilha nas duas formações vegetais (FOD = Floresta Ombrófila Densa; e Restinga). Em negrito, os valores significativos.

		Morfoespécie	Rosa	Verde escuro
Restinga	direita	Verde escudo	0,004	
		Verde claro	0,076	0,73
	esquerda	Verde escudo	0,094	
		Verde claro	0,038	0,179
FOD	direita	Verde escudo	0,308	
		Verde claro	0,074	0,417
	esquerda	Verde escudo	0,011	
		Verde claro	0,015	0,86

A área estudada da mata de restinga apresentou um padrão de distribuição que destaca a preferência das morfoespécies Rosa e Verde Claro por se localizarem na face da forófito voltada para a área aberta da trilha, em ambos lados da mata. Todavia, destaca-se a maior abundância destas morfoespécies no lado direito da trilha (W). Foi possível observar ainda a presença da morfoespécie 3 no lado direito da mata, porém voltado para leste e a quase ausência de líquens nas faces voltadas para a lagoa

das forófitas do lado esquerdo da trilha (Figura 16. 4). Na FOD podemos notar uma baixa quantidade da morfoespécie Rosa a presença de poucos indivíduos voltados para o lado da trilha, com exceção de um indivíduo (Figura 16. 5).

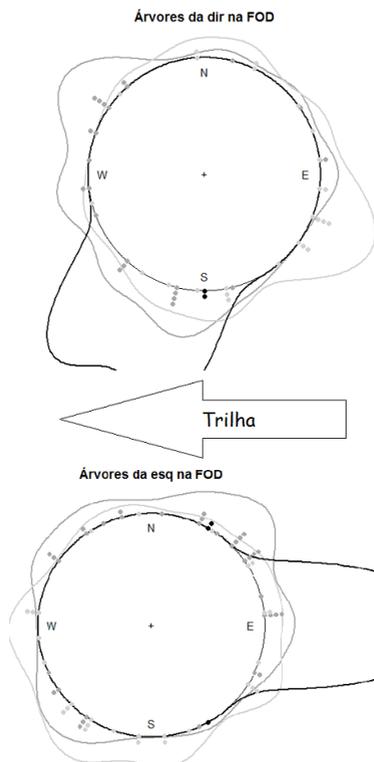


Figura 16. 5. Distribuição de Morfoespécie Rosa (em preto), Morfoespécie Verde claro (em cinza escuro) e Morfoespécie Verde escuro (em cinza claro) no lado direito e esquerdo da Floresta Ombrófila Densa (FOD) no PMLP- Florianópolis-SC.

Discussão

As variáveis ambientais que explicam o diâmetro dos líquens são o diâmetro da forófito e o tipo de formação vegetal. O diâmetro dos forófitos se mostrou importante no tamanho dos líquens, uma vez que o microclima apropriado para o desenvolvimento dos líquens depende do seu substrato (Rosentreter 1995). A formação vegetal está diretamente ligada ao diâmetro das forófitas, pois restinga e FOD apresentam diferenças na estrutura e nas características da vegetação. A retenção de florestas, ou seja, sua conservação no tempo, tem papel importante no diâmetro das forófitas, uma vez que proporciona forófitas mais velhas e, proporcionalmente, maiores (Rosentreter 1995). Forófitos mais velhos facilitam o desenvolvimento do líquen por mais tempo, pois estes organismos tem um crescimento extremamente lento (Cooke 1977). Este crescimento também é determinado pela disposição de micronutrientes e água, com as maiores taxas de crescimento em regiões litorâneas ou em montanhas cobertas por nevoeiro (Raven et al. 1978).

A distribuição dos líquens ao redor dos forófitos depende somente da morfoespécie, de forma que o requerimento microclimático de cada morfoespécie parece determinar sua distribuição. A maior abundância das morfoespécies no lado direito da trilha na restinga e a quase inexistência de líquens na face das forófitas mais próximas da lagoa pode sugerir que existe um efeito negativo da umidade direta da lagoa e da exposição ao vento. Embora a relação da diversidade de espécies de líquens com a quantidade de chuva e umidade se mostrou positiva em alguns estudos, alguns gêneros demonstram preferência por regiões mais secas (Rosentreter, 1995).

A diferença na dominância das morfoespécies em relação às formações vegetais sugere que existe diferenciação na utilização de recursos entre morfoespécie Rosa e as outras morfoespécies (Verde claro e Verde escuro). Características ambientais como disponibilidade de luz e regime de umidade são determinantes na distribuição e características dos líquens (Fahselt 2008). Pelo que o padrão de distribuição evidencia, o recurso que provavelmente diferencia as preferências de habitats é a luminosidade, pois a vegetação da restinga permite maior penetração de luz no ambiente. Isto corrobora a ideia que diferentes espécies de líquens podem responder de forma distinta às variáveis ambientais (Käffer et al. 2011).



A morfoespécie *Rosa* se mostrou favorável aos ambientes mais abertos, talvez pela preferência por ambientes de vegetação menos densa, com maior penetração de luz. Esta preferência aproxima morfoespécie *Rosa* de espécies predominantemente urbanas, pois espécies encontradas em áreas urbanas são mais resistentes à luminosidade e ao vento (Käffer et al. 2011). Da mesma forma, morfoespécie *Rosa* e as outras duas morfoespécies (*Verde claro* e *Verde escuro*) aparecem, geralmente, em lados opostos uma em relação às outras. Isto indica que embora morfoespécie *Verde claro* e morfoespécie *Verde escuro* competem por algum recurso com morfoespécie *Rosa*, elas parecem ter vantagem competitiva em ambientes mais fechados (FOD) do que abertos (*restinga*). Estes indivíduos evidenciaram uma clara preferência pelas condições da FOD.

As morfoespécies *Verde claro* e *Verde escuro*, por terem dominado a FOD, um ambiente mais preservado e com maior distância das áreas antropizadas, pode ser considerado, à priori, um indicador de local mais preservado. Entretanto, a medição da luminosidade e do vento explicaria com maior clareza a relação dessas morfoespécies com as variáveis ambientais. Em um próximo estudo, a inclusão destes parâmetros na análise da distribuição poderia corroborar que as morfoespécies *Verde claro* e *Verde escuro* podem ser consideradas bioindicadores da abertura do dossel.

Conclusão

Houve diferença na distribuição das duas morfoespécies em relação às áreas de *restinga* e de floresta ombrófila densa, o que corrobora parcialmente a primeira hipótese, pois somente foi encontrada diferença em relação ao lado da trilha na *restinga*. A segunda hipótese foi corroborada, pois o tamanho dos líquens é determinado pelo diâmetro das forófitas e pela formação vegetal, uma vez que estas duas variáveis estão ligadas.

O entendimento das características morfológicas de líquens e sua distribuição tem potencial informativo para diferenciar regiões mais preservadas de menos preservadas e indicar a qualidade de parâmetros ambientais. O baixo custo e a possibilidade de realização destes estudos em curto prazo facilitam a obtenção de informações importantes para embasar planos de manejo e políticas de conservação.

Agradecimentos

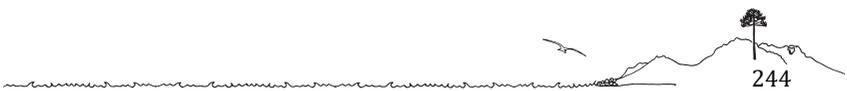
MBC e ML agradecem aos professores e colegas que contribuíram com críticas e sugestões. Em especial agradecemos à Professora Malva I. M. Hernandez que sugeriu os líquens como objeto deste estudo e ao colega Hugulay Maia pelas valiosas observações que ajudaram na construção deste trabalho, à Professora Maria Alice Neves (Botânica/UFSC) e ao doutorando Emerson Luiz Gumboski do Departamento de Botânica da UFRGS, à Floram e aos funcionários do Parque Municipal da Lagoa do Peri pelo acolhimento e infraestrutura para a realização dos trabalhos do curso de campo.

Bibliografia

- Agostinelli, C., Lund, U. (2013). *R package "circular": Circular Statistics*. URL <https://r-forge.r-project.org/projects/circular/>.
- Begon, M., Townsend, C. R., Harper, J. L. (2006). *Ecology: From individuals to Ecosystems*, 4ª Ed. Blackwell Publishing.
- Blackwell, M. (2011). "The fungi: 1, 2, 3 ... 5.1 million species?" *American Journal of Botany*, 98(3): 426-438.
- Cáceres, M. E. Da S. (2007). *Corticolous crustose and microfoliose lichens of northeastern Brazil*. IHW-Verlag.
- Cooke, R. (1977). *The biology of symbiotic fungi 1*. John Wiley & Sons.
- Costa, W. R., Mineo, M. F. (2013). "Os líquens como bioindicadores de poluição atmosférica no município de Uberaba, Minas Gerais, Brasil". *Reget/UFMS*, 13: 2690-2700.
- Fahselt, D. (2008). "Individuals and populations of lichens". Em: Nash III, T. H. (Ed.). *Lichen Biology*, 2ª ed. Cambridge University Press.
- Hawksworth, D. L. (1975). *Lichen - new introduction, matter and supplementary*. The Richmond Publishing, Cambridge.
- IBGE. 2015. "Biomás". URL <http://7a12.ibge.gov.br/vamos-conhecer-o-brasil/nosso-territorio/biomas.html>. Acessado em 27/11/2015.



- Käffer, M. I., Martins, S. M. D. A., Alves, C., Pereira, V. C., Fachel, J., Vargas, V. M. F. (2011). "Corticolous lichens as environmental indicators in urban areas in southern Brazil". *Ecological Indicators*, 11(5):1319-1332.
- Klump, A., Ansel, W., Klump, G., Calatayud, V., Garrec, J. P., He, S., Peñuelas, J., Ribas, A., Ro-Poulsen, H., Rasmussen, S., Sanz, M. J., Vergne, P. (2006). "Tradescantia micronucleus test indicates genotoxic potential of traffic emissions in European cities". *Environmental Pollution*, 139: 515-522.
- Kremen, C. (2005). "Managing ecosystem services: What do we need to know about their ecology?" *Ecology Letters*, 8(5): 468-479.
- Lyons, K. G., Brigham, B. H., Traut, C., Schwartz, M. W. (2005). "Rare species and ecosystem functioning". *Conservation Biology*, 19(4): 1019-1024.
- Seaward, M. R. D. (2008). "Environmental role of lichens". Em: Nash III, T. H. (Ed.). *Lichen Biology 2ª ed.* Cambridge University Press.
- Martins, M. S. D. A., Isabel, M., Lemos, A. (2008). "Líquens como bioindicadores da qualidade do ar numa área de termoeletrica, Rio Grande do Sul, Brasil". *Hoehnea*, 35(3): 425-433.
- Martins, S. M. de A., Käffer, M. I., Alves, C. R., Pereira, V. C. (2011). "Fungos liquenizados da Mata Atlântica, no sul do Brasil". *ACta*, 25(2): 286-292.
- Raven, P. H., Evert, R. F., Curtis, H. (1978). *Biologia Vegetal*, 2ª ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Dois.
- Rosentreter, R. (1995). "Lichen Diversity in Managed Forests of the Pacific Northwest, USA". *Mitt. Eidgenöss. Forsch.anst. Wald Schnee Landsch*, 70(1): 103-124.
- R Core Team. (2015). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- Webster, J., Weber, R. W. S. (2007). *Introduction to fungi 3ª ed.* Cambridge University Press.



Atividade de predação do gastrópode *Stramonita haemastoma* em diferentes condições hidrodinâmicas

Orofino, G. G.; Maes, M. E.; Giehl, E. H.; Segal, B.

Introdução

Os costões rochosos são ecossistemas marinhos de substrato consolidado que apresentam elevada importância ecológica e econômica (Moreno & Rocha 2012). Devido a fatores bióticos e abióticos, principalmente pela dinâmica das marés, os organismos estão dispostos em faixas horizontais, que variam verticalmente, chamadas de zonas infralitoral, mesolitoral e supralitoral. A zona infralitoral se inicia com o aparecimento das macroalgas e permanece sempre submersa. A zona supralitoral está acima da linha da maré alta e sofre influência dos borrifos de água. Já a zona de mesolitoral situa-se entre a maré alta e baixa, com períodos alternados de imersão e emersão; habitam esta zona macroalgas, organismos planctônicos, crustáceos, entre outros (Coutinho & Zalmon 2009).

A zona mesolitoral apresenta maior perturbação, principalmente pela imersão e emersão ocasionada pelas marés, efeito mecânico das ondas, dessecação e temperatura. Tais condições selecionaram organismos com adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais. Dentre adaptações comportamentais, por exemplo, ocorre agregação para uma exposição menor da superfície e refúgio em fendas (Frey 2011; Coutinho & Zalmon 2009).

Na zona mesolitoral, pode ser encontrado *Stramonita haemastoma*, um gastrópode da família Muricidae. Essa espécie exerce importante função ecológica, pois se caracteriza como um dos principais carnívoros deste ambiente, controlando a abundância dos organismos bênticos do costão (Manzoni & Lacava 1998; López et al. 2010). Sua atividade de predação é influenciada por diferentes fatores como: o tamanho e valor energético da presa, o tempo de manipulação, a dificuldade de predação,



a disponibilidade de presa, a experiência do predador e a presença de fendas (Richardson & Brown 1990; Manzoni & Lacava 1998; Watanabe & Young 2006). Além disso, há registros de que a espécie apresenta maior atividade de predação em costões expostos (Cerveira et al. neste volume) e que uma das estratégias usadas na predação é o forrageio em grupo como forma de melhorar a eficiência de predação e a taxa de ingestão (Brown & Alexander 1994; Brown & Richardson 1987). Dentre as presas deste gastrópode, destacam-se ostras, mexilhões e poliquetas (Richardson & Brown 1990; Watanabe & Young 2006), com uma alta associação e até mesmo preferência de *S. haemastoma* por mexilhões *Perna perna* (López et al. 2010; Faroni-Perez et al. 2015; Cerveira et al. 2016). A preferência e maior frequência de predação por *Perna perna* em laboratório está associada ao menor tempo necessário à manipulação desta presa, quando comparada a outro bivalve, *Isoognomon bicolor*. Entretanto, em experimento em campo, a atividade de predação de *S. haemastoma* está relacionada com a disponibilidade e, assim, maior probabilidade de encontro da presa (López et al. 2010).

Este estudo tem por objetivo verificar que fatores ambientais, bióticos e abióticos, influenciam no forrageio de *Stramonita haemastoma*. As previsões são que: (H1) a atividade de predação de *S. haemastoma* é influenciada por fatores abióticos, havendo maior atividade de predação em costões expostos; (H2) *S. haemastoma* preda com maior frequência *Perna perna* quando comparado a outras presas potenciais; e (H3) há maior atividade de predação nos locais com maior densidade de *S. haemastoma*.

Material e métodos

Esta pesquisa foi realizada nos costões rochosos da praia do Matadeiro (27°45'27.33"S, 48°29'42.45"O) e do Morro das Pedras (27°43'11.53"S, 48°30'10.54"O), localizadas no sul da Ilha de Santa Catarina (Figura 1). Os locais foram escolhidos pois apresentam condições distintas quanto à exposição às ondas, sendo o costão do Matadeiro mais protegido da ação mecânica das ondas e o costão do Morro das Pedras caracterizado como exposto devido à conformação da linha de costa (Figura 17. 1).

As condições ambientais dos locais de coleta de dados foram:



- Costão da praia do Matadeiro - Neste local, as amostragens foram realizadas no dia 15/11/2015, entre 12:00 e 13:30 h, com altura da maré em 0,6 m e temperatura do ar em torno de 25,5°C e no dia 17/11/2015, das 8:35 até 9:15 h, com maré de cerca de 0,5 m e temperatura do ar em torno de 22°C.

- Costão do morro das pedras - Neste costão, a amostragem foi realizada no dia 16/11/2015, entre 8:00 e 10:30 h, com maré de 0,5 m e temperatura do ar em torno de 22°C.



Figura 17. 1. (A) Localização das áreas de amostragem: (B) costão rochoso da praia do Matadeiro (protegido) e (C) costão rochoso da praia do Morro das Pedras (exposto).

Na zona mesolitoral de cada costão rochoso foram alocados 30 quadrados de tamanho 25×25 cm ($0,0625$ m²) em locais com presença de pelo menos um indivíduo de *S. haemastoma* (Figura 17. 2). Os quadrados foram posicionados com distância mínima de 25 cm uns dos outros. Em cada quadrado, foi caracterizada a comunidade bêntica, através de estimativa visual da área de cobertura percentual de cada espécie presente, além de serem caracterizados os seguintes parâmetros abióticos: hidrodinamismo (costão exposto ou protegido), grau de inclinação da rocha e presença ou ausência de fendas. Os indivíduos de *S. haemastoma* presentes nos quadrados foram contabilizados e caracterizados quanto à atividade de predação no momento da avaliação (predando ou não) e quanto ao tipo de presa que estava sendo consumida. O ato de predação foi caracterizado pelos indivíduos de *S. haemastoma* estarem fortemente aderidos à presa potencial.



Figura 17. 2. Quadrante utilizado para caracterização da comunidade bêntica e contagem de indivíduos de *Stramonita haemastoma* em atividade de predação ou não. A seta indica um indivíduo amostrado.

As análises dos dados foram realizadas no programa R (R Core Team 3.2.2, 2015). Para verificar a relação entre a abundância de *S. haemastoma* e a atividade de predação entre os diferentes habitats, foram realizados testes T. Além disto, se verificou a relação entre a quantidade de indivíduos em atividade de predação (proporção de indivíduos predando/total de indivíduos da parcela) e um conjunto de variáveis explanatórias: local (costão exposto ou protegido), inclinação da rocha, presença ou não de fendas das rochas, quantidade de indivíduos de *S. haemastoma* por parcela e a porcentagem de cobertura das espécies bênticas presentes. Para modelar a atividade de predação foi utilizado um modelo linear generalizado (GLM) com distribuição binomial e função de ligação logística ("*logit*"). A simplificação e seleção do modelo para a atividade de predação foi realizada utilizando o Critério de Informação de Akaike (AIC).

Resultados

Nos quadrados amostrados, a comunidade bêntica foi caracterizada pelas espécies: *Ulva fasciata*, *Chthamalus bisinuatus*, *Brachidontes solisianus*, *Tetraclita stalactifera*, *Perna perna*, *Colisella subrugosa*, *Phragmatopoma caudata*, além de outras algas. Os organismos mais abundantes no costão protegido e no exposto foram, respectivamente, *U. fasciata* e *B. solisianus*. *P. caudata* (potencial presa) foi registrado apenas na amostragem feita no ambiente exposto (Figura 17. 3).

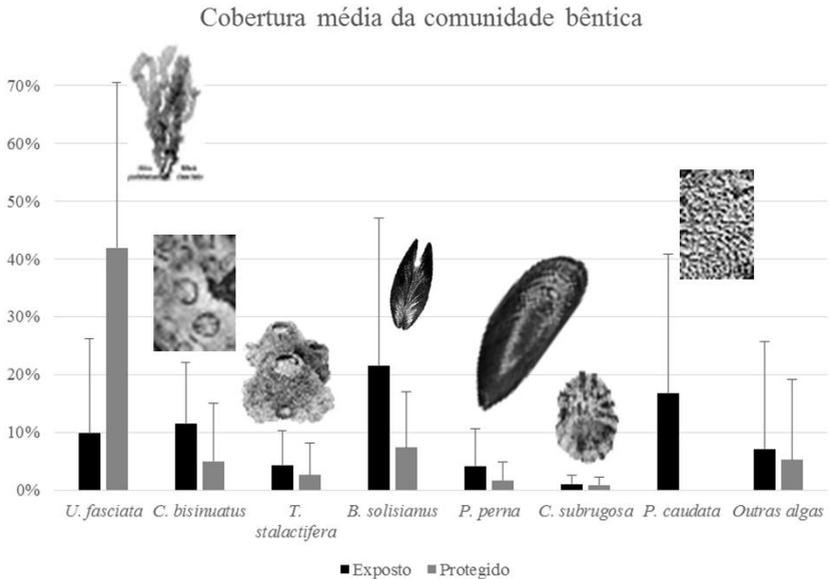


Figura 17. 3. Proporção média por parcela de organismos bênticos identificados nos costões exposto e protegido. As potenciais presas de *S. haemastoma* se caracterizaram por *C. bisinuatus*, *T. stalactifera*, *B. solisianus*, *P. perna*, *C. subrugosa*, e *P. caudata*. As barras representam o desvio padrão.

Ao todo, foram contabilizados 186 indivíduos de *S. haemastoma* nos quadrados avaliados, sendo 104 no ambiente exposto e 86 no protegido. A abundância média de *S. haemastoma* por quadrado foi de 3,5 (indivíduos) no costão exposto e 2,7 no costão protegido (Figura 17. 4A) e não apresentou diferença significativa ($df = 57.622$, $P > 0.1$). Entre os indivíduos contabilizados nos dois costões, 28% foram encontrados em

atividade de predação e 72% não estavam predando. Foi observada também uma maior proporção de indivíduos se alimentando no costão exposto do que no ambiente protegido, em relação ao número total de indivíduos presentes por parcela (df = 57.957, $P < 0,01$), conforme ilustrado na Figura 17. 4B.

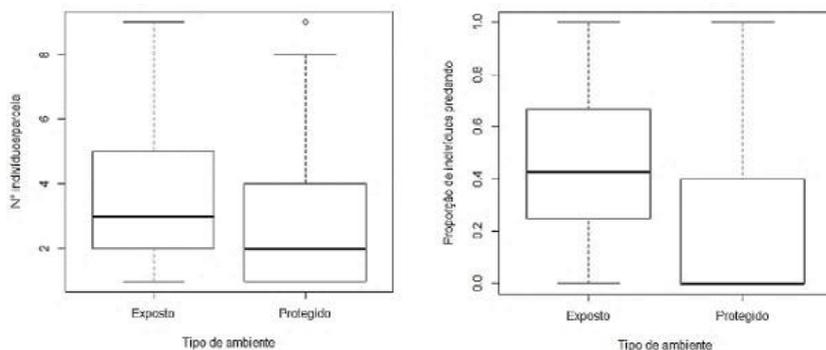


Figura 17. 4. (A) Abundância de *S. haemastoma* por parcela e (B) Proporção de indivíduos em atividade de predação em relação ao n° total de indivíduos por parcela, nos dois tipos de costão.

As espécies predadas por *S. haemastoma* se caracterizaram por *B. solisianus*, *P. caudata*, *C. bisinuatus* e *P. perna* (Tabela 17. 1). *B. solisianus* foi a espécie mais consumida tanto no ambiente exposto quanto no ambiente protegido (Figura 17. 5). O ambiente exposto teve maior diversidade de presas do que o protegido, sendo que *P. caudata* e *P. perna* foram presas registradas apenas no costão exposto (Tabela 17. 1).

Tabela 17. 1. Atividade de predação de *Stramonita haemastoma* nos costões exposto e protegido. N pred. - n° de indivíduos observados em atividade de predação em cada costão; % Predadores - proporção de indivíduos em atividade de predação em relação ao número total de indivíduos de *S. haemastoma* contabilizados em cada um dos costões; proporção de indivíduos predando para cada costão em relação ao total de indivíduos em predação observados nos dois costões; % por presa - proporção de espécies bênticas consumidas pelos indivíduos de *S. haemastoma* observados em atividade de predação. O valor total da % por presa equivale à proporção do tipo de presa consumido em relação à todas as presas contabilizadas, ou seja, 66% dos indivíduos observados em atividade de predação nos dois costões tinham como presa *B. solisianus*. *Bsol*: *B. solisianus*; *Pcau*: *P. caudata*; *Cbis*: *C. bisinuatus*; *Pper*: *P. perna*

Tipo de costão	N pred.	% Predadores	% por presa			
			<i>Bsol</i>	<i>Pcau</i>	<i>Cbis</i>	<i>Pper</i>
Protegido	14	37,5	92,9	0	7,1	0
Exposto	39	47,6	56,4	23,1	17,9	2,6
Total	53	28,5	66,0	17,0	15,1	1,89



Figura 17. 5. *S. haemastoma* predando *Brachidontes solisianus*.

Os fatores que explicaram o a atividade de predação de *S. haemastoma* foram: o tipo de ambiente, sendo menor a atividade de predação no costão protegido; a disponibilidade de *Brachidontes solisianus*, havendo maior atividade de predação de *S. haemastoma* em ambientes com maior cobertura do bivalve; e o número de indivíduos de *S. haemastoma* por quadrado, havendo maior predação com menor abundância (Tabela 2). O modelo indicou que pelo fato da predação ser menor no ambiente protegido, mesmo em áreas com cobertura de *B. solisianus* semelhantes, esta permaneceria menor do que no ambiente exposto. Além disso, a tendência é de que a atividade de predação aumente conforme ao aumento da abundância de *B. solisianus*.

Tabela 17. 2. Resultados do GLM para predação relacionado ao tipo de ambiente (protegido), disponibilidade de *Brachidontes solisianus* e abundância de *S. haemastoma* por quadrado.

	Coefficiente	Erro padrão	Z	P
Intercepto	-0,056	0,403	-0,138	0,890
Protegido	-0,997	0,386	-2,584	0,01 **
<i>Brachidontes</i>	2,689	0,846	3,177	0,001 **
Abundância	-0,196	0,077	-2,557	0,011 *

Discussão

Os resultados demonstram que a primeira hipótese deste trabalho foi corroborada: a atividade de predação de *S. haemastoma* é influenciada por fatores abióticos, havendo mais predação no costão exposto à ação das ondas. De maneira semelhante, o estudo de Cerveira et al. (neste volume), indicou uma tendência à maior predação no ambiente exposto em relação ao protegido e Richardson & Brown (1990) encontraram que a exposição às ondas aumentou a taxa de alimentação de *S. haemastoma*, avaliada através do número de ostras ingeridas por unidade de tempo. Tal fato possivelmente se deve a hidrodinâmica dos diferentes ambientes. A maior atividade de *Stramonita haemastoma* está associada a presença de água (Miglioli, 2000), logo, a ação de ondas mais fortes ocasiona a maior dispersão de esguichos, além disso, a força da onda eleva a área atingida pela água do mar favorecendo a predação por estes animais, que estariam menos expostos à dessecação (Coutinho & Zalmon 2009).

A segunda hipótese foi rejeitada: a espécie que foi predada mais frequentemente por *S. haemastoma* não foi *Perna perna*, e sim *Brachidontes solisianus* (66%). Neste sentido, nossos resultados demonstram que a atividade de predação de *S. haemastoma* está diretamente relacionada à disponibilidade de *B. solisianus*, o oposto do descrito por Faroni-Perez et al. (2015) que encontraram a espécie associada a *P. perna*. O fato da principal presa ter sido *B. solisianus*, parece estar relacionado à maior probabilidade de encontro, que pode gerar mais experiência na predação, e, conseqüentemente, aumentar a eficiência de *S. haemastoma* em predação este bivalve (Lopez et al. 2010). Além disso, diferenças na disponibilidade das presas ao longo do tempo podem conduzir a mudanças nas preferências do predador.

Aparentemente há forte pressão de coleta nos costões estudados por parte de populações humanas (conforme observado no momento da coleta), tal pressão pode ter reduzido recentemente a abundância de *Perna perna* de tal forma que a presa mais disponível foi o *Brachidontes solisianus*, apresentando-se como o principal item alimentar da espécie. Associado a isso, o fato das amostras terem sido realizadas em dias em que a maré não esteve muito baixa, condicionou as amostragens ao mesolitoral superior, local na qual o bivalve *Perna perna* e o *S. haemastoma* não são tão abundantes (Coutinho & Zalmon 2009; Santos & Boehs 2011).

De acordo com Richardson & Brown (1990) a exposição de *S. haemastoma* à ação moderada das ondas afeta a frequência de predação e o tamanho da presa selecionada. Segundo estes autores, estes gastrópodes reduziram seu tempo de exposição à ação das ondas (risco de serem deslocados) quando se alimentam de presas menores, já que estas necessitam de menor tempo de manipulação. Entretanto, devido às presas menores fornecerem menor quantidade de tecido consumido, seria necessária maior taxa de ingestão (número de presas consumidas/tempo) (Richardson & Brown, 1990). Isto pode explicar a maior ocorrência de predadores e de predação de *Brachidontes solisianus* (um pequeno bivalve) no costão exposto.

Ao contrário do esperado, houve uma relação negativa entre a quantidade de indivíduos por parcela e a atividade de predação. Assim, o comportamento de agregação dos indivíduos não esteve relacionado à predação, diferentemente do trabalho de Brown e Alexander (1994), que atribuiu uma vantagem na redução do tempo para exploração do recurso alimentar quando o forrageio é feito em grupo. O comportamento de agregação não relacionado à predação pode ser explicado pela

tendência dos bentos do mesolitoral a se agruparem para minimizar os efeitos da dessecação e da ação mecânica das ondas (Coutinho & Zalmon 2009). Além disso, Rilov et al. (2005) encontraram que *S. haemastoma* tem uma maior atividade de predação no período noturno e durante o dia procura por abrigo. Sendo assim, a baixa atividade de predação dos indivíduos, encontrada neste trabalho, pode estar relacionada com a amostragem ter sido feita no período diurno.

Com este trabalho conclui-se que, a atividade de predação de *Stramonita haemastoma* está relacionada com a exposição do gastrópode à ação das ondas, já que no costão exposto há uma maior atividade de predação que no costão protegido. Ademais, as presas mais consumidas são as mais disponíveis, e o comportamento de agregação no período diurno não está relacionado com a predação.

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 e também à Floram e aos funcionários do Parque Municipal da Lagoa do Peri pelo acolhimento e infraestrutura para a realização dos trabalhos do curso de campo.

Bibliografia

- Brown, K. M., Richardson, T. D. (1987) "Foraging ecology of the southern oyster drill *Thais haemastoma* (Gray): constraints on prey choice". *Experimental Marine Biology and Ecology*, 114: 123-141.
- Brown, K. M., Alexander, B. J. E. (1994). "Group foraging in a marine gastropod predator: benefits and costs to individuals". *Marine Ecology Progress Series*, 112: 97-105.

- Cerveira, A., Scheer, G. G., Maia, H., Fogaça, I. B., Gomes, T. C., Segal, B. (2016). "Influência do habitat na atividade de predação e morfometria de *Stramonita haemastoma*". Em: Teixeira, T. R., Agrelo, M. Segal, B., Hanazaki, N., Giehl, E. L. H. *Ecologia de Campo: Do mar às montanhas. PPG Ecologia UFSC 2015*, Florianópolis.
- Coutinho, R., Zalmon, I. R. (2009). "Os Bentos de Coestões Rochosos". Em Pereira-Gomes. *Biologia Marinha*, Interciências, Rio de Janeiro.
- Faroni-Perez, L., Grillo, A. C. M., Leite, G. F. M., Segal, B. (2015). "Efeito da exposição a ondas e disponibilidade de recursos alimentares sobre a densidade e tamanho de *Stramonita haemastoma* (Mollusca: Gastropoda)". Em: Faroni-Perez, L. Brentano, D. M., Segal, B., Hernández, M. I. M. *Ecologia de Campo: do ambiente à comunidade PPG Ecologia UFSC 2014*, Florianópolis.
- Frey, G. (2011). "Variação na riqueza de espécies entre e dentro de zonas em ambiente costão rochoso". Em Machado, G., Prado, P. I. K. L. *Ecologia da Mata Atlântica*, USP, São Paulo.
- López, M. S., Coutinho, R., Ferreira, C. E. L., Rilov, G. (2010). "Predator-prey interactions in a bioinvasion scenario: differential predation by native predators on two exotic rocky intertidal bivalves". *Marine Ecology Progress Series*, 403: 101-112.
- Manzoni, G. C., Lacava, L. A. (1998). "Crescimento dos Gastrópodes *Thais (Stramonita) haemastoma* e *Cymatium parthenopeum parthenopeum* em cultivo experimental na enseada da armação do Itapocoroy (26O 47' S-48O 36' W), Penha-SC". *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 2: 167-173.
- Miglioli, M. A. (2000). "Potencial de crescimento da concha de *Stramonita haemastoma* (L1717) (Gastropoda: Prosobranchia): condições ótimas e restrições naturais". Dissertação. Mestrado em Ecologia, UNICAMP.
- Moreno, T. R., Rocha, R. M. (2012). "Ecologia de costões rochosos". *Estudos de biologia*, 34: 191-201.
- Richardson, T. D., Brown, K. M. (1990). "Wave exposure and prey size selection in an intertidal predator". *Experimental Marine Biology and Ecology*, 142:105-120.

- Rilov, G., Gasith, A., Benayahu, Y. (2005). "Effect of disturbance on foraging: whelk activity on wave-exposed rocky shores with minimal tidal range". *Marine Biology*, 147: 421- 428.
- Santos, J. J. B., Boehs, G. (2011). "Spatial-temporal distribution and recruitment of *Stramonita haemastoma* (Linnaeus, 1758) (Mollusca) on a sandstone bank in Ilhéus, Bahia, Brazil". *Brazilian Journal of Biology*, 71: 799-805.
- Watanabe, J. T., Young, C. M. (2006). "Feeding habits and phenotypic changes in proboscis length in the southern oyster drill, *Stramonita haemastoma* (Gastropoda: Muricidae), on Florida sabellariid worm reefs". *Marine Biology*, 148: 1021-1029.

Abundância de Chimango Caracará (*Milvago chimango*) é influenciada pelo tipo de atividade exercida entre ambientes distintos?

Maia, H., Freitas, R.

Introdução

Aves de rapina são de extrema importância ecológica, participam no controle populacional de pequenos mamíferos (roedores), pequenos répteis (e.g. lagartos e cobras), peixes, artrópodes, anfíbios. São consideradas aves de rapina: as águias, falcões, gaviões e corujas. A família dos falcões (Falconidae) é representada por 10 gêneros com 60 espécies. O *Milvago chimango* (Vieillot, 1816) está entre as aves de rapina mais versáteis do grupo, com grande plasticidade alimentar e possui habilidade para aprender comportamentos novos (Biondi et al. 2010). Detalhes morfológicos do chimango são reportados em diversos trabalhos (Sarasola et al. 2011, Lambrecht et al. 2015), sendo que as fêmeas possuem 10 g a mais do que os machos e o tamanho de ambos varia entre 37 a 43 cm. Originária da América do Sul, atualmente ocorre em seis países (Argentina, Chile, Uruguai, Bolívia, Paraguai e Brasil), sendo que no Brasil tem ocorrência restrita aos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro (Wikiaves 2015). Podem ser encontrados em diversos ambientes como: áreas abertas, campos de cultivo, restingas e praias oceânicas e lagoas (Lambrecht et al. 2015).

Estudos têm demonstrado aspectos relacionados ao comportamento da espécie, em relação à alimentação que varia de ambiente para ambiente. Por exemplo, Sazima & Olmos (2009) reportam uma tática de caça usada pela espécie como sendo "planar-pairar" num lago no Chile. Noutros ambientes pouco se sabe sobre o comportamento dessa ave. O trabalho de Biondi (2010), cujo objetivo era avaliar a capacidade de aprendizagem social em indivíduos capturados em estado selvagem, mostrou que *M. chimango* é capaz de aprender novas tarefas, caso seja oferecida uma recompensa alimentar.



No estado do Rio Grande do Sul, o chimango é bem conhecido, ocorre em concentrações elevadas, formando bandos de 30 a 40 indivíduos (Lambrecht et al. 2015). No estado de Santa Catarina, a espécie é residente e considerada abundante, ocorrendo em diversos ambientes tais como áreas urbanas, borda da floresta de Manguezal, áreas antrópicas como campos agropecuários e reflorestamento com espécies exóticas (Azevedo et al. 2003).

Azevedo e colaboradores (2003) fornecem resultados quantitativos sobre as aves de rapina na ilha de Santa Catarina. Segundo esse estudo 33% das aves de rapina que do Brasil ocorrem em Santa Catarina, mostrando que o *M. chimango* ocorre em áreas urbanas e áreas antrópicas. A espécie foi caracterizada no mesmo estudo como sendo abundante, apresentando um índice de frequência de observação (FO) entre 61 e 80%. Vários estudos têm demonstrado aspecto quantitativos (e.g. abundância) da espécie entre ambientes (Morrison & Phillips 2000; Bellocq et al. 2008), mas nenhum deles apresenta a relação da abundância do *M. chimango* com variáveis abióticas e bióticas. Além disso, existe um déficit na literatura sobre comportamento que esta espécie apresenta em diferentes situações. Assim sendo, o presente trabalho tem como objetivo descrever o tipo de comportamento e relacionar abundância de *M. chimango* com as variáveis explanatórias. As hipóteses a serem testadas no presente estudo são: (1) a abundância de chimango é influenciada pelo tipo de atividade exercida entre ambientes distintos (praia, lagoa). Espera-se que haja uma maior abundância na praia do que na lagoa devido às atividades antropogênicas na praia onde a disponibilidade alimentar é maior. (2) diferentes períodos do dia apresentam diferentes taxas de frequência de ocorrência. Embora as atividades das aves sejam maiores nos períodos da manhã entre as 6:30 am e 9:00 am e no final da tarde entre 16:30 pm e 17:30 pm (Santos et al. 2010), espera-se que nesses períodos haja uma menor taxa de frequência de ocorrência devido a presença de pessoas nos dois ambientes especialmente nesses horários.

Material e métodos

Área de estudo.

Lagoa do Peri – localizada ao sul da Ilha, entre 27°43'S e 48°30'W, com 2.030 ha, esta área de estudo está inserida dentro do Parque Municipal da Lagoa do Peri (Figura 18).



1). Suas encostas possuem altura média de 300 m (Azevedo et al. 2003). Caracterizada pela vegetação Ombrófila Densa em diferentes estágios de regeneração (CECCA 1997), constituindo os remanescentes mais preservados da Ilha (Azevedo et al. 2003).

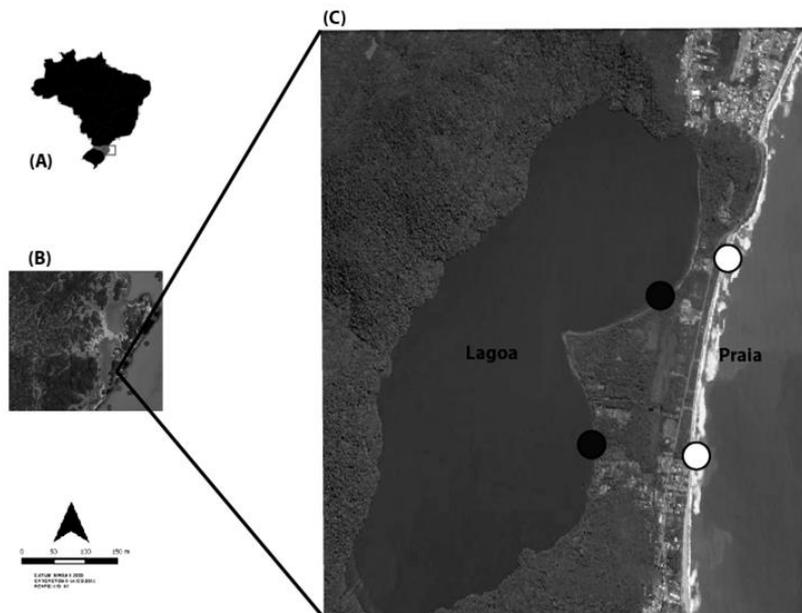


Figura 18. 1. Mapa de localização da área de estudo. Adaptado de Google Earth. (A) – Brasil, retângulo indica o estado de Santa Catarina (B) – Ilha de Florianópolis e (C) área de estudo, pontos em preto representam locais de observação na lagoa e pontos brancos com borda preta representam pontos de observação na praia.

Coleta de dados comportamentais

Foi realizada por meio de observação direta do chimango, entre 15 e 17 de novembro de 2015, em dois locais de amostragem (Lagoa do Peri e praia da Armação - Figura 1) de acordo com a área de ocorrência da espécie em estudo. Em cada ambiente, foi definido um ponto fixo de observação. Com auxílio de binóculos, (7x30, 430ft at

1000yds 143 m at 1000 m, Bak4 Prism, WATERPROOF tasco, 10x25, FullyCoatedOptics, 288FT/1000YDS, 94M/1000M, #168BCR), foram feitas quatro observações em cada um dos sítios, sendo duas na manhã (6:00 - 9:30 e 10:00 - 12:00) e duas na tarde (14:00 - 16:00 e 16:30 - 18:00).

O esforço amostral foi de 9 horas de observação para cada sítio. Não foram feitas amostragens durante a noite porque a espécie selecionada para o presente estudo não apresenta hábitos noturnos (Silva 2003).

Características ambientais e comportamentais. Dados referentes ao vento e presença humana foram registradas nos dois ambientes. O vento foi classificado como fraco, médio e forte. Foi registrado o tipo de atividade (alimentação) que a ave exercia em cada ambiente. E as outras características tais como, tipo de atividade para construção de ninhos, descanso.

Frequência de ocorrência foi estimada para saber com que frequência se pode observar o *M. chimango* por dia, este valor é estimado através da observação geral dividido por número de horas de observação.

Análises de Dados.

Para identificar padrões significativos de abundância da espécie em relação às variáveis explanatórias (e.g. período de observação, ambiente e o vento) foi desenvolvido um modelo de Regressão Linear Generalizado (GLM), seguindo a distribuição de *Poisson*. Para simplificação do modelo completo num modelo simplificado usou-se a função *stepAIC* do pacote *MASS* (Venables & Ripley 2002). Em relação aos quatros períodos de observação entre os sítios foi usado o teste X^2 para avaliar a significância de abundância.

Resultados e discussão

Foram feitas 25 observações de *M. chimango* nos dois ambientes, sendo 13 na praia e 12 na lagoa, a número de observação por hora foi de 1,38 indivíduo, sendo para manhã com uma F.O de 1,54 e tarde de 1,14. Houve diferença significativa entre estes dois ambientes nos períodos das 10:00 -12:00 e 16:30 - 18:00 (Teste $X^2 = 4,02$; $P < 0,01$; Figura 18. 2).



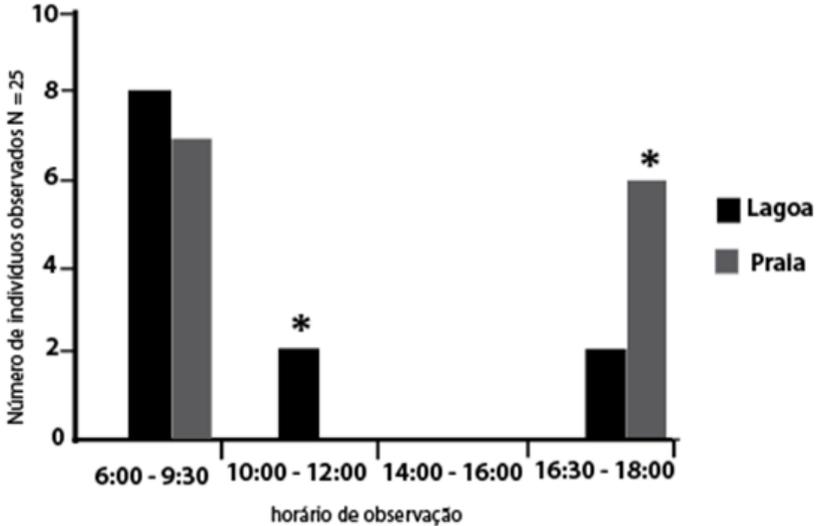


Figura 18. 2. Observações de *M. chimango* nos ambientes (praia e lagoa). * indica diferença significativa no número de indivíduos entre os ambientes dentro do período correspondente.

Nenhuma observação foi feita no período de 14:00 - 16:00 que pode ser explicado pelo fato de não ser o melhor horário para observação de aves de rapina (Fuller & Mosher 1987; Sick 1997) ou pelo fato de ser o horário em que existe maior atividade humana nos ambientes.

A maior diferença no número de indivíduos observados foi entre 16:30 e 18:30, provavelmente porque nesse período a praia está com menos pessoas e por haver disponibilidade alimentar de restos de comida deixada neste ambiente (Figura 18. 3).

Em relação ao comportamento, foram registrados cinco tipos distintos realizados pela espécie: (i) alimentar-se de restos de animal morto na praia, (ii) carregar pedaço de árvore provavelmente para construção de ninho, (iii) beber água na lagoa, (iv) sobrevoar em forma de círculo na lagoa, por alguns minutos e (v) empoleirar-se para descansar. A alimentação ocorreu somente na praia, e os outros quatro comportamentos foram registrados somente na lagoa (Figura 18. 4).



Figura 18. 3. Oferendas que as pessoas fazem para lemanjá que servem de alimento para *M. Chimango* na praia.

Quatro das cinco atividades registradas durante o estudo foram executadas somente na lagoa, portanto apresentando maior variabilidade de comportamentos neste ambiente. Tal fato pode ser explicado por se tratar de um habitat com maior densidade de árvores, e por ser o mês de maior cuidado parental, pois outubro é o pico da reprodução mesma (Wikiaves 2015). O comportamento de sobrevoou foi levado em conta por ser uma tática que foi observada no lago em Chile por esta espécie para caça em ambientes como esse (Sazima & Olmos 2009).

O comportamento de alimentação na praia foi influenciado pela presença das oferendas que as pessoas fazem para lemanjá (Figura 18. 3), pois durante a observação na praia constatou-se que o *M. chimango* fazia sua descida nos locais onde existiam esses restos de alimentos deixados na praia.

Houve somente um registro do *M. chimango* que bebeu água na lagoa, sugerindo que esse ambiente é importante para a espécie para controle osmorregulatório. Embora a espécie seja retratada em outros ambientes como sendo oportunista, em virtude de não construir ninhos e ocupar ninhos de outras aves (Wikiaves 2015), na

lagoa foi registrado carregando madeira que possivelmente esteja associada à construção de ninhos.

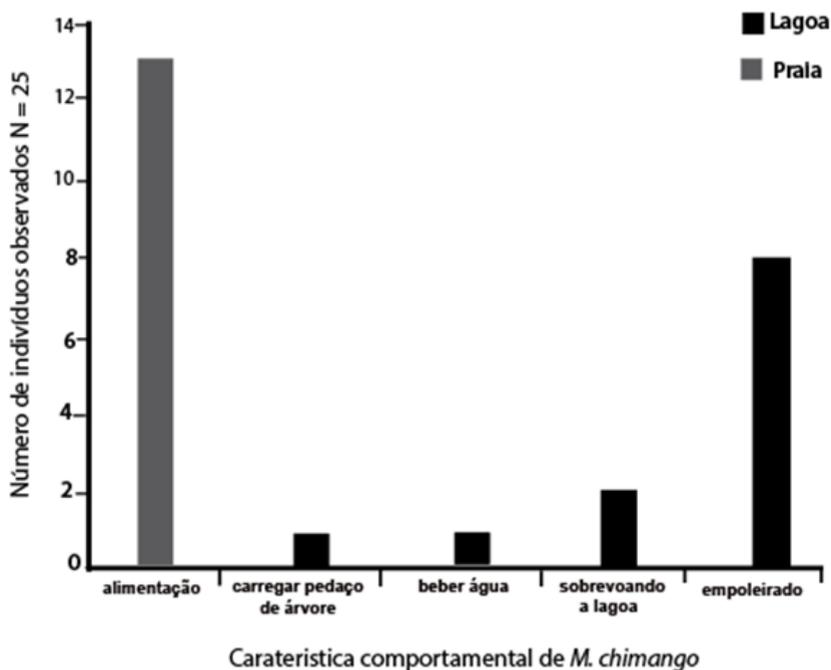


Figura 18. 4. Observações de comportamento de *M. chimango* nos ambientes (praia e lagoa).

A Tabela 18. 1 apresenta o resultado simplificado dos dois modelos desenvolvidos (global – com todas as variáveis explanatórias) e o modelo simplificado (*stepAIC*), ambos desenvolvidos pelo GLM. Para testar se abundância do *M. chimango* é influenciado pelo tipo de ambiente (praia/lagoa) em determinado período do dia. Não mostrou significância nem pelo ambiente e nem pelo período de observação, mas a análise mostrou um $P = 0,05$, $F = 0,38$ na intercessão das duas variáveis. Nossos resultados sugerem que não há evidência significativa para rejeitar a hipótese nula. Ou seja, o ambiente (lagoa) associado ao período (6:00 - 9:30) não influencia a abundância de *M. chimango*.

Tabela 18. 1. GLM para os dados de abundância (número de ximangos observados) nos diferentes períodos do dia por ambiente; valores representados (*média*, SE e P).

GLM	Modelo completo	Modelo selecionado
Intercepto (Lagoa + Período 6:00-9:30)	0,425 ± 0,33 (0,202)	0,386 ± 0,20 (0,05)
Praia	-0,222 ± 0,43 (0,606)	
Período 10:00-12:00	-0,425 ± 0,78 (0,587)	
Período 16:30-18:00	0,43 ± 0,44 (0,337)	
Desvio nulo	6,71	6,718
Desvio residual	5,34	6,718
AIC	51,44	46,815

Embora os resultados das análises não sejam significativos para explicação de abundância estar relacionada com os ambientes, mas levanta a possibilidade de que ambos os locais são de importância para espécie e isso deve ser levado em consideração em planos de manejo. Vale ressaltar que a não significância talvez seja decorrente do tamanho da amostra do estudo.

Considerações finais

Do ponto de vista da conservação ambos ambientes apresentam certa importância para *M. chimango*, em cada ambiente foi registrado comportamentos singulares como, por exemplo, carregando ramo de árvore no chão, beber água na lagoa, sobrevoando em forma circular na lagoa.

Acredita-se que a espécie, por possuir grande plasticidade ecológica, ou seja, ter a capacidade de explorar novos recursos em ambientes distintos principalmente modificados pelo homem (e.g. áreas agrícolas; Bellocq et al. 2008), utilize e se aproveite dos recursos tanto da Lagoa do Peri quanto da Praia de Armação, entretanto novos estudos sobre a importância dos locais para espécie se tornam necessários.

Agradecimento

Diversas pessoas foram de extrema relevância, para materialização do presente trabalho: Professora Barbara Segal teve uma genial ideia sobre aspecto relacionado ao

comportamento da espécie, professora Natalia, professor Eduardo que ajudou com análise estatística. Agradecimento em particular ao LECOTA pelo apoio dado com o material, a Michele contribui com material. Um agradecimento em particular como o Parque da Lagoa do Peri.

Bibliografia

- Azevedo, M. A. G., Machado, D. A., Albuquerque, J. L. B. (2003). "Aves de rapina na Ilha de Santa Catarina, SC: composição, frequência de ocorrência, uso de hábitat e conservação". *Ararajuba*, 11: 75-81.
- Biondi, L. M., Garcia, G. O., Bó, M. S., Vassallo, A. I. (2010). "Social Learning in the Caracara Chimango, *Milvago chimango* (Aves: Falconiformes): an Age Comparison". *Ethology*, 116: 722-735.
- Bellocq, M. I., Filloy, J., Garaffa, P. (2008). "Influence of agricultural intensity and urbanization on the abundance of the raptor chimango caracara (*Milvago chimango*) in the Pampean region of Argentina". *Ann. Zool.*, 45:128-134.
- Centro de Estudos Cultura e Cidadania (Florianópolis, Santa Catarina, Brasil). (1997). *Unidades de conservação e áreas protegidas da Ilha de Santa Catarina: Caracterização e legislação*. Florianópolis, Santa Catarina, Brasil: Editora Insular.
- Fuller, M., Mosher, J. A. (1987). "Raptor survey techniques". Em: Pendleton, B. A. G., Millsap, B. A., Kline, K. W., Bird, D. M. (eds.). *Raptor management techniques manual*. National Wildlife Federation, Washington D. C.
- Lambrecht, F. M., Serra-Freire, N. M., Farias, N. A. R. (2015). "*Milvago Chimango* (Vieillot, 1816) (Aves: Falconidae). Novo hospedeiro para *Ornithoctona Erythrocephala* (Leach, 1817) (Diptera: Hippoboscidae) no município do Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil". *UNIABEU*, 8: 257-261.
- Morrison, J. L., Phillips, L. M. (2000). "Nesting habitat and success of the Chimango caracara in southern Chile". *The Wilson Bulletin*, 112: 225-232.
- Sick, H. (1997). *Ornitologia brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.

- Sazima, I., Olmos, F. (2009). "The Chimango Caracara (*Milvago chimango*), an additional fisher among Caracarini falcons". *Biota Neotrop.* 9: 403-405.
- Santos, W. M., Delariva, R. L., Albuquerque, J. L. (2010). *Composição e Abundância das Aves de rapina de Diurnas (Falconiformes e Cathartiformes) da Reserva Biológica das Perobas (PARANÁ)*. CESUMAR – Centro Universitário de Maringá. Paraná.
- Sarasola, J. H., Negro, J. J., Bechard, M. J., Lanusse, A. (2011). "Not as Similar as Thought: Sexual Dichromatism in Chimango Caracaras is Expressed in the Exposed Skin but Not in the Plumage". *Journal of Ornithology*, 152: 473-479.
- Silva, R. R. V. (2003). "Contribuição à avifauna observada na praia do Mar Grosso em Laguna, SC". *Biotemas*. 16: 181-187.
- Venables, B., Ripley, B. (2002). *Modern Applied Statistics With S*. Springer, New York.
- Wiki Aves – *A Enciclopédia das Aves do Brasil*. URL <http://www.wikiaves.com.br/chimango>. Acesso em novembro de 2015.

Percepção por parte da vizinhança dos serviços ecossistêmicos oferecidos pelo Parque Municipal da Lagoa do Peri em Florianópolis SC.

Aguirre, J. C.; Agrelo, M.; Hanazaki, N.; Arellano, L.

Introdução

O Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP) foi concebido como uma unidade de conservação para a proteção do manancial da bacia hidrográfica da Lagoa do Peri, principal manancial superficial de água doce do sul da ilha de Santa Catarina (Teive et al. 2008) e constitui-se em uma das principais áreas protegidas da Mata Atlântica em estágio de regeneração da ilha, incluindo também remanescentes bem preservados desse ecossistema (Cardoso et al. 2008). O PMLP fornece 16 serviços ecossistêmicos, além do hidrológico (Dechoum & Arellano 2013; Figura 19. 1), os quais podem ser entendidos como os benefícios que a população humana obtém dos ecossistemas para o seu bem-estar e desenvolvimento (MEA 2003).

O sucesso dos projetos de conservação depende em grande parte da integração das comunidades locais no planejamento, desenho e gestão das áreas (Heinen & Mehta 1999, 2000; Murombedzi 1999; Mehta & Heinen 2001). Portanto, é fundamental levar em consideração o nível de percepção e atitude que a vizinhança tem sobre aquilo se quer conservar (Rao et al. 2003). Esta compreensão das percepções também facilita a comunicação e o entendimento entre os administradores da unidade de conservação e as comunidades locais (Durbin & Ralambo 1994), o que pode ser um insumo importante nos processos de tomada de decisão de diferentes setores da sociedade, visando um manejo sustentável de bens e serviços que se obtém da natureza (MEA 2003).



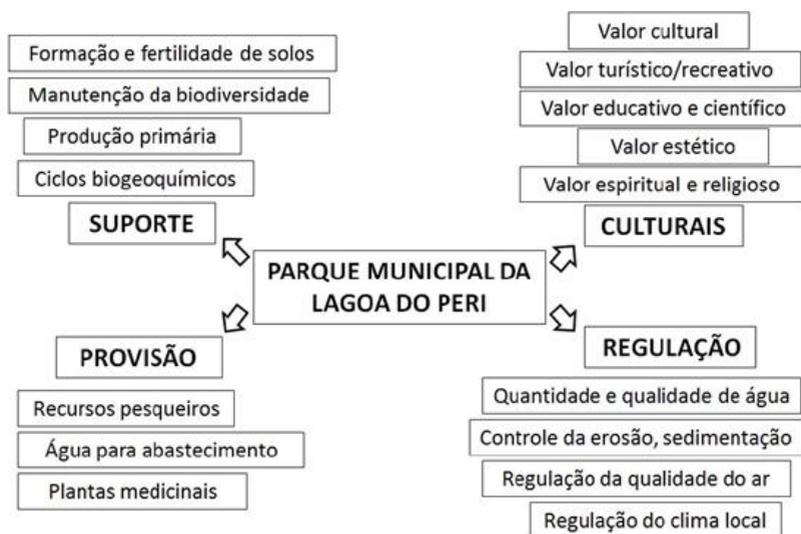


Figura 19. 1. Serviços ecossistêmicos providos pelo Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC (retirado de Dechoum e Arellano 2013).

As percepções são construções sociais e individuais que estão constantemente entrelaçados e envolvem sentimentos, pontos de vista e opiniões dos atores sobre seu ambiente. A percepção depende do estímulo, seletividade e organização sensorial e psicológica feita a partir destes pontos de vista (Mendoza 2010). Portanto, a percepção ambiental pode variar de acordo com idade, sexo, condição socioeconômica, características culturais, etnia, experiências passadas, motivações ou rotina diária (Ruiz-Mallen 2005). O presente trabalho procurou avaliar (1) as percepções dos moradores próximos ao PMLP sobre os serviços ecossistêmicos e (2) se dita percepção está relacionada com algumas características dos moradores. O esperado é que a vizinhança perceba mais serviços ecossistêmicos fornecidos pelo parque quanto mais próxima estiver dele e que a percepção do número de serviços ecossistêmicos varie conforme a idade, procedência, ocupação, escolaridade e frequência de visita ao parque.

Material e métodos

Área de estudo

Este trabalho foi realizado nas proximidades do Parque Municipal Lagoa do Peri. O PMLP foi criado visando atender os seguintes objetivos: a) Proteger o manancial hídrico da bacia da Lagoa do Peri de modo a permitir uma utilização adequada de seu potencial, visando abastecer a população do Sul da Ilha de Santa Catarina; b) Preservar o patrimônio natural representado pela fauna, flora e paisagem, de modo que possa ser utilizado como área de interesse ecológico e de pesquisa científica; c) Propiciar o desenvolvimento social crescente da comunidade nativa; e d) Aproveitar as condições peculiares de sua paisagem natural e cultural para o adequado desenvolvimento de atividades educativas, de lazer e recreação (Lei número 1.828 de 1981).

A Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri apresenta uma área de superfície de 5,7 km², coberta por Floresta Ombrófila Densa nas porções sul, oeste e norte e por Formações Pioneiras de Origem Marinha (Restingas) na porção leste (Teive et al. 2008). A análise do uso e ocupação do solo na área do atual Parque (Salgado 2002) revela o desmatamento da vegetação entre as décadas de 1930 e 1970, em parte devido ao extrativismo de madeira e em parte para gerar novos espaços para o desenvolvimento de atividades agrícolas e pastagens; enquanto que no período de 1970 a 1990, com o declínio da agricultura e transformação da área em Parque, se observa áreas com vegetação secundária em regeneração. Atualmente, uma parcela da população residente do Sertão, área inserida no PMLP, representada pelos mais idosos, ainda cultiva mandioca e cana-de-açúcar, utilizadas, respectivamente, na fabricação artesanal de farinha e aguardente. Em 2009, havia na região 44 residências, totalizando um número estimado de 53 moradores fixos e 50 temporários (Dechoum & Arellano 2013).

Pelo Decreto Municipal 091/82 se estabeleceu o Plano Diretor de Uso e Ocupação do Solo, por meio do qual o Parque foi dividido em três zonas: Área de Reserva Biológica, Área de Paisagem Cultural e Área de Lazer (Fuentes et al. 2012). Vale ressaltar que os limites do Parque foram aprovados com base em um mapa impresso que consta da lei de criação do mesmo, tendo sido traçado de forma imprecisa e sem georreferenciamento. As principais dificuldades enfrentadas pelo Departamento de

Unidades de Conservação da Floram (DEPUC), órgão da prefeitura municipal responsável pela gestão do PMLP, são os conflitos com os proprietários de áreas que estão dentro do Parque, uma vez que um processo de regularização fundiária nunca aconteceu. Além disso, a imprecisão dos limites da Unidade, aliada à fiscalização ineficiente, contribuiu para que parte dos territórios abrangidos pelo Parque fosse ocupada de forma irregular.

Coleta de dados

Os dados foram coletados mediante entrevistas baseadas em questionários individuais com 51 moradores próximos aos limites do Parque, através de visita domiciliar, após a explicação dos objetivos da pesquisa e da obtenção da anuência oral dos moradores. O questionário foi composto por perguntas abertas e fechadas, cobrindo os serviços denominados de regulação, previsão, culturais e de suporte (Dechoum & Arellano 2013), para quantificar a percepção da maior quantidade de benefícios possíveis fornecidos pelo parque (Anexo 1). As perguntas fechadas foram aquelas que buscavam respostas curtas ou específicas e as abertas possibilitavam aos moradores liberdade para respondê-las com suas próprias palavras. Nós projetamos o questionário com doze questões: cinco abertas e sete fechadas. O questionário tratava dois assuntos principalmente: os serviços ecossistêmicos e o conhecimento sobre os limites do parque.

Ao norte da entrada principal do parque foram selecionados, de forma arbitrária, com um gradiente de distância, cinco pontos entre as áreas habitadas próximas à Rodovia SC 406, em direção ao bairro Morro das Pedras. Os pontos foram georreferenciados por GPS e em cada um deles foram identificadas arbitrariamente cinco casas para aplicar o questionário. Em sentido sul foi utilizado o mesmo método de amostragem, com outros cinco pontos em direção ao bairro Armação (Figura 19.2). As visitas domiciliares foram realizadas nos dias 17 e 18 de novembro de 2015, das 10:00 até as 17:30h. Como os pesquisadores principais (M. Agrelo e J. C. Aguirre Neira) não são brasileiros, procuramos fazer as visitas domiciliares em duplas, acompanhados por duas colegas brasileiras também participante do curso de Ecologia de Campo, com o objetivo de auxiliar no processo de comunicação com os entrevistados e evitar problemas de entendimento. A região do Sertão não foi incluída no estudo devido à dificuldade de acesso.

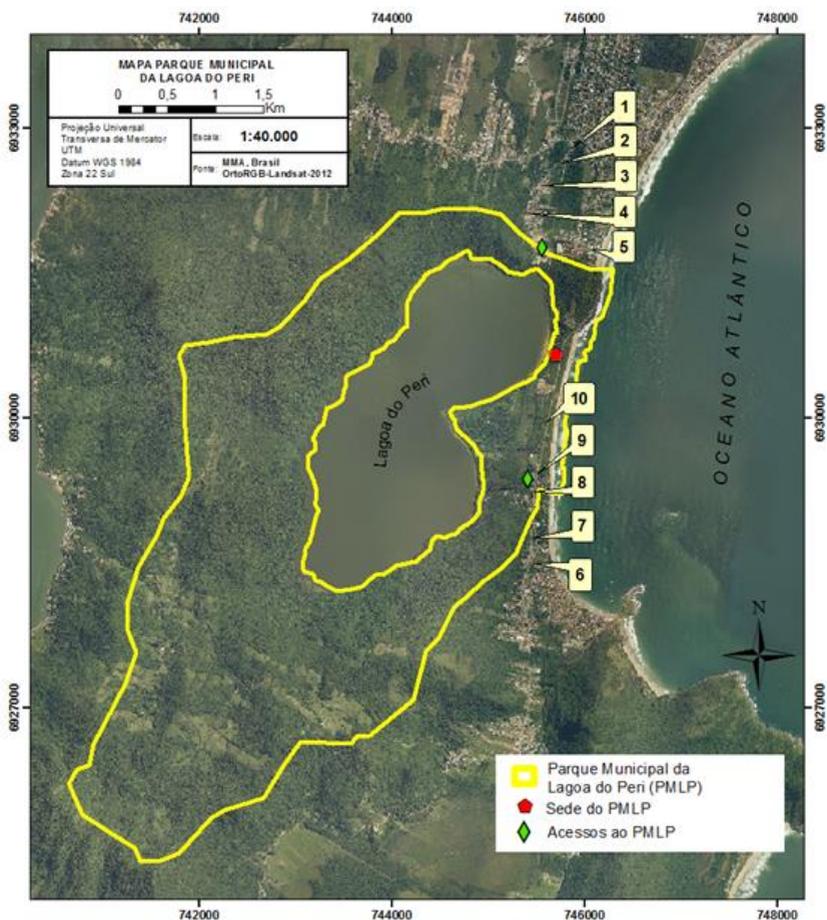


Figura 19. 2. Localização dos pontos de aplicação das entrevistas (1 a 10) e dos acessos norte, sul e sede do Parque Municipal da lagoa do Peri, Florianópolis, SC. A linha clara corresponde aos limites atuais do parque (Ministério do Meio Ambiente, Brasil).

Análise dos dados

Para analisar quantitativamente os serviços ecossistêmicos percebidos pela vizinhança amostrada cada entrevistado foi classificado com um nível de percepção que variou de 0 (nenhum serviço mencionado) até 16 (todos os serviços mencionados) conforme a identificação de serviços feita para o PMLP por Dechoum & Arellano (2013).

Foram tabuladas todas as informações das características socioeconômicas assim como as respostas das perguntas abertas para a análise descritiva. Para o cálculo das distâncias entre a vizinhança e o Parque foi utilizando o programa Google Earth ©, utilizando as coordenadas UTM coletadas com o GPS. O critério utilizado foi a distância de cada um dos dez pontos (Figura 19. 2) até a entrada mais próxima do parque.

A análise exploratória dos dados foi realizada seguindo o protocolo proposto por Zuur et al. (2010). Foi avaliada a relação entre a percepção dos serviços ecossistêmicos (variável resposta) e as diferentes características socioeconômicas dos entrevistados (variáveis explanatórias), utilizando Modelos Lineares Generalizados (*Generalized Linear Models – GLM*; cf. Zuur et al. 2009), com distribuição *Quasipoisson* devido a sobredispersão dos dados. Para as análises exploratórias e a construção de GLM foi usado o software R Core Team (2015) com auxílio do pacote *Vegan* (Oksanen et al. 2015).

Resultados e discussão

Características dos entrevistados

Foram abordadas 57 casas, das quais 51 tiveram moradores entrevistados. Em 6 casas tivemos recusas de moradores, que não quiseram responder o questionário. Da totalidade das entrevistas, 25 foram realizadas no bairro da Armação e 26 no Morro das Pedras. Foram entrevistadas 25 mulheres entre 14 e 85 anos e 26 homens entre 18 e 79 anos. Entre os entrevistados encontravam-se pessoas com diferentes ocupações sendo cinco estudantes, 16 sem escolaridade superior (tais como motoristas e pescadores), 12 profissionais, oito do lar e 10 aposentados (Figura 19. 3). Sobre a procedência das 51 pessoas entrevistadas, 17 eram naturais da ilha de Florianópolis e 34 eram de fora dela.



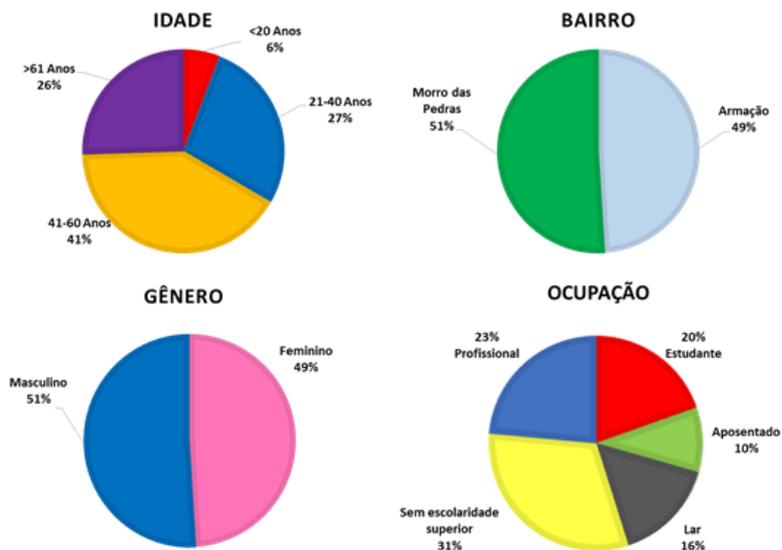


Figura 19. 3. Características socioeconômicas dos 51 moradores entrevistados nas proximidades do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

No que diz respeito à questão sobre as propriedades dentro ou fora dos limites do Parque, 16% dos moradores tem, de fato, suas casas dentro dos limites do Parque, porém, a maioria percebe o contrário. Do total dos moradores que possuem a residência dentro dos limites do parque, 62% disseram que a casa deles ficava fora dos limites, 25% achavam que a casa ficava dentro, e o 13% informaram não ter certeza sobre isso (Figura 19. 4A).

Por outro lado, das pessoas que possuem suas casas fora do Parque, somente 14% consideraram que estão dentro dos seus limites. Portanto, os resultados sugerem que proporcionalmente os moradores melhor informados são aqueles que estão fora do parque. Porém, para cada situação existe quase a mesma proporção de moradores que não sabia qual era a situação da sua casa (13 e 19%). Em suma, do total entrevistados, 39% ou estavam errados ou não sabiam sobre a situação da sua propriedade com respeito aos limites do parque (Figura 19. 4B). Esta situação pode estar explicada

pela imprecisão na definição dos limites do parque e por uma legislação pouco clara, como o reportam Sbroglia & Beltrame (2012) e Pereira (2001). Esta situação se vê refletida na pouca sinalização que existe na vizinhança sobre os limites do parque, que foi constatada durante as entrevistas em campo. A necessidade de ter uma demarcação clara, assim como de informar à vizinhança sobre a área de abrangência dos limites das Unidades de Conservação é uma situação também presente em outras áreas protegidas em Santa Catarina, como foi reportado por Alves & Hanazaki (2015), citando estudos prévios na Área de Proteção Ambiental do Anhatomirim (Araújo 2009), na Estação Ecológica de Carijós (Cordeiro 2001) e na Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (IBAMA 2004; Martins 2012).

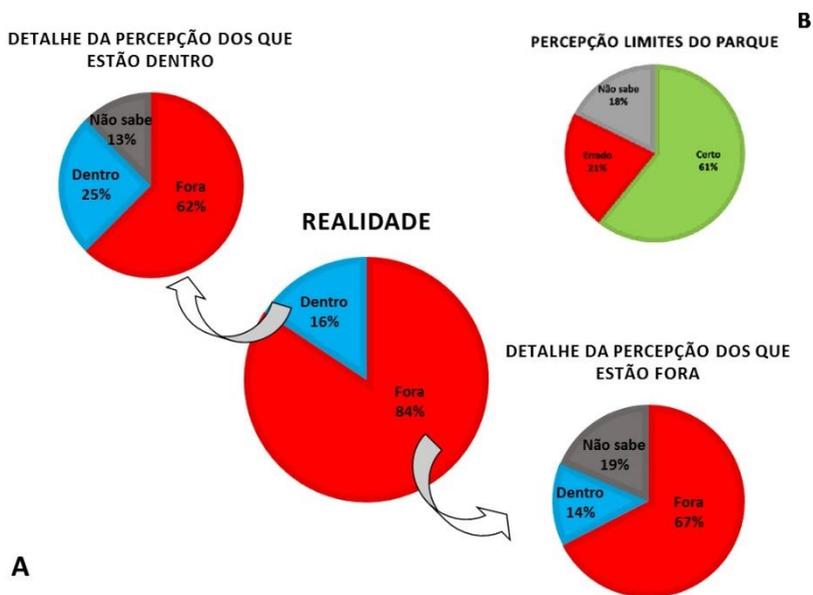


Figura 19. 4. Localização das moradias de 51 entrevistados na vizinhança do Parque Municipal da Lagoa do Peri em relação aos limites do Parque. (A) Situação real dos entrevistados e detalhamento de cada percepção (B) Percepção certa ou errada dos limites do parque.

Percepção sobre os serviços ecossistêmicos

Os diferentes serviços (benefícios) ecossistêmicos mencionados pelos entrevistados foram agrupados em cada um dos quatro grupos de serviços (regulação, provisão, cultural e suporte), conforme Dechoum & Arellano (2013). Evidencia-se uma menor frequência no número de vezes que foram mencionados os serviços de suporte (Formação e fertilidade de solos, manutenção da biodiversidade, produção primária e ciclos biogeoquímicos; Figura 19. 5).

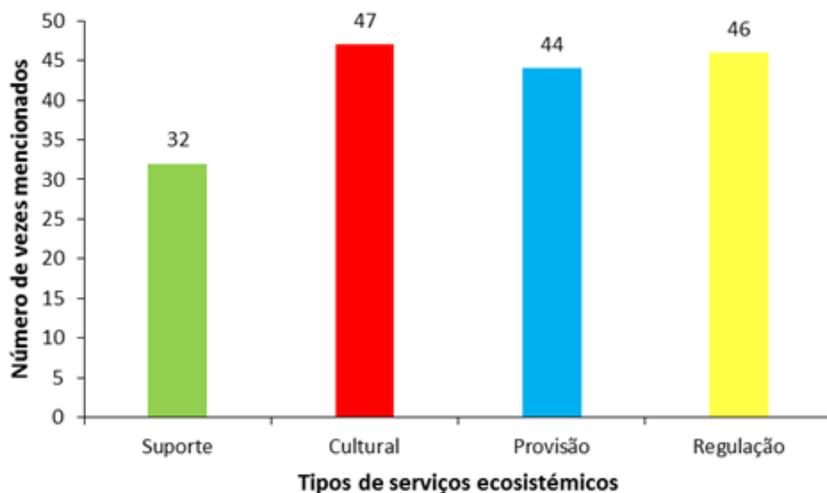


Figura 19. 5. Frequência de percepção dos serviços ecossistêmicos categorizados por parte de 51 moradores entrevistados nas proximidades ao Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis (SC).

Ao analisar o total de serviços mencionados, classificados nos 16 serviços identificados previamente (Dechoum & Arellano 2013), os serviços ecossistêmicos mais mencionados (percebidos) foram: a) Turístico-recreativo: representado por atividades de lazer (balneário, restaurante, passeio familiar); b) Água para abastecimento: a maioria das pessoas reconhece à lagoa como fonte do recurso hídrico; c) Manutenção da biodiversidade (Figura 19. 6).

Apesar de procurarmos abarcar todos os serviços das quatro categorias acima descritas, uma limitação do método foi de ter perguntas mais frequentes e explícitas sobre temas referentes à qualidade e procedência da água, qualidade do ar, assim como biodiversidade observada de plantas e animais (Anexo 1).



Figura 19. 6. Frequência de percepção dos serviços ecossistêmicos sem categorizar por parte dos moradores das proximidades ao Parque Municipal da lagoa do Peri, Florianópolis (SC), de acordo com 51 moradores entrevistados.

Da totalidade dos 16 serviços fornecidos pelo parque, houve uma pessoa só entre os entrevistados que mencionou oito deles. Em média foram mencionados quatro serviços por entrevistado (com um desvio padrão de 1,92), refletindo que os 25% dos serviços registrados por Dechoum & Arellano (2013) são percebidos pela vizinhança do parque.

Dos cinco serviços não mencionados, três eram da categoria de suporte (ciclos biogeoquímicos, produção primária e formação e fertilidade de solos). Os resultados

sugerem que estes tipos de processos, assim como os outros não mencionados (plantas medicinais e controle da erosão), não eram lembrados pela vizinhança, provavelmente pela lentidão própria destes processos de suporte ou por uma limitação do método, que consistia em entrevistas pontuais e relativamente rápidas.

Quanto à percepção sobre a procedência da água que chega à casa dos entrevistados, somente 10% manifestaram não saber a origem, e dentre os 90% restantes, 13% consideraram outra fonte, diferente da Lagoa do Peri (Figura 19. 7). Este cenário é ilustrado na Figura 19. 6, na qual o segundo serviço mais mencionado pelos entrevistados foi a água para abastecimento.

SABE DE ONDE VEM A AGUA QUE CHEGA NA SUA CASA?

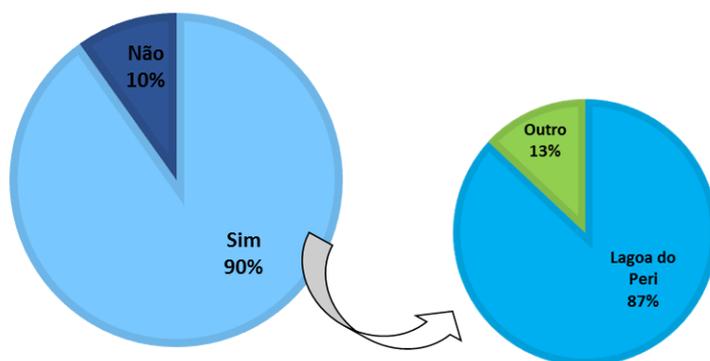


Figura 19. 7. Proporção entrevistados que reconhecem a Lagoa do Peri como a fonte hídrica da sua casa.

Informações pouco frequentes, mas relevantes

Das observações e sugestões apresentadas pelos entrevistados, alguns deles salientaram aspectos positivos, como ter proibido os churrascos e evitar novos assentamentos humanos dentro dos limites do parque. Por outro lado, alguns vizinhos do PMLP manifestaram aspectos a serem melhorados, como a área insuficiente destinada a estacionamentos para visitantes em épocas de maior afluência no verão

e a pouca fiscalização (vigilância do parque). Neste sentido, relatos sobre práticas ilegais e fiscalização ineficiente em Unidades de Conservação também foram registrados por Alves & Hanazaki (2015), citando estudos na Área de Proteção Ambiental do Anhatomirim (Floriani 2005; Araújo 2009), na Estação Ecológica de Carijós (Cordeiro 2001; Instituto Carijós 2008), e na Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (Vivacqua 2005; Martins 2012).

No caso do efeito da proximidade das casas com o PMLP, nenhum dos entrevistados manifestou desvantagem alguma por morar próximo ao parque, porém, dois entrevistados consideram que a desvantagem da proximidade é para o parque, por conta dos impactos que a urbanização gera sobre os recursos naturais. Além disso, apesar do serviço turístico/recreativo ter sido o mais mencionado, alguns vizinhos se manifestaram contra o uso da lagoa como balneário, por considerarem incompatível com a função de ser a principal fonte de água potável para os moradores do sul da ilha. Esta situação pode evidenciar falta de informação suficiente sobre o processo de coleta e tratamento da água, o que poderia estar gerando uma intranquilidade crescente na vizinhança.

Percepção de acordo com características dos entrevistados

Na Figura 19. 8 destaca-se a análise exploratória dos dados da relação entre a percepção e as características socioeconômicas e frequência de visita dos moradores entrevistados. Com base nesses resultados, foi explorada a relação da percepção em função das variáveis explanatórias: frequência de visita e a idade. O resultado mostrou uma diferença significativa ($p=0,001$) entre aquelas pessoas que costumam visitar o parque frequentemente (uma vez por mês) com aquelas que não costumam visitá-lo (não visitaram o parque no último ano). As pessoas que visitam o parque frequentemente tiveram uma maior percepção dos serviços ecossistêmicos fornecidos pelo parque em comparação àquelas pessoas que o visitam com maior frequência (mais de uma vez na semana). Por outro lado, a relação entre a percepção e a idade dos entrevistados mostrou um resultado marginalmente significativo ($p=0,056$) para as pessoas menores de 20 anos, e uma tendência de percepção de mais serviços para as pessoas pertencentes à faixa etária de 41 a 60 anos. Os entrevistados menores de 20 anos foram quatro, sendo que três deles moravam próximos à praia. Isto poderia

explicar a baixa percepção sobre o parque e os serviços ecossistêmicos que este fornece, já que alguns deles se manifestaram dizendo que preferiam ir à praia ao invés de ir ao PMPL.

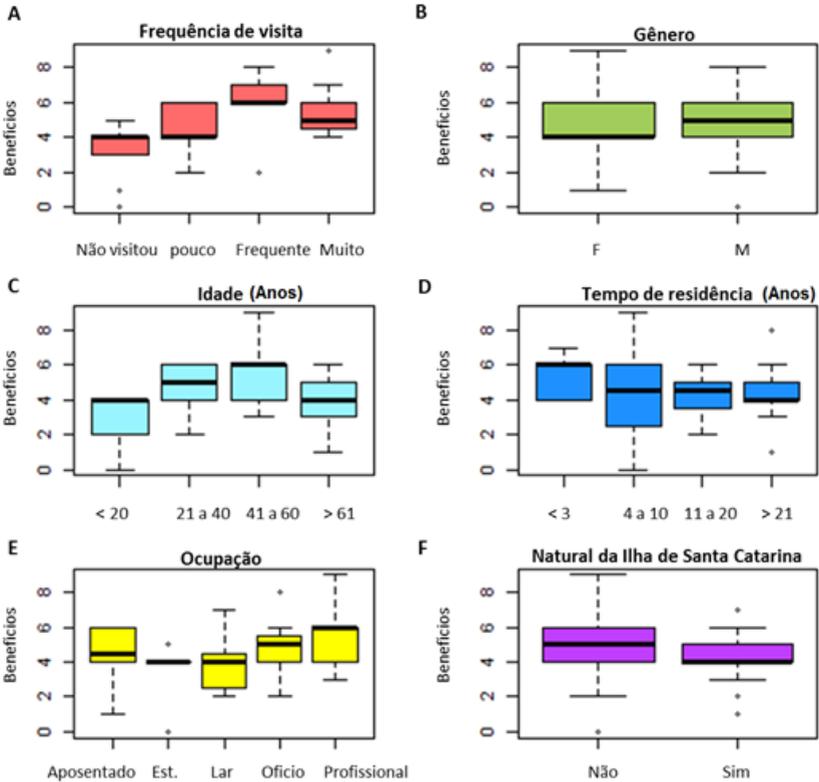


Figura 19. 8. Relação entre a percepção dos 51 moradores entrevistados sobre a quantidade de serviços ecossistêmicos (benefícios) em função de: (A) Frequência de visita ao Parque Municipal da Lagoa do Peri, (B) Gênero, (C) Idade, (D) Tempo de residência (Tempo), (E) Ocupação e (F) se o entrevistado é natural da ilha ou não (Natural).

Considerações finais

Este trabalho permitiu conhecer mais sobre a percepção dos moradores sobre o Parque Municipal Lagoa do Peri e os serviços ecossistêmicos que ele fornece, embora não tenha sido corroborada a hipótese que a percepção dos moradores depende da distância do parque. Futuras pesquisas que avaliem moradores residentes em maiores distâncias do PMLP podem fornecer evidências dessa relação, pois visitantes que moram mais longe e que, portanto, destinam mais tempo e recursos em seu deslocamento, podem ter uma percepção dos serviços ecossistêmicos mais fortemente influenciada pela distância que percorrem para visitar o parque. Por outro lado, a segunda hipótese foi corroborada, no que diz respeito à relação da percepção e variáveis socioeconômicas como a idade e a frequência de visita.

É importante destacar que a maioria dos serviços não são percebidos pela vizinhança (75%) e que 39% dos entrevistados não tinham clareza sobre os limites do parque. Apesar da maioria dos moradores próximos ao parque reconhecerem a lagoa como fonte do serviço de abastecimento de água que chega às suas casas, os serviços denominados como suporte (ciclos biogeoquímicos, produção primária e formação e fertilidade de solos), não foram percebidos. Portanto, evidencia-se a necessidade de processos mais intensos com a comunidade vizinha visando informar sobre os limites do parque e sobre a gama de serviços ecossistêmicos que este fornece, processos esses que podem ser incorporados em atividades de comunicação e educação ambiental. Sugestões como maior fiscalização, melhora no manejo do lixo e medidas que redução do impacto dos turistas no verão também devem consideradas pela administração do parque.

Agradecimentos

Agradecemos aos funcionários do parque municipal da Lagoa do Peri pelo acolhimento e suporte durante a permanência nas suas instalações. De maneira especial agradecemos a Michele Dechoum, por sua parceria e disposição na discussão deste trabalho; e a Tatiana Beras e a Amanda Cerveira, colegas que disponibilizaram seu tempo como facilitadoras nas entrevistas.



Bibliografia

- Alves, R. P., Hanazaki, N. (2015). "Áreas protegidas marinho-costeiras de Santa Catarina sob a perspectiva de populações locais: contribuições da literatura". *Ambiente e Sociedade*, 18: 97-118.
- Araújo, G. P. (2009). *Caracterização sociocultural da área de Proteção Ambiental do Anhatomirim*. Florianópolis: Socioambiental.
- Cardoso, F. S., Pereira, G., Aisur, I., Agudo-Padrón, A. I., Nascimento, C., Abdalla, A. (2008). "Análise do uso e ocupação do solo na Bacia da lagoa do Peri, Florianópolis (SC)". *Caminhos da Geografia (Revista On Line)*, 9 (27): 201-213.
- Cordeiro, A. (2001). *Diagnóstico rápido participativo do entorno de Unidades de Conservação – DRPEUC: A experiência da Estação Ecológica de Carijós, Ilha de Santa Catarina – Brasil*. Florianópolis: ESEC Carijós – IBAMA/SC.
- Dechoum, M. S., Arellano, L. (2013). "Parque Municipal da lagoa do Peri: benefícios e ameaças do ponto de vista de serviços ecossistêmicos". Em: Farias, D. L., Oliveira, A. F. S., Petrucio, M. M., Hernández, M. I, M. *Ecologia de campo: Ecossistemas terrestres, de águas continentais e marinhos*. PPG UFSC 2012, Florianópolis.
- Durbin, J., Ralambo, J. (1994). "The role of local people in the successful maintenance of protected areas in Madagascar". *Environmental Conservation*, 21: 115-120.
- Floriani, D. C. (2005). Situação atual e perspectivas da área de proteção ambiental do Anhatomirim – SC. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Fuentes, E. V., Hessel, M., Hernández, M.I.M. (Orgs). (2012). *Ecologia de Campo na Ilha de Santa Catarina*. PPG UFSC 2011, Florianópolis.
- Heinen, J, Mehta, J. (1999). "Conceptual and legal issues in the designation and management of conservation areas in Nepal". *Environmental Conservation*, 26(1): 21-29.
- IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. (2004). Reserva Biológica Marinha do Arvoredo Encarte 2: Plano de manejo - Análise da região da UC. Florianópolis: MMA/IBAMA.

- Instituto Carijós. (2008). Implementação do Plano de Manejo da Estação Ecológica de Carijós – Projeto o66 (MA). Relatório da Meta 3.2. Elaborar um Plano de Ação Participativo para a Conservação dos recursos pesqueiros do Rio Ratonés. Florianópolis.
- Martins, I. M. (2012). Conhecimento ecológico de pescadores artesanais sobre peixes de interesse comercial: contribuições para o manejo e conservação na Baía de Tijucas, SC. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- MEA, Millenium Ecosystem Assessment, (2003). *Ecosystemas e o Bem-estar Humano: Estrutura para uma Avaliação (Resumo)*. World Resources Institute.
- Mehta, J, Heinen, J. (2001). "Does community-based conservation shape favorable attitudes locals? An empirical study from Nepal". *Environmental Management*, 28: 165-177.
- Mendoza, V. (2010). Conocimientos, percepciones y actitudes ambientales de jóvenes de bachillerato de dos comunidades aledañas a la Reserva de la Biósfera Chamela-Cuixmala. Dissertação. Mestrado em Ciências Biológicas, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM, Morelia, Michoacán.
- Murombedzi, J. (1999). "Devolution and stewardship in Zimbabwe's CAMPFIRE programme". *Journal of International Development*, 11: 287-293.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Wagner, H. (2015). *vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-10*.
- Pereira, M. A. (2001). Diagnóstico físico e socioambiental do Parque Municipal da Lagoa do Peri: subsídios ao Plano de Manejo. Dissertação. Mestrado em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Rao, K., Nautiyal, S., Maikhuri, R., Saxena, K. (2003). "Local Peoples Knowledge, aptitude and perceptions of planning in NandaDevi biosphere reserve, India". *Environmental Management*, 31:168-181.
- Ruiz-Mallén, I. (2005). El proceso de formación ambiental en la comunidad indígena de San Juan Nuevo: una visión desde los jóvenes. Dissertação de Mestrado, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM, México.

- Salgado, G. (2002). Integração do sensoriamento remoto e sistema de informações geográficas para análise temporal do uso da terra: Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis - SC. Dissertação. Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- 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(1): 5-18.
- Teive, L. T., Lisboa, L. K., Petrucio, M. M. (2008). "Uma revisão da disponibilidade de dados ecológicos visando o direcionamento de novas pesquisas na Lagoa do Peri". *Biotemas*, 21 (2): 133-143.
- Vivacqua, M. (2005). Conflitos socioambientais no litoral de Santa Catarina: o caso da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

Anexo 1. Questionário aplicado na pesquisa.

Nº entrevista: _____ Tempo de residência (T ou P) _____
 Sexo: _____ Distancia (m): _____
 Idade: _____ Naturalidade: _____
 Ocupação: _____ GPS: _____

1. Acha a sua residência encontre-se
 - a) Dentro do parque
 - b) Fora do parque
 - c) Não sabe

2. Quais benefícios acredita que o parque traga para você e a sua família?
 - a) Saúde
 - d) Convivência familiar
 - g) Conhecimento
 - b) Lazer
 - e) Tranquilidade
 - h) Nenhum
 - c) Ar fresco e agua
 - f) Paisagem
 - i) Outro _____

3. Quais são as desvantagens de morar nas proximidades do parque?
 - a) Insegurança
 - c) Barulho
 - e) Animais perigosos
 - b) Lixo
 - d) Transito
 - f) Nenhum problema
 - g) Outro _____

4. Sabe de onde vem a agua que chega na sua casa?
 - a) Sim
 - b) Não
 - c) De onde? _____

5. Como avalia a qualidade da água da sua casa?
 - a) Boa
 - b) Regular
 - c) Ruim
 Porque? _____

6. Acredita que a qualidade do ar seja melhor em comparação a outras áreas de Florianópolis?
 - a) Sim
 - b) Não
 - c) Por que _____

7. Considera se existem mais animais e plantas que em outras áreas da Ilha?
 - a) Sim
 - b) Não
 - c) No sabe

8. Que animais tem observado próximo a sua casa? _____

9. Tem visitado o Parque da Lagoa do Peri?
 - a) Sim
 - b) Não
 - c) Porque, _____

10. Com que frequência visita o parque? _____
11. Quantas vezes visitou o parque no último ano? _____
12. Sugestões para melhorar o Parque _____

