

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



ecologia
Programa de
Pós-Graduação
U F S C



PPG Ecologia UFSC 2014



2014

ECOLOGIA DE CAMPO:
Do Ambiente à Comunidade



Organizadoras:

Larisse Faroni-Perez
Débora Monteiro Brentano
Bárbara Segal
Malva Isabel Medina Hernández

ISBN 978-85-8328-051-4

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**ECOLOGIA DE CAMPO:
do ambiente à comunidade**

Organizadoras:

Larisse Faroni-Perez

Débora Monteiro Brentano

Bárbara Segal

Malva Isabel Medina Hernández

Florianópolis

Universidade Federal de Santa Catarina

UFSC

2015

Programa de Pós-Graduação em Ecologia – CCB - UFSC
Copyright © 2015 – PPG Ecologia UFSC
Impresso no Brasil / Printed in Brazil
Impresso por: Imprensa Universitária - UFSC

Diagramação: Larisse Faroni-Perez e Débora Monteiro Brentano
Foto da capa: Proscopiidae “Falso bicho-pau” na Lagoa do Peri.
Autora da foto: Débora Monteiro Brentano

Revisão: Autores e organizadoras

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

E19 Ecologia de Campo: do ambiente à comunidade
/ organizadoras, Larisse Faroni-Perez... [et
al.]. - Florianópolis : PPGECO/UFSC, 2015.
268 p.; il., graf., tabs., mapas, plantas.

Inclui bibliografia.
ISBN 978-85-8328-051-4

1. Biologia. 2. Ecologia. 3. Ecossistema -
Lagoa do Peri (SC). 4. Zoologia. 5. Botânica.
I. Faroni-Perez, Larisse.

CDU: 57

Programa de Pós-Graduação em Ecologia
Centro de Ciências Biológicas UFSC
Campus Universitário Trindade
Florianópolis, SC, Brasil
CEP 88010-970
ppgecologia@contato.ufsc.br
www.poseco.ufsc.br



**Universidade Federal de Santa Catarina
Centro de Ciências Biológicas**



DISCENTES

1. Ana Carolina Grillo Monteiro (PPGE – UFSC)
2. Débora Monteiro Brentano (PPGE – UFSC)
3. Gustavo Figueiredo Marques Leite (PGECL - UnB)
4. Isabela Zignani (PPGE – UFSC)
5. Larisse Faroni-Perez (PPGE – UFSC)
6. Naomi Silveira Lastrucci (PPGE – UFSC)
7. Ricardo Filipe Riffel (PPGE – UFSC)
8. Vanessa Freire de Carvalho (PPGE – UFSC)
9. Victor Michelin Alves (PPGE – UFSC)



DOCENTES

Professoras Responsáveis

Profª Drª Malva Isabel Medina Hernández (ECZ-UFSC)

Profª Drª Bárbara Segal (ECZ-UFSC)

Professores participantes:

Profª. Drª. Bárbara Segal (ECZ/UFSC)

Prof. Dr. Benedito Cortês Lopes (ECZ/UFSC)

Dr. Eduardo Hettwer Giehl (Pós-Doc Ecologia-UFSC)

Prof. Dr. Joni Stolberg (Curitibanos/UFSC)

Prof. Dr. José Ramón Verdú (Universidad de Alicante - Espanha)

Prof. Dr. José Salatiel Rodrigues Pires (ECZ/UFSC)

Profª. Drª. Malva Isabel Medina Hernández (ECZ/UFSC)

Profª. Drª. Marina Anciães (INPA)

Prof. Dr. Nei Kavaguichi Leite (ECZ/UFSC)

Dr. Pedro Cavalin (Pós-Doc Ecologia-UFSC)

Prof. Dr. Renato Hajenius Aché de Freitas (ECZ/UFSC)

Profª. Drª. Tânia Tarabini Castellani (ECZ/UFSC)

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	11
APRESENTAÇÃO	13
ÁREA DE ESTUDO	15
AMBIENTE E PAISAGEM	23
Estratificação térmica e química ao longo de um dia em zona litorânea de uma lagoa costeira subtropical.....	25
Análise da paisagem para determinação de estações de amostragem limnológica em gradiente antrópico	35
ECOLOGIA POPULACIONAL	51
Influência da declividade do terreno nas relações alométricas de <i>Cecropia glaziovii</i>	53
Efeito da abertura de dossel sobre a morfologia da Pariparoba, <i>Piper cf. mikanianum</i> (Piperaceae).....	65
Pode a biologia térmica explicar a restrição de hábitat de <i>Canthon rutilans</i> (Coleoptera: Scarabaeinae)?.....	77
Temperatura de início de atividade e resposta fisiológica ao resfriamento em <i>Canthon rutilans</i> e <i>Dichotomius sericeus</i> (Coleoptera: Scarabaeinae).....	89
Efeito da exposição a ondas e disponibilidade de recursos alimentares sobre a densidade e tamanho de <i>Stramonita haemastoma</i> (Mollusca: Gastropoda)	101
ECOLOGIA COMPORTAMENTAL	113
Efeito da estrutura da vegetação sobre o comportamento de “mobbing” em aves	115
Vibração, visão ou audição: o que é mais importante para resposta de fuga antipredatória do caranguejo maria-farinha (<i>Ocypode quadrata</i>)?	127

ECOLOGIA DE COMUNIDADES.....	137
“E o bambu?” Efeito do bambu na diversidade funcional de plantas de sub-bosque	139
Efeito do estresse higrométrico sobre a riqueza de insetos galhadores em dois ambientes de restinga	155
Comparação da riqueza de espécies de formigas em restinga na Lagoa do Peri: uma abordagem temporal e local	165
PROJETOS LIVRES	181
A estrutura de uma comunidade bêntica de costão rochoso é modificada em função de um gradiente de aporte fluvial?.....	183
O estresse higrotérmico influencia a infestação e densidade do Diptera galhador <i>Pisphondylia brasiliensis</i> na planta hospedeira <i>Guapira opposita</i>?.....	199
Tricomas como estratégia de defesa contra herbivoria em dois arbustos congêneros na Floresta Atlântica.....	215
A influência do bambu na riqueza e composição de espécies de formigas em áreas de restinga e mata.....	225
Dinâmica da metacomunidade fitotelmata associada a <i>Vriesea friburgensis</i> Mez. (Bromeliaceae) em área de restinga.....	239
Pode haver convergência filogenética em resposta à herbivoria? Um estudo em árvores de restinga.....	253

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 2014. Agradecemos à Bióloga Karla Scherer pelo fundamental apoio na organização do material levado a campo. Agradecemos também à Fundação Municipal do Meio Ambiente de Florianópolis (FLORAM), ao Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP) e sua equipe de trabalho.

Agradecemos aos pesquisadores que contribuíram para o desenvolvimento dos projetos em campo e para a redação dos capítulos deste livro. Agradecemos aos colegas e professores dos cursos de campo das edições anteriores pelo belo material que nos legaram e que tanto contribuiu com as nossas pesquisas. Agradecemos a todos que apoiaram a realização desta 7ª edição do Curso de Ecologia de Campo da Pós Graduação em Ecologia da UFSC, o profissionalismo, a camaradagem e a amizade.

Os autores

APRESENTAÇÃO

O livro que você tem em mãos é uma publicação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Centro de Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Santa Catarina (PPGECO-UFSC). Este livro é resultado do 7º Curso de Ecologia de Campo do PPGECO-UFSC, realizado no Parque Municipal da Lagoa do Peri, em Florianópolis, SC, entre os dias 20 de outubro e 03 de novembro de 2014. O Curso de Ecologia de Campo é pré-requisito para a formação de um Ecólogo e proporciona aos discentes um exercício de elaboração e execução de projetos de curta duração, *in situ*, testando hipóteses claras e precisas, com delineamento amostral pertinente.

Sabemos que os trabalhos aqui publicados são incipientes. Contudo, os mesmos cumpriram com o objetivo primordial para o qual foram planejados e executados, qual seja, propiciar experiências práticas aos futuros ecólogos. Por este motivo, as publicações aqui contidas são de importância inquestionável.

Participaram como alunos do Curso de Campo – 2014 nove discentes, dos quais cinco doutorandos e quatro mestrandos. Os trabalhos aqui publicados foram executados em grupo ou individualmente e tiveram a orientação de 12 doutores, sendo sete professores doutores do PPGE-UFSC e três professores convidados: um da UFSC, do Campus Curitibanos, outro do INPA de Manaus e o terceiro da Universidade de Alicante, na Espanha; além de dois pós-doutorandos do próprio PPGECO-UFSC. Durante o curso foram ministradas palestras pelos professores convidados. As palestras e seus respectivos ministrantes foram: “*Qualidade das águas continentais do interior do Estado de Santa Catarina*” - Prof. Dr. Joni Stolberg (UFSC - Campus Curitibanos); “*Estudos ecológicos e comportamentais com aves terrestres*” - Dra. Marina Anciães (INPA); “*Somos lo que comemos: efecto de la dieta en aspectos ecofisiológicos y de conservación de insectos*” - Dr. José Ramón Verdú (Universidad de Alicante, Espanha).

Foram produzidos 18 artigos, dos quais 12 tinham hipóteses previamente concebidas pelos orientadores e seis, chamados “Projetos Livres”, foram criados e executados pelos discentes sob a orientação dos doutores participantes desta edição. Os trabalhos estudaram o ambiente físico relacionado com a vida de organismos, a paisagem, o efeito de diferentes fatores abióticos sobre populações vegetais e animais no

ambiente terrestre e marinho, interações entre espécies, ecologia comportamental e ecologia de comunidades no tempo e no espaço.

Esta publicação pretende contribuir com a formação de alunos de Graduação e Pós-graduação de cursos relacionados à grande área do meio ambiente. Esperamos também que sirva a profissionais dedicados à área de investigação e conservação da biodiversidade.

ÁREA DE ESTUDO

O Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP) (27°43'S - 48°38'W) situa-se na costa sudeste da Ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis – SC, Brasil (Figura 1). O PMLP possui aproximadamente 20 Km² de área, abriga um dos poucos remanescentes de Mata Atlântica da Ilha de Santa Catarina, a maior lagoa de água doce da costa catarinense, e está situado na adjacência de praias arenosas com costões rochosos. Aos 4 de junho de 1976 a Lagoa do Peri foi tombada como Patrimônio Natural do Município de Florianópolis. Aos 9 de dezembro de 1981 a área da lagoa e seus arredores foram categorizados como Parque Municipal da Lagoa do Peri (Lei Municipal Nº 1.828/81), e os direitos e garantias legais assegurados pelo Decreto Municipal Nº 091/82. A administração do PMLP pertence a Fundação Municipal do Meio Ambiente de Florianópolis (FLORAM), órgão vinculado à Prefeitura Municipal de Florianópolis. A lagoa do Peri é o principal manancial de água potável na ilha de Santa Catarina, e seu recurso hídrico é explorado através da Companhia Catarinense de Abastecimento de Água e Saneamento (CASAN). Em linhas gerais, o PMLP destaca-se pela importância de seus recursos naturais e biodiversidade, como a reserva de água doce potável e o remanescente primário de Mata Atlântica.

A Lagoa do Peri (Figura 2) possui 5,1 km² de espelho d'água, é classificada como “lagoa suspensa” por estar situada a três metros acima do nível do mar, e pode atingir 11 metros de profundidade, média de três metros, assim, caracterizando como um ambiente raso (CECCA 1997; Teive *et al.* 2008; Hennemann, 2010). A Lagoa do Peri recebe o aporte fluvial de dois rios principais (Cachoeira Grande situado ao oeste da bacia, e Ribeirão Grande, situado ao sul da bacia), e cujas nascentes estão no alto dos morros a aproximadamente a 280 metros de altitude (CECCA 1997; Teive *et al.* 2008). Entretanto, o índice pluviométrico elevado é um elemento fundamental para o aporte d'água. As águas excedentes da Lagoa do Peri (logo, a classificação geomorfológica é laguna) são escoadas

para o oceano em sentido unidirecional ao sul da ilha pelo rio Sangradouro, atravessando áreas com de vegetação intercaladas com uso antrópico (*e.g.* residências, lavouras, criadouros). 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 matações rochosos (Figura 3)(CECCA 1997).

A área florestal do PMLP (15 km²) margeia a Lagoa do Peri ao norte, oeste, e sul por Floresta Ombrófila Densa, formação do domínio da Mata Atlântica (Figura 4). Nestas margens, estão situadas encostas com altitudes acima dos 400 m, sendo destacadas quatro maiores altitudes; Morro do Peri (320 m), Morro da Boa Vista (350 m), Morro da Tapera (371 m), e Morro da Chapada (440 m)(Simonassi 2001). A face leste da Lagoa do Peri é caracterizada por planície sedimentar, que separa a Lagoa do Oceano Atlântico, com uma vegetação herbáceo-arbustiva característica de restinga (CECCA 1997). No passado, atividades econômicas (*e.g.* agricultura e extração de madeira) eram comuns nas adjacências do PMLP, o que, obviamente, causou desmatamento. Contudo, a descontinuidade destas atividades tem promovido à regeneração da floresta, e uma vegetação secundária em diferentes estágios 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 de densidades e heterogeneidade de espécies (Santos *et al.* 1989). Portanto, no seu interior há diversificações quanto à dinâmica dos ventos, permeabilidade da luminosidade, e disponibilidade de água no ar e no solo. No estrato arbóreo superior, as espécies da vegetação alcançam aproximadamente 30 metros de altura, enquanto que no médio alcançam cerca de nove metros de altura. Ainda, uma vegetação com cerca de até três metros compõem o extrato herbáceo (Penteado 2002). A Restinga presente no PMLP é coberta por vegetação litorânea, e cujo o solo constituído por sedimentos recentes, de origem marinha, eólica e fluvial, com alto teor de argila e areia, porém, baixo teor de

nutrientes (Santos *et al.* 1989)(Figura 5). Entre a vegetação característica de restinga, ainda permanecem resquícios vegetais das atividades de silvicultura (*e.g.* *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp.). Recentemente, o corte destas florestas plantadas é assegurado pela Lei Municipal nº 9.097/12, que institui a política municipal de remoção e substituição de *Casuarina* sp., *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. por espécies nativas.

As praias Armação e Matadeiro estão nas adjacências do PMLP (Figura 1), e cujas extensões aproximadas são de 3,5 e 1,2 Km, respectivamente. A praia da Armação localiza-se em frente à entrada do Parque (sede), sendo limitada ao norte pelo Morro das Pedras e ao sul pelo costão da Ilha das Campanhas (*i.e.* península artificial). Do outro lado da Ilha das Campanhas, na face sul e recebendo a desembocadura do rio Sangradouro, esta a praia do Matadeiro. Pela ampla extensão, a praia da Armação está exposta às ondulações dos quadrantes leste e sul, sendo que a morfodinâmica na feição norte-centro é classificada como reflectiva intermediária enquanto que ao sul dissipativa (Mazzer *et al.* 2008; Mazzer & Dillenburg 2009; Oliveira *et al.* 2012). Por outro lado, a praia do Matadeiro está protegida das ondulações do quadrante sul, classificada em morfodinâmica dissipativa, ainda que exposta às ondulações de leste (Mazzer *et al.* 2008; Mazzer & Dillenburg 2009; Oliveira *et al.* 2012). A costa do Estado de Santa Catarina é caracterizada pela geomorfologia como limiar sul dos costões rochosos e transição da temperatura de água do mar de subtropical a temperado quente, representando o limite sul do nicho de distribuição de muitas espécies marinhas.

A sede do PMLP foi construída em 1997, com o apoio do Fundo Nacional do Meio Ambiente, está localizada no setor nordeste da Lagoa do Peri (Figura 1). A partir da sede, três trilhas ecológicas atravessam as diferentes feições e paisagens que compõem o PMLP, são elas: Gurita, Saquinho e Restinga. A trilha da Gurita margeia o leste da Lagoa do Peri e ruma sentido sul, atravessa áreas de capoeirão, vegetação secundária e também Mata Atlântica em avançado estado de regeneração. A Trilha do

Saquinho margeia a Lagoa do Peri rumo noroeste, atravessa áreas de capoeirão e Mata Atlântica secundária. A Trilha da Restinga contempla a margem centro-leste da Lagoa do Peri, cruza o rio Sangradouro, que desemboca entre as praias da Armação e Matadeiro, percorre áreas de restinga em estágios iniciais e avançados de regeneração.

Os capítulos apresentados a seguir representam estudos ecológicos de curta duração que foram realizados nos diversos ambientes do PMLP e do entorno os quais foram por vezes alcançados pelas trilhas ecológicas. Em geral, estes ambientes estudados foram: a Lagoa do Peri, nas área de encosta com predomínio da Floresta Ombrófila Densa; nas área de restinga, no rio Sangradouro, e nos mataões rochosos da Ilha da Campanha abrangendo a praia da Armação e Matadeiro.

Ecologia de Campo: do ambiente à comunidade
PPG Ecologia UFSC 2014

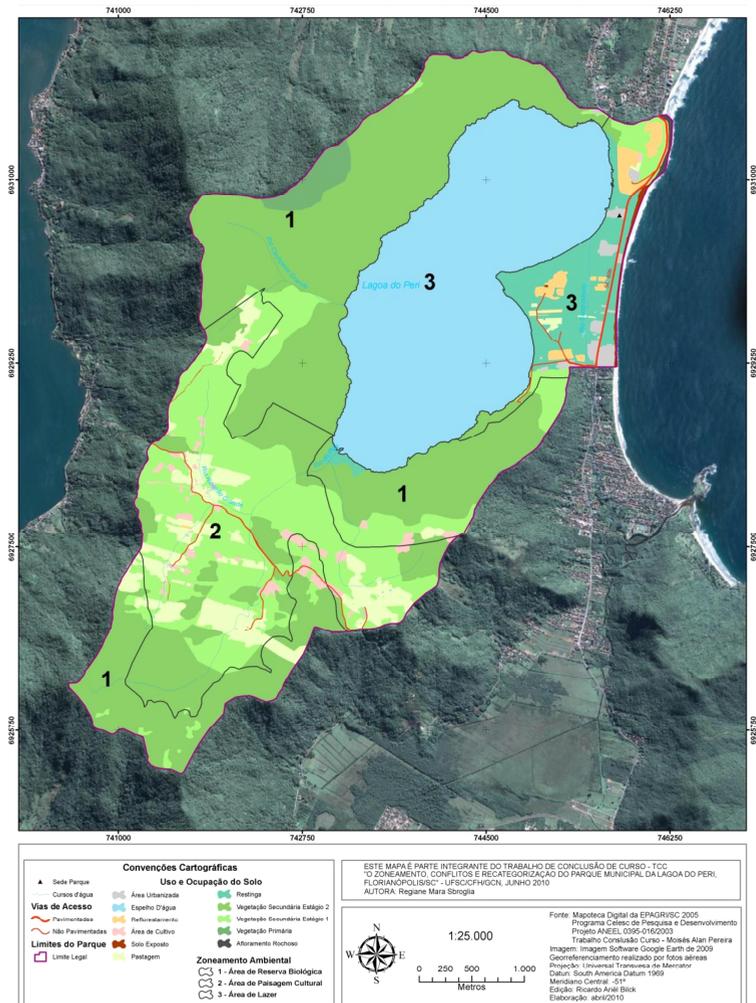


Figura 1: Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis/SC. Mapa do zoneamento ambiental, cobertura e usos da Terra do Parque Municipal da Lagoa do Peri, em 2009.



Figura 2: Lagoa do Peri. A esquerda o espelho d'água central com a macrófita Peri, e a direita a margem leste da lagoa.



Figura 3: Desembocadura do rio Sangradouro (esq.), praia da armação e ao fundo a Ilha das Campanhas (dir. sup.), e detalhe dos matacões no costão rochoso (dir. inf.).



Figura 4. Morros com Floresta Ombrófila Densa que circundam a Lagoa do Peri.



Figura 5. Vegetação de restinga, área arbustiva (sup.) e área em regeneração inicial (inf.).

Fotos: Larisse Faroni-Perez; Ana Carolina Grillo Monteiro.

Referências

- CECCA. Centro de Estudos Cultura e Cidadania. 1997. **Unidades de Conservação e Áreas Protegidas da Ilha de Santa Catarina: caracterização e legislação**. Florianópolis: Insular, 160 p.
- Caruso, M. M. L. 1983. **O desmatamento da Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais. 1ª Edição**. Florianópolis: UFSC, 160 p.
- Hennemann, M. C. 2010. **Dinâmica da qualidade da água em uma lagoa costeira: o caso peculiar da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Brasil**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia.
- 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.
- 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.
- Penteado, A. N., 2002. **Subsídios para o plano de manejo do parque Municipal da Lagoa do Peri – Ilha de Santa Catarina, Florianópolis – SC**. Dissertação de Mestrado. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina.
- Oliveira, U. R.; Parizotto, B. A. D.M.; Horn Filho, N. O.; Bonetti, J. 2012. Setorização Morfossedimentar das Praias Arenosas da Ilha de Santa Catarina (SC) Utilizando Técnicas de Análise Estatística Multivariada. **Gravel**, 10(1):1-11.
- Santos, G. F.; Silva, J. T. N.; Mendonça, M.; Veado, R.W. 1989. Análise Ambiental da Lagoa do Peri. **Geosul**, 8, 101-123.
- Simonassi, J. C. **Caracterização da Lagoa do Peri, através da análise de parâmetros físico-químicos e biológicos, como subsídio ao gerenciamento dos recursos hídricos da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2001. 72 p.

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.



Foto: Eduardo Hettwer Giehl

AMBIENTE E **P**AISAGEM

Estratificação térmica e química ao longo de um dia em zona litorânea de uma lagoa costeira subtropical

Grillo, A.C.M.; Faroni-Perez, L.; Riffel, R.F.; Leite, G.F.M.; Leite, N.K.; Stolberg, J.

Introdução

O entendimento sobre os processos de estratificação (térmica ou química) em corpos d'água tem grande importância para a dinâmica dos ecossistemas, pois este fenômeno causa várias alterações físicas e químicas na água, inclusive afetando a distribuição de organismos aquáticos. A radiação solar é o principal fator responsável pela estratificação térmica, causando uma diferença na temperatura entre camadas superficiais e profundas dos lagos. Já, a estratificação química pode se dar devido à diferenças na concentração vertical de gases, como oxigênio dissolvido, na água. Contudo, não há uma distinção clara entre estas duas formas de estratificação, já que a temperatura afeta a concentração de gases (Esteves 2011).

Diferenças na concentração de nutrientes entre superfície e fundo são marcantes durante a estratificação, devido à mobilidade vertical ser alterada por camadas com temperatura e densidade diferentes. Deste modo, o fitoplâncton e zooplâncton que utilizam os recursos dissolvidos na zona eufótica da coluna da água se deslocam verticalmente ao longo desta (Esteves *et al.* 1988).

Lagoas costeiras localizam-se em ambientes que sofrem influência de águas marinhas e continentais e possuem alta biodiversidade devido às suas características de ecótono (transição entre distintos ambientes). Nestes ambientes, a estratificação de fatores físico-químicos é comum, devido sobretudo à interação com fatores externos como luminosidade, ventos e marés.

As concentrações de oxigênio dissolvido e temperatura da água tendem a aumentar ao longo do dia devido ao aumento da

incidência de radiação solar, com potencial de discriminar ainda mais o perfil vertical desses ambientes. Em lagoas tropicais, a ocorrência diária de estratificação térmica é mais destacada que a sazonal já que nestes ambientes as discrepâncias sazonais são menos acentuadas (Diniz *et al.* 2003). Tais variações podem influenciar no metabolismo e comportamento de toda a biota (Ramirez 1995).

Os lagos podem dividir-se em três zonas principais: região litorânea, limnética e profunda. Na litorânea, ou marginal, há um contato direto com a região terrestre, de tal forma que ela é pouco profunda e representa uma área de transição entre a terra e a água. Na limnética, ou pelágica, há presença de organismos planctônicos e nectônicos, e é nesta região onde se observa a formação de gradientes verticais das variáveis físico-químicas. A região profunda é caracterizada pela ausência de luz e limitação na quantidade de recursos alimentares (Esteves 2011).

Poucos estudos foram conduzidos no estado de Santa Catarina, região Subtropical do Brasil, avaliando a existência de estratificação térmica no perfil vertical de lagoas costeiras (Tonetta *et al.* 2013), fornecendo poucas informações sobre o funcionamento físico e químico de lagoas costeiras. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar, ao longo de um dia, a dinâmica térmica e química (oxigênio dissolvido) na zona litorânea de uma lagoa costeira. Baseado em estudos realizados na mesma lagoa (Hennemann & Petrucio 2010), hipotetizamos que não haverá estratificação vertical devido à pouca profundidade da zona litorânea.

Material e métodos

O estudo foi conduzido na Lagoa do Peri, parte constituinte do Parque Natural Municipal Lagoa do Peri, localizada ao Sul da Ilha de Santa Catarina (27°43'42.52"S 48°30'41.88"O), região Sul do Brasil.

Quatro eventos de coleta foram realizados no dia 21 de outubro de 2014, iniciando às 9:40h e terminando às 15:40h, com intervalo de duas horas entre cada horário. Neste sentido, as siglas temporais utilizadas neste estudo referem-se às coletas realizadas ao longo do dia, sendo T1 correspondente à amostragem inicial e T4 à amostragem final.

As medidas de temperatura e oxigênio dissolvido foram obtidas utilizando uma sonda multiparâmetros YSI 6920 V2. A transparência na coluna d'água (profundidade Secchi) foi determinada utilizando um disco de Secchi.

O delineamento amostral consistiu em três sítios de coleta com espaçamento de 100 m entre cada um, adentrando 50 m da margem da lagoa, correspondendo à zona litorânea. Em cada sítio, três repetições foram realizadas em três distintas profundidades: camada superficial, intermediária e profunda, correspondendo a 30 cm, 60 cm e fundo, respectivamente.

Diferenças entre os valores de temperatura e oxigênio dissolvido nos diferentes tempos amostrais e profundidades, além de possíveis interações, foram testadas empregando uma análise bifatorial de medidas repetidas (rm-ANOVA), seguida por uma análise de contraste para discriminação entre os resultados. Para testar se houve diferença na transparência da água em relação aos diferentes tempos e pontos amostrados, foi realizado um teste Chi-Quadrado (χ^2).

Resultados

A temperatura durante o período de estudo variou entre 21.02°C (09:40h) e 22.85°C (13:40h), enquanto que o oxigênio dissolvido variou de 8.06 mg L⁻¹ (13:40) a 8.76 mg L⁻¹ (15:40h). Não foram observadas diferenças significativas entre a profundidade Secchi durante o período avaliado.

A rm-ANOVA apresentou diferença significativa para a temperatura da água para os tempos amostrais

($F_{3,96} = 178,3$; $p < 0,001$), profundidades ($F_{2,96} = 6,9$; $p = 0,001$) e interação ($F_{6,96} = 3,1$; $p = 0,007$). A análise de contraste evidenciou que a amostragem realizada no início da manhã (T1) foi a única que diferiu dos demais tempos amostrais. Da mesma forma, a temperatura nas camadas superficiais (30 cm) e intermediárias (60 cm) foram significativamente diferentes daquelas obtidas na camada profunda (fundo, $p < 0.05$), conforme visualizado na Figura 1.

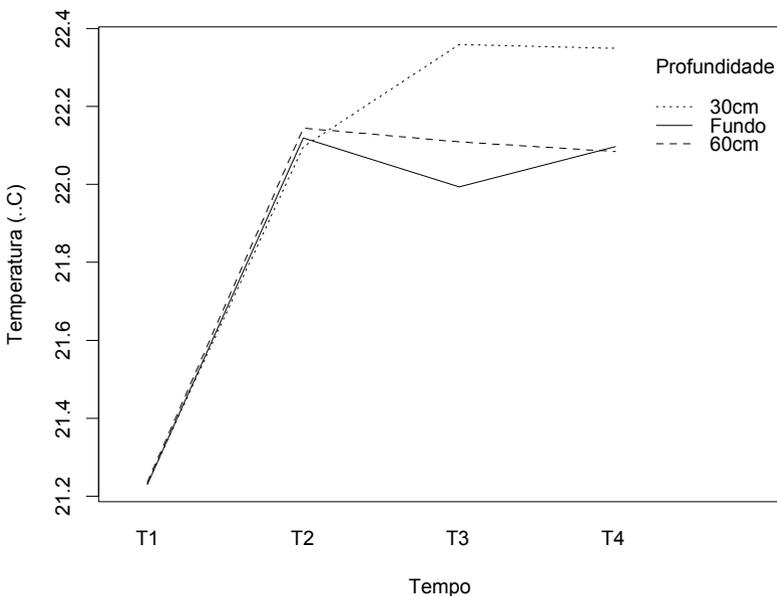


Figura 1. Variação temporal da temperatura (°C) em diferentes tempos (T1 – 09h40min, T2 – 11h40min, T3 – 13h40min, T4 – 15h40min) e profundidades (30 cm - superficial, 60 cm - intermediária, Fundo - profunda) na Lagoa do Peri (Florianópolis/SC) em coleta realizada no dia 21 de outubro de 2014.

O oxigênio dissolvido diferiu significativamente entre os tempos amostrais ($F_{3,96} = 90,4$; $p < 0,001$) conforme a Figura 2, mas não entre as profundidades ($F_{2,96} = 3,0$; $p = 0,05$) e interação ($F_{6,96} =$

1,5; $p = 0,17$). Novamente, identificamos que T1 foi significativamente diferente dos demais tempos amostrais e T2 diferente de T4 ($p < 0,05$).

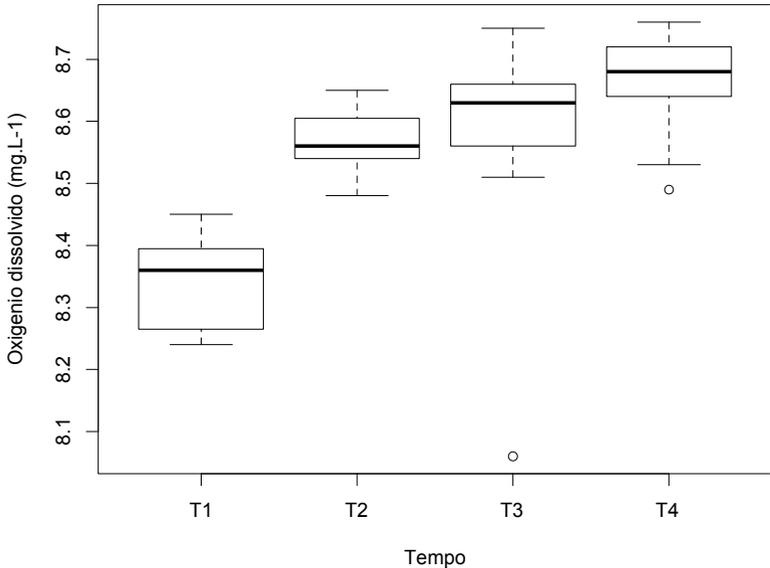


Figura 2. Variação temporal do oxigênio dissolvido em diferentes tempos (T1 – 09h40min, T2 – 11h40min, T3 – 13h40min, T4 – 15h40min) na Lagoa do Peri (Florianópolis/SC) em coleta realizada no dia 21 de outubro de 2014. Valores em mg L^{-1} .

A transparência Secchi não apresentou padrão aparente, mas tendeu a reduzir durante o período de estudo (Figura 3). Da mesma forma, não foi identificado padrão aparente para transparência de Secchi entre os pontos amostrados.

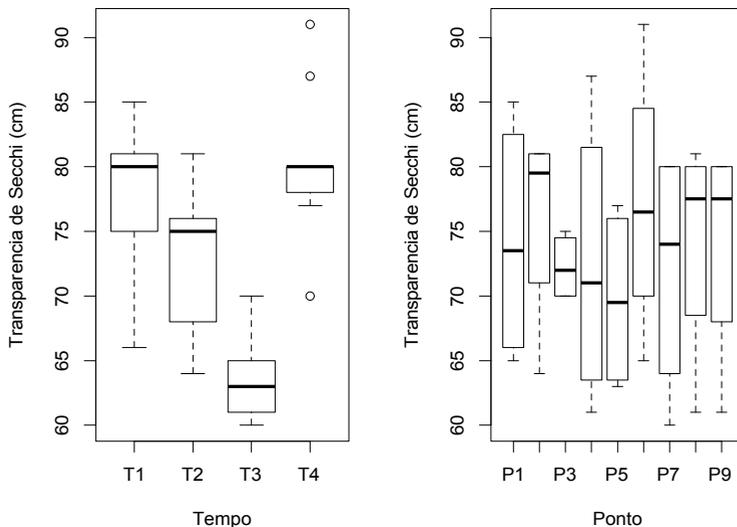


Figura 3. Variação temporal (esquerda) da transparência de Secchi em diferentes tempos (T1 – 09h40min, T2 – 11h40min, T3 – 13h40min, T4 – 15h40min) e variação espacial (direita) da transparência de Secchi nos três pontos (3 repetições cada um) na Lagoa do Peri (Florianópolis/SC) em coleta realizada no dia 21 de outubro de 2014. Valores em cm.

Discussão

Os resultados apresentam indícios de estratificação térmica durante o período avaliado, embora esta não tenha sido persistente, já que começou a ser verificada somente a partir da segunda medição, às 11h40min (T2).

Este resultado contrasta com outro realizado na mesma área, no qual não foi encontrada estratificação térmica (Hennemann & Petrucio 2010). Contudo, o presente estudo diferencia-se do anterior quanto ao local de coleta, concentrando-se na região litorânea da Lagoa do Peri, e também quanto ao tempo de coleta, já que o estudo de 2010 foi realizado durante 19 meses.

Como a região litorânea encontra-se mais suscetível às atividades ocorrentes no ambiente terrestre (*e.g.* transporte de

materiais dissolvidos e particulados, escoamento superficial e atividade recreativa constante), um levantamento do sedimento nessa área poderia ser responsável pela estratificação observada. As medidas de transparência obtidas tenderam a diminuir ao longo do período de estudo, e esta pode estar, de certa forma, relacionada à turbidez, embora não tenhamos dados sobre esta segunda variável. Assim, com base em estudos realizados em corpos d'água rasos (Condie & Webster 2002; Losordo & Piedrahita 1991), a estratificação térmica observada na Lagoa do Peri poderia ser decorrente da turbidez influenciando a penetração da luz na coluna d'água.

Em termos gerais, independente da transparência da água, a disponibilidade de oxigênio dissolvido responde a diversas características ecológicas, dentre elas, produtividade primária e respiração da comunidade aquática (Darwich *et al.* 2005).

Deste modo, com o aumento da radiação solar ao longo do dia, espera-se maior atividade fotossintética do fitoplâncton, e consequente aumento da concentração de oxigênio dissolvido na água. Nossos resultados corroboram com estudo anterior realizado na mesma localidade e na zona litorânea (Marques *et al.* 2013), onde nas primeiras horas do dia a taxa de oxigênio dissolvido foi baixa e aumentou ao longo do dia, apresentando os maiores valores no final da tarde.

Embora neste estudo a estratificação térmica tenha sido observada, é sugerida uma continuidade para verificar se os resultados aqui obtidos representam um padrão na Lagoa do Peri, refletindo estratificação térmica, ou se os mesmos são consequência de singularidades amostrais, uma vez que o presente estudo foi realizado somente ao longo de um dia.

Agradecimentos

Agradecemos à FLORAM e aos funcionários do Parque Municipal da Lagoa do Peri pelo suporte e acolhimento durante o curso de

campo.

Bibliografia

- Condie, S. A.; Webster, I. T. 2002. Stratification and Circulation in a Shallow Turbid Waterbody. **Environmental Fluid Mechanics**, vol. 2, p.177-196.
- Darwich, A. J.; Aprile, F. M.; Robertson, B. A.; Alves, L. F. 2005. Limnologia do Lago Tupé: dinâmica espaço-temporal do oxigênio dissolvido. In: Santos-Silva, E. N., Aprile, F. M., Scudeller, V. V. & Melo, S. (Orgs.) **BioTupé: Meio Físico, Diversidade Biológica e Sociocultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central**. INPA, Manaus, editora INPA, p.35-67.
- Diniz, C. R.; Ceballos, B. S.; Barbosa, J. E. L.; König, A. 2003. Ciclo nictemeral e vertical de variáveis ambientais no açude Epitácio Pessoa, semi-árido paraibano. In: **Anais do XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Joinville, Brasil.
- Esteves, F. A.; Bozelli, R. L.; Camargo, A. F. M.; Roland, F.; Thomaz, F. M. 1988. Variação diária (24 horas) de temperatura, O₂ dissolvido, pH e alcalinidade em duas lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro e suas implicações no metabolismo destes ecossistemas. In: **Acta Limnologica Brasiliensia. São Carlos: Sociedade Brasileira de Limnologia**, p.99-127.
- Esteves, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª edição. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011. 574p.
- Hennemann, M. C. & Petrucio, M. M. 2011. Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**. 181: 347-361.
- Losordo, T. M.; Piedrahita, R. H. 1991. Modelling temperature variation and thermal stratification in shallow aquaculture ponds. **Ecological Modelling**, vol. 54, p.189-226.
- Marques, J.; Oliveira, A. F. S. D.; Angri, C.; Oortman, M. S.; Farias, P.

- M., Scarponi, T. M.; Petrucio, M. M., Bezzera-Neto, J. F. 2013. Dinâmica das concentrações de gases CO₂ e O₂ na região litorânea da Lagoa do Peri (SC). In: **Ecologia de campo: ecossistemas terrestres, de águas continentais e marinhos**. Org.: Farias, D. L, Oliveira A. F. S., Pretruccio M. M, Hernández M. I. M. Florianópolis: UFESC/CCB/PPGE Ecologia, 319p.
- Ramirez, J. J. Variaciones verticales de temperatura y factores químicos en un ciclo de 24 horas en el Embalse Punchiná, Antioquia – Colombia. 1995. In: **Acta Limnologica Brasiliensia**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Limnologia, p.23- 34.
- Tonetta, D.; Petruccio, M.; Laudares-Silva, R. 2013. Temporal variation in phytoplankton community in a freshwater coastal lake os southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, p.99-110.

Análise da paisagem para determinação de estações de amostragem limnológica em gradiente antrópico

Brentano, D. M.; Zignani, I.; Lastrucci, N. S.; Alves, V. M.; Carvalho, V. F.; Pires, J.S.R.

Introdução

A ecologia da paisagem combina a abordagem espacial da Geografia com a abordagem funcional da Ecologia, enfatizando a interação entre processos espaciais e processos ecológicos. A qualidade dos corpos de água é extremamente influenciada pela paisagem na qual fluem (Towsend *et al.* 2006), sendo afetada por fatores biofísicos e socioeconômicos associados aos diferentes usos da terra na paisagem adjacente (Zhou *et al.* 2011). Há muito tempo, em suas preleções sobre a limnologia amazônica, o Dr. Herald Sioli afirmava que as águas dos rios são a urina da paisagem, em uma analogia sobre a influência do ambiente terrestre nas condições do ambiente aquático, explicando ainda, que análises da qualidade das águas dos rios indicam as condições da paisagem circundante.

O uso da terra pode interferir no fluxo e na qualidade dos ambientes aquáticos, sendo classificado como uma das maiores intervenções antropogênicas no ambiente e conseqüentemente uma das maiores ameaças aos rios e aos córregos (Dale *et al.* 2000). Os diferentes usos da terra trazem conseqüências para a hidrologia, cobertura vegetal e ligação entre os sistemas aquáticos e terrestres, por estarem diretamente ligadas a fatores como: intensificação da agricultura, pastoreio do gado e drenagem de áreas alagadas (Allan & Flecker 1993). Estes fatores impactam o hábitat, a qualidade da água e da biota por meio de diferentes processos e escalas (Pratt & Chang 2012). Por exemplo, em relação à escala o impacto pode afetar tanto a bacia hidrográfica inteira quanto a zona ripária. Alguns trabalhos mostraram que o padrão de uso da terra associado a um estreito corpo de água é um melhor preditor da qualidade de

água do que o padrão espacial de toda a bacia (Dodds & Oakes 2008). Outros trabalhos mostraram o contrário, com a proporção do uso da paisagem na escala de toda a bacia sendo um melhor preditor para as características qualitativas da água (Silva & Williams 2001).

O efeito da alteração da paisagem na condição dos rios, com uso da terra fortemente correlacionado com padrões químicos da água (Tran *et al.* 2010), diversidade de peixes (Hopkins 2009), de macroinvertebrados (Weijters *et al.* 2009) e concentração de metais pesados (Hollister *et al.* 2008) é evidenciado pela literatura. A relação entre a alteração da paisagem e a qualidade da água traz importantes implicações para programas de manejo e proteção de bacias (Zhou *et al.* 2011). Portanto a utilização de indicadores de paisagem apresenta um grande potencial para servir como base para protocolos de avaliação rápida para córregos dentro das bacias hidrográficas (Gofort & Bain 2010).

O uso da terra altera as condições geomorfológicas e intensifica as fontes de poluição nos rios. Os rios são depósitos de poluentes das paisagens, portanto as condições dos corpos de água (como qualidade e fluxo) não indicam apenas a saúde dos ecossistemas aquáticos, como também a saúde das paisagens adjacentes (Zhou *et al.* 2011). Portanto a utilização de indicadores de paisagem apresenta potencial para servir como base de protocolos de avaliação rápida para os diferentes corpos de água (Goforth & Bain 2010). Nesse sentido vários métodos de avaliação de paisagem foram desenvolvidos como o WHEBIP (*Water Habitat Evaluation and Biotic Integrity Protocol*) e a utilização de dados digitalizados em *softwares* de sistemas de informação geográfica (SIG) (Miserendino *et al.* 2011). Estes métodos caracterizam-se por serem mais rápidos para a avaliação de integridade da paisagem e dos corpos de água, sem necessidade de pesquisas em campo extensas e caras (Pires 2013).

A Bacia Hidrográfica do Rio Sangradouro (Florianópolis/SC, Brasil) percorre um mosaico de paisagem ao longo de um gradiente antrópico que pode pressionar este recurso hídrico. Definir estações

amostrais limnológicas coerentes com os usos e ocupação da terra da terra pode ser extremamente útil em trabalhos de monitoramento de qualidade de água futuros. Neste sentido, objetivou-se analisar a paisagem em relação aos usos da terra para definição de estações amostrais para fins de monitoramento, além de verificar a verdade terrestre através de saída e checagem em campo.

Material e métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado ao longo do Rio Sangradouro (-48,515818°; -27,758675° e -48,495034°; -27,723952° - Coordenadas Lat Long decimais; área de 4,5km²), localizado ao sul da Ilha de Santa Catarina. O rio tem sua nascente na Lagoa do Peri, realizando a drenagem desta, e suas águas fluem em sentido sul. O canal atravessa áreas de influência antrópica até desembocar no Oceano Atlântico ao leste, entre as praias da Armação e do Matadeiro. A bacia hidrográfica apresenta vegetação de restinga em regeneração, com substrato predominantemente arenoso.

Análise da Paisagem

Utilizando-se de imagem de satélite do programa *Google Earth* delimitou-se o curso dos Rios Sangradouro e Quincas. A delimitação destes rios foi realizada a partir da digitalização em tela. Este recurso consiste na criação de pontos, linhas (polilinhas) e na delimitação de áreas (polígonos) que são gerados por pontos a partir da seleção de alvos em tela no programa *Google Earth*.

A polilinha do Rio Sangradouro foi exportada para o Programa MapInfo Professional versão 11.0 (MapInfo Corporation, 2011) onde se gerou um *buffer* (delimitação de área) de 500m de largura da margem esquerda e direita do Rio Sangradouro. Este

buffer foi exportado para o Programa *Google Earth* para delimitar a área de estudo. A partir da interpretação da imagem de satélite do programa *Google Earth*, utilizada como "*pano de fundo*", foram elaborados os polígonos dos diferentes usos da terra dentro do *buffer da área de estudo*. Foram utilizadas as técnicas de interpretação visual das imagens de satélite definidas por Novo (1995). Os critérios de interpretação visual utilizados foram: (1) Forma: geometria do objeto; (2) Tonalidade: quantidade de energia (normalmente a luz solar) refletida por um objeto. Obedecendo o princípio da reflectância, um objeto que absorve a energia incidente aparece nas imagens em tons escuros. O contrário acontece com um objeto que reflete a energia que aparece em tons claros; (3) Localização do objeto na paisagem; (4) Textura: lisa ou rugosa, homogênea ou heterogênea; e (5) Estrutura: paralela, quadriculada, retangular, etc.. A partir da interpretação foram discriminadas quatro categorias de uso e ocupação da terra: 1) área natural; 2) pasto; 3) área urbana; e 4) costão rochoso. Os polígonos foram exportados para o Programa MapInfo, e foram reajustados conforme suas fronteiras.

Elaborou-se um banco de dados contendo para cada categoria, o tipo de uso da terra, a área e o perímetro do polígono. A partir da análise da paisagem utilizando-se o Sistema de Informação Geográfica definiram-se quatro estações amostrais que, teoricamente devem refletir os diferentes usos da terra sobre a qualidade da água. Desta forma foram escolhidos e plotados pontos (estações amostrais) na calha do rio em área central ou à jusante de cada polígono demarcado, de acordo com as diferentes situações de uso da terra (área natural, pasto e área urbana), com exceção da área de costão rochoso. As estações amostrais tiveram suas coordenadas geográficas anotadas e foi utilizado um receptor GPS Garmin para auxiliar na navegação e localização dos mesmos em campo.

A figura 1 apresenta um resumo dos procedimentos metodológicos adotados.

Ecologia de Campo: do ambiente à comunidade
PPG Ecologia UFSC 2014

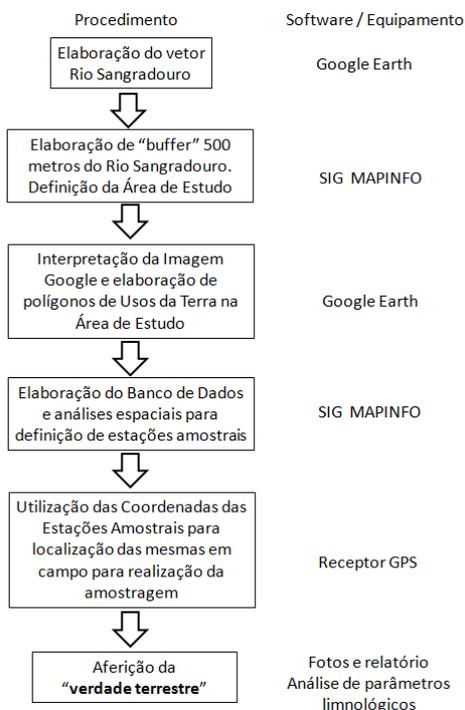


Figura 1: Resumo dos procedimentos metodológicos adotados na análise da paisagem.

Verificação da verdade terrestre

A verdade terrestre consiste na verificação e possível confirmação das áreas pré-determinadas a partir da visualização das imagens de satélite. Posteriormente à delimitação das áreas, de acordo com o uso da terra, foi realizada incursão ao campo para verificação da verdade terrestre. As características de cada área foram registradas com fotos para ratificar as imagens de satélite. Em cada uma das quatro estações foram aferidas variáveis abióticas, de modo a obter dados das condições limnológicas do rio em áreas nos diferentes tipos de ocupação. As variáveis abióticas escolhidas foram o oxigênio dissolvido (oxímetro AT 150 Alfakit), pH

(pHmetro AT 300 marca Alfakit), temperatura da água (termômetro de mercúrio) e condutividade (condutímetro AT 230 da Alfakit).

Esteves (2011) descreve que maiores quantidades de matéria orgânica na água aumentam a demanda por oxigênio e levam a depleção deste. Descreve também que a temperatura da água pode aumentar quando há despejos de dejetos ou efluentes industriais. A condutividade reflete a quantidade de sais dissolvidos e pode estar associada ao aumento de íons decorrentes de despejos de efluentes nos recursos hídricos, ou refletir a intrusão da cunha salina, no caso de contato com a água do mar. Se este for o caso, espera-se pH alcalinos associados a altas condutividades. Neste sentido, esperava-se: diminuição do oxigênio dissolvido ao longo do recurso hídrico; aumento da temperatura; aumento da condutividade; e, aumento do pH ao longo do recurso hídrico da montante à foz.

Resultados e discussão

A área de estudo apresenta uso e ocupação da terra predominantemente de Área Natural (66,21%), seguido de Área Urbana (28,83%), Pasto (3,42%) e Costão Rochoso (1,54%). As áreas (em hectares) e o perímetro (em Km) de cada categoria podem ser verificados na tabela 1.

Tabela 1: Características de cada categoria do uso da terra da área de estudo.

Categorias Uso e Ocupação da Terra	ÁREA (Ha)	ÁREA (%)	PERIMETRO (Km)
Área Natural	204,61	66,21	16,74
Área Urbana	89,10	28,83	9,35
Pasto	10,57	3,42	2,28
Costão Rochoso	4,76	1,54	1,38
TOTAL	309,03	100,00	-

Gerou-se uma imagem (Figura 2), na qual pode-se observar a localização geográfica de cada Categoria de Uso e Ocupação da Terra para a área de estudo. Tal figura permite, em uma visualização rápida, verificar o mosaico de paisagem constituído na Bacia Hidrográfica do Rio Sangradouro. Tal recurso é extremamente útil na tomada de decisões em planejamento amostral de estações limnológicas, mas não limita-se a isto. Esta imagem pode auxiliar na tomada de decisão de gestores no que tange o planejamento urbano, preservação ambiental, áreas prioritárias para investimento em saneamento e identificação das áreas prioritárias para conservação.

Confirmação da Verdade Terrestre

A partir da análise do mapa foram escolhidas quatro estações amostrais para estudos limnológicos em possíveis monitoramentos futuros. As estações estão apontadas na figura 3 no sentido norte-sul, coincidindo com o sentido montante -jusante.

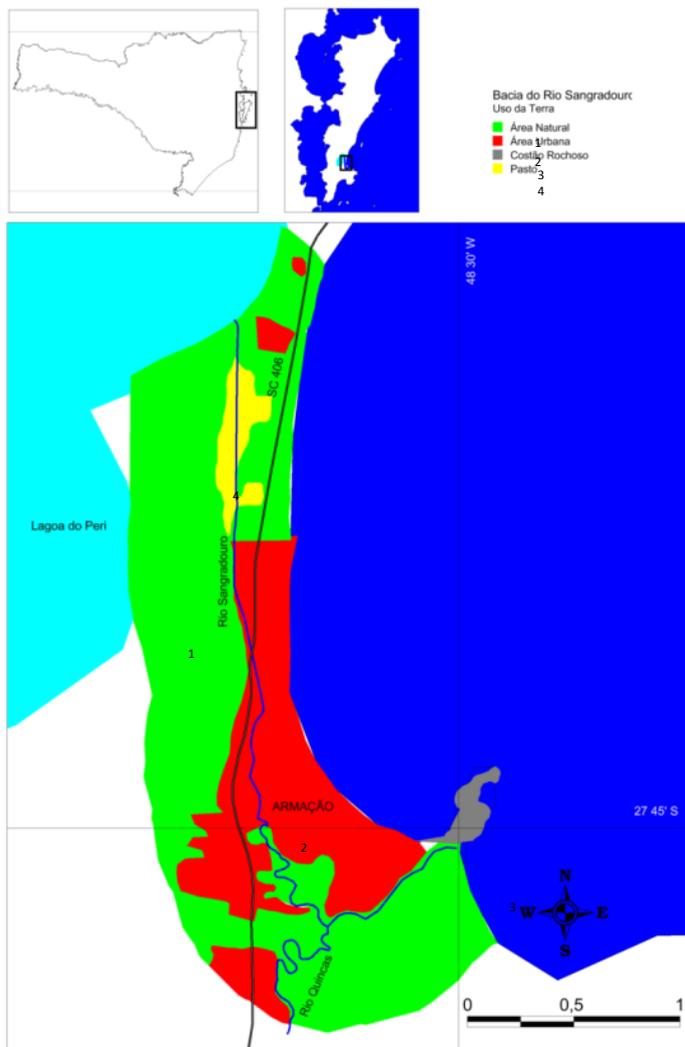


Figura 2: Uso da terra na área de estudo com base em quatro categorias: área natural, área urbana, pasto e costão rochoso – Bacia Hidrográfica do Rio Sangradouro, Florianópolis/SC, Brasil.

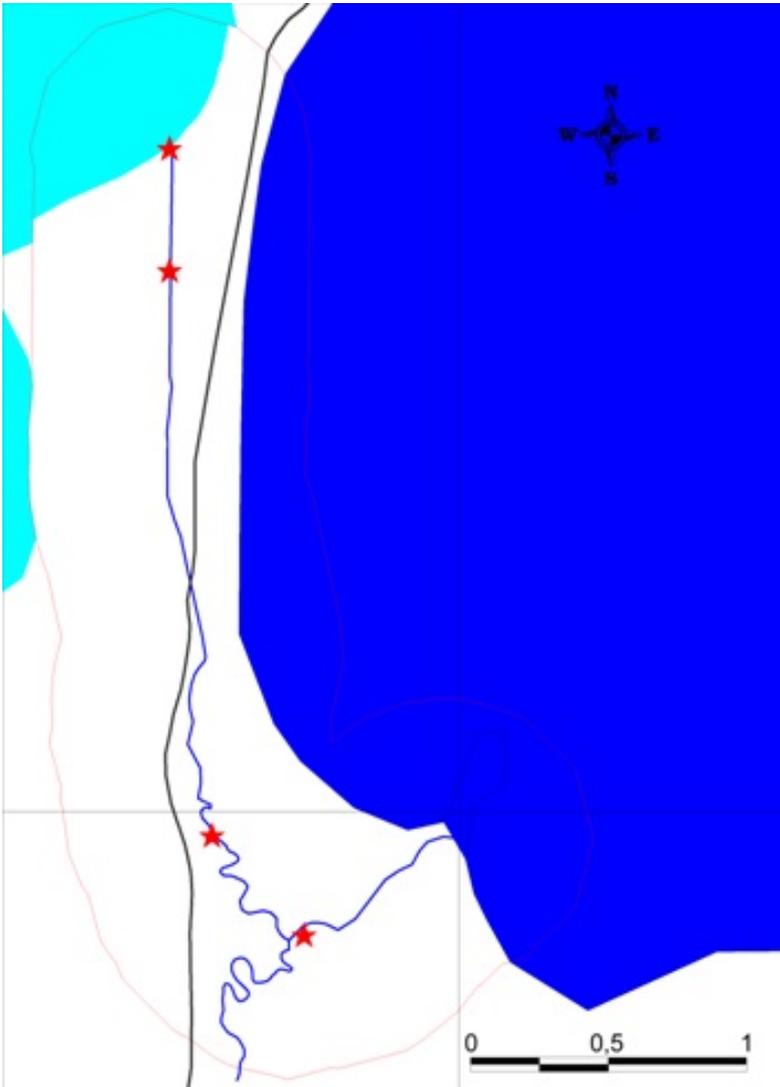


Figura 3: Estações de amostragem na área de estudo na Bacia Hidrográfica do Rio Sangradouro

A primeira estação de amostragem localiza-se na nascente do Rio Sangradouro (UTM 22 J 745430/6930381) e foi previamente

categorizada como Área Natural. Em campo, pode-se ratificar o observado previamente em imagem de satélite (Figura 4a).

A segunda estação de amostragem (UTM 22 J 745413/6929925) foi previamente categorizada como Área de Pasto. O local apresenta grande antropização, com evidências de uso para pastagem de gado no passado. Neste ponto o rio é estreito, com cor escura, devido as substância húmicas, e grande abundância de *Brachiaria*. Em campo, pode-se ratificar o observado previamente em imagem de satélite (Figura 4b).

A terceira estação de amostragem (UTM 22 J 74555/6927893), localizada no bairro da Armação, foi previamente categorizada e ratificada em campo como Área Urbana (Figura 4.c).

A quarta estação de amostragem (UTM 22 J 745987/6927582), localizada na confluência dos rios Sangradouro e Quincas, foi previamente categorizada como Área Urbana. O local possui uma baixa qualidade da água, inapropriada para banho e pesca, conforme indicações em placas no local. Pode-se ratificar a imagem de satélite com as observações em campo (Figura 4d).



Figura 4: Verdade Terrestre – observação em campo das estações amostrais previamente definidas. a) Primeira estação amostral: Nascente do rio Sangradouro; b) Segunda estação amostral: Área de Pasto; c) Terceira estação amostral: Área Urbana; d) Quarta estação amostral: Confluência dos rios Sangradouro e Quincas.

Os dados de qualidade de água obtidos são limitados e correspondem a uma única medição realizada no dia 20 de outubro de 2014, no período das 13 às 14h. Contudo, mesmo que muito limitados para discussão, dentre as variáveis medidas, a condutividade permitiu refletir a intrusão da cunha salina no Rio Sangradouro, desde sua foz, na quarta estação amostral em direção a montante (Tabela 2).

As demais variáveis não corresponderam ao gradiente predito. Isto deve-se ao fato de que a distância sobre a qual um padrão do uso da terra afeta a qualidade da água depende do tamanho dos riachos (Zhou *et al.* 2004). Buck *et al.* (2004) apontam

que rios mais largos sofrem uma influência significativa de uso da terra a montante, enquanto riachos pequenos são mais influenciados pelo uso da terra local e outros fatores. Desta forma, acredita-se que as variáveis pontuais mensuradas na data de coleta refletem condições de microescala e não o padrão definido pela paisagem a montante.

Tabela 2: Dados de qualidade de água tomados a campo nas quatro estações amostrais delimitadas, comprovando a possibilidade de acesso ao recurso hídrico para futuros trabalhos de monitoramento limnológico.

Estações Amostrais	Temperatura (°C)	pH	Condutividade (mS)	OD (mg/L)
1	18.0	6.2	0.09	4.71
2	17.9	8.9	0.09	5.22
3	18.3	8.6	0.17	6.00
4	17.9	7.9	4.71	9.20

O trabalho desenvolvido por Rezende *et al.* (2013) avaliou a macrofauna bentônica ao longo do Rio Sangradouro. Os autores encontraram para a primeira estação amostral uma riqueza de 13 *taxa*; para a segunda estação amostral uma riqueza de 7 *taxa*; enquanto que para a terceira estação amostral encontrou-se apenas 3 *taxa*.

Diferente das tomadas pontuais de dados de qualidade da água, a macrofauna bêntica reflete a qualidade histórica do recurso hídrico em determinado ponto. Neste caso, Rezende *et al.* (2013) observaram diminuição da riqueza da macrofauna bêntica desde a nascente do Rio Sangradouro, até a terceira estação amostral. O impacto gradativo sobre a macrofauna bêntica pode ser explicado pelo uso e ocupação do solo. Isto porque o decaimento da riqueza dá-se de uma área natural, até uma área urbana, passando por área de pasto. Parece haver correspondência entre o processo espacial e o processo ecológico neste recurso hídrico. Um monitoramento premanente (retiradas de amostras bimensais por um ou dois anos, pelo menos) deste corpo hídrico, utilizando as

estações amostrais determinadas nesse estudo deve melhor refletir esse gradiente de qualidade da água, uma vez que a estimativa realizada no presente trabalho pode ser chamada de *estimativa pontual*, e o problema com o uso deste tipo de estimativa é que raramente se iguala ao parâmetro exato, verdadeiro da população amostral.

Agradecimentos

Agradecemos ao Parque Municipal da Lagoa do Peri, pelo oferecimento de infraestrutura para a realização deste trabalho.

Bibliografia

- Allan, J. D.; Flecker, A. S. 1993. Biodiversity Conservation in Running Waters Identifying the major factors than threaten destruction of riverine species and ecosystems. **Bioscience**, 43: 32-43.
- Dale, V. H.; Brown, S.; Haeuber, R. A.; Hobbs, N. T.; Huntly, N., Naiman, R. J.; Riebsame, W. E.; Turner, M. G.; Valone, T. J. 2000. Ecological principles and guidelines for managing the use of land. **Ecological Indicators**, 10:639-670.
- Dodds, W. K.; Oakes, R. M. 2008. Headwater influences on downstream water quality. **Environmental Management**, 41: 367-377.
- Esteves, F. de A. 2011. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª edição. Editora Interciência.
- Goforth, R. R.; Bain, M. B., 2010. Assessing stream integrity based on interpretations of map-based riparian and subbasin properties. **Landscape Ecology**, 8: 33-43.
- Hollister, J. W.; August, P. V.; Paul, J. F. 2008. Effects of spatial extent on landscape structure and sediment metal concentration relationships in small estuarine systems of the

- United States Mid-Atlantic Coast. **Landscape Ecology**, 23: 91-106.
- Hopkins, R. L. 2009. Use of landscape pattern metrics and multiscale data in aquatic species distribution models: a case study of a freshwater mussel. **Landscape**, 24: 943-955
- Miserendino, M. L.; Casaux, R.; Archangelsky, M.; Di Prinzio, C. Y.; Brand, C.; Kutschker, A. M. 2011. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. **Science Enviromental**, 409: 612-624.
- Pires, A. H. C. 2013. **Avaliação da integridade de córregos a partir das características da paisagem: teste do protocolo WHEBIP para uma região tropical**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. UFSCar.
- Pratt, B.; Chang, K. 2012. Effects of land cover, topography, and built structure on seasonal water quality at multiple spatial scales. **Journal Hazard Mater**, 48: 209-211.
- Rezende, R. S.; Lima, R. E. M.; Maurício, L. S.; Bogoni, J. A.; Brito, F. P.; Siegloch, A. E. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos ao longo de um gradiente de perturbações no Parque Municipal da Lagoa do Peri, SC. In: Farias, D. L.; Oliveira, A. F. S.; Petrucio, M. M.; Hernández, M. I. M. **Ecologia de campo: ecossistemas terrestres, de águas continentais e marinhos**. Florianópolis: UFSC/CCB/PPGE Ecologia. 2013.
- Sliva, L.; Williams, D. D. 2001. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. **Water Research**, 35: 3462-3472.
- Townsend, C. R.; Dec, S. D.; Norris, R.; Peacock, K.; Arbuckle, C. 2003. The influence of scale and geography on relationship between stream community composition and landscape variables: description and prediction. **Freshwater Biology**, 48: 768-785.

- Tran, C. P.; Bode, R. W.; Smith, A. J.; Kleppel, G. S. 2010. Land use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA). **Ecological Indicators**, 10: 727-733.
- Weijters, M. J.; Janse, J. H.; Alkemade, R.; Verhoeven, J. T. A. 2009. Quantifying the effect of catchment land use and water nutrient concentrations on freshwater river and stream biodiversity. **Aquatic Conservation – Marine and Freshwater Ecosystems**, 19: 104-112.
- Zhou, T.; Wu, J.; Peng, S. 2012. Assessing the effects of landscape pattern on river water quality at multiple scales: A case study of the Dongjiang River watershed, China. **Ecological Indicators**, 23:166-175.



Foto: Eduardo Hettwer Giehl

ECOLOGIA POPULACIONAL

Influência da declividade do terreno nas relações alométricas de *Cecropia glaziovii*

Brentano, D. M.; Zignani, I.; Lastrucci, N. S.; Alves, V. M.; Carvalho, V. F.; Giehl, E.H.

Introdução

A arquitetura da planta é resultado de uma relação entre o crescimento lateral e vertical (Ackerly & Donoghue 1998). Vários fatores podem influenciar a arquitetura e alometria das árvores, como fogo, herbivoria, tipo de ecossistema que habitam (Archibald & Bond 2003), gravidade, vento e epífitos (Waller 1986). Assim, a arquitetura de uma árvore adulta não é influenciada apenas pela genética, mas por diversos fatores ambientais que tiveram influência ao longo do seu desenvolvimento (Archibald & Bond 2003).

Alometria diz respeito à relação entre forma e tamanho. Segundo Sposito e Santos (2001), esta relação é importante para entender diferenças adaptativas entre espécies, interações competitivas e a estrutura e a dinâmica de florestas. A alometria do tronco, avaliada por exemplo pela relação entre altura e diâmetro, geralmente é usada na análise de qual forma da copa minimizaria o custo da manutenção de um certo tamanho de copa em uma determinada altura (Givnish 1986).

Três modelos foram propostos para descrever o desenho estrutural das árvores. O modelo da similaridade geométrica assume uma constância na relação entre altura e diâmetro ao longo do crescimento da planta, *i.e.* um aumento da altura em proporção direta ao do diâmetro – $H \propto D$ (Norberg 1988). O modelo da similaridade elástica pressupõe uma necessidade da árvore de sustentar o próprio peso, e portanto considera o tronco como uma coluna de suporte cujo diâmetro de base tem uma proporção exponencial de 3/2 em relação à altura – $H \propto D^{2/3}$ (McMahon 1973

apud Sposito & Santos 2001). O modelo do estresse constante assume que o estresse máximo exercido sobre uma árvore pelo vento é equilibrado ao longo da altura, proporcional a $1/2$ da potência do diâmetro – $H \propto D^{1/2}$ (Dean & Long 1986). Dessa forma, existe um gradiente de estratégias possíveis, em que árvores que se enquadram no modelo da similaridade geométrica investem menos em estruturas de sustentação lateral, sendo assim mais vulneráveis ao colapso de suas copas. Já plantas que se enquadram no modelo da similaridade elástica investem mais em sustentação que as anteriores, com o máximo de investimento em diâmetro sendo observado para árvores que se enquadram no modelo de estresse constante.

Cecropia é um gênero de árvores neotropicais pioneiras, com rápido crescimento e normalmente associadas a diferentes fases de sucessão (Sposito & Santos 2001). As árvores do gênero possuem uma altura média de 15 metros e são típicas de clareiras e formações secundárias (Uhl *et al.* 1981; Brokaw 1987; Longino 1991). Espécies de *Cecropia* de diferentes locais do Brasil possuem uma convergência na alometria entre indivíduos se aproximando ou se enquadrando na maioria dos casos no modelo da similaridade geométrica. Além disso, diferentes condições podem alterar a alometria das plantas, podendo ser compensadas por outras estratégias, como o número de raízes escoras, que ocorrem em espécies do gênero. Dessa forma, espera-se que indivíduos de *Cecropia* que se encontram em terrenos inclinados são mais vulneráveis ao colapso de suas copas e, por isso, dispendam maior energia em estruturas de sustentação do que indivíduos em áreas planas.

Nosso objetivo foi verificar se a inclinação do terreno exerce influência sobre as características alométricas e número de raízes laterais dos indivíduos de *Cecropia glaziovii* Snethl. (Urticaceae) no Parque Municipal da Lagoa do Peri. Esperávamos encontrar maior investimento em estruturas de sustentação (maior diâmetro em relação à altura e mais raízes escoras) nos indivíduos localizados em terrenos inclinados.

Material e métodos

Área de estudo

Realizamos o estudo no final da Trilha do Saquinho, no Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP)- Florianópolis- SC (27°43' 05,62"S; 48°30' 49,93"W) situado ao sul da Ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis – Brasil. O Parque abriga um dos últimos remanescentes de Mata Atlântica da Ilha que margeam a Lagoa do Peri e cujas encostas apresentam uma elevação máxima de cerca de 300 m.

Estratégias de amostragem e coleta de dados

Amostramos indivíduos adultos de *C. glaziovii* (Embaúba) em duas áreas com diferentes inclinações do terreno: áreas inclinadas e planas. Consideramos terrenos inclinados aqueles com inclinação mínima de 20°, obtida com clinômetro. Realizamos buscas ativas dos indivíduos ao decorrer da trilha e nas diferentes inclinações de terreno. Amostramos 32 indivíduos de embaúba, sendo estes 16 em terreno inclinado e 16 em terreno plano. As informações coletadas para cada indivíduo foram: perímetro da base do tronco (posteriormente convertida em diâmetro), altura e número de raízes escoras. O perímetro do tronco foi mensurado com trena ao final da última raiz para padronização da medida e visando estimar o diâmetro máximo do tronco. Estimamos a altura de cada indivíduo visualmente e contamos as raízes escoras excluindo a raiz principal.

Análise de dados

Para quantificar a “conifcação” dos indivíduos, e assim seu investimento em estruturas de sustentação, avaliamos o diâmetro do tronco (D) em função da altura (A) (Niklas 1995), utilizando a parametrização log-log: $\log_{10}(D) = a + b \times \log_{10}(H)$ (conforme Sposito

& Santos 2001). Nessa parametrização, a inclinação da reta varia entre: 1 para o modelo da similaridade geométrica; 1,5 para o modelo da similaridade elástica; e 2 para o modelo do estresse constante. Avaliamos o enquadramento dos dados observados conforme os modelos teóricos por meio da inclinação da curva de regressão (b). Em seguida, realizamos uma análise de covariância para testar se existem diferenças na alometria dos indivíduos de *Cecropia* em função da inclinação do terreno (plano ou inclinado), com a altura sendo incluída como uma covariável. O mesmo procedimento foi utilizado para verificar se as árvores localizadas em terreno inclinado apresentavam mais raízes escoras. Todas as análises foram realizadas no programa R (R Core Team 2014).

Resultados e discussão

A relação entre a altura e o diâmetro foi significativa ($R^2 = 0,21$ $p = 0,008$), com $b = 0,77 \pm 0,27$ para o modelo de regressão (Figura 1), enquadrando a espécie no modelo da similaridade geométrica. Esse resultado corrobora um estudo prévio que mostrou que o gênero *Cecropia* no Brasil se adequa ao modelo geométrico (Figura 2a), pois o “b” da equação de regressão para o gênero encontra-se próximo de 1 (Sposito & Santos 2001). Assim, *Cecropia glaziovii* apresenta um investimento proporcional entre o crescimento em altura e diâmetro.

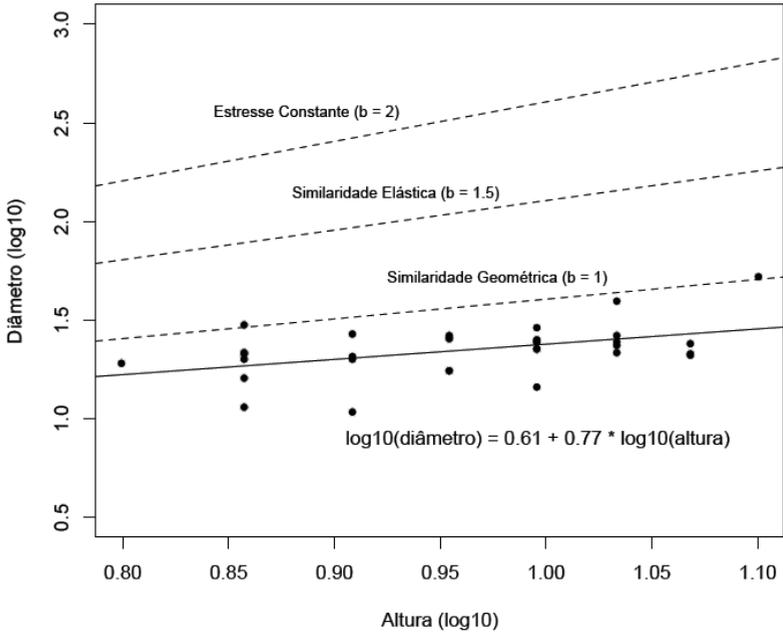
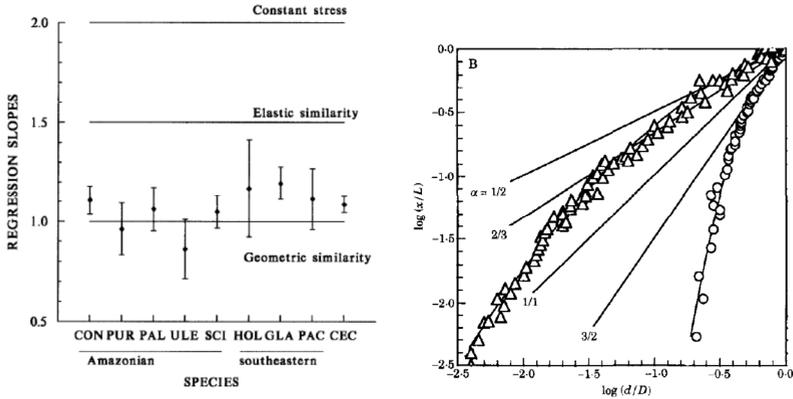


Figura 1: Regressão do \log_{10} do diâmetro em função do \log_{10} da altura de *Cecropia glaziovii* no Parque Municipal da Lagoa do Peri, com as inclinações dos três modelos teóricos. A inclinação da regressão indica que a espécie se aproxima ao modelo da similaridade geométrica.

Adicionalmente aos modelos já apresentados, Niklas (1995) apresenta o modelo da vara quebrada (“broken-stick”; Figura 2b), em que a altura incrementa na proporção de 3/2 do diâmetro, $H \propto D^{3/2}$, e representa a situação em que o tronco da árvore não suporta o peso da árvore e colapsa. Em função do valor de b encontrado, abaixo do valor esperado de 1 para o modelo de similaridade geométrica, é possível que a população apresente uma alometria de risco pela proximidade do modelo da vara quebrada e, portanto, com grande chance de colapso.



a

b

Figura 2: a) O gênero *Cecropia* se adequa ao modelo geométrico em função dos valores de b (beta) da equação de regressão próximos a 1. Fonte: Sposito & Santos, 2001. b) Relação log-log entre comprimento e diâmetro de ramos e modelo da vara quebrada ($\alpha = 3/2$). Fonte: Niklas (1995).

Apesar de *C. glaziovii* apresentar uma estratégia de risco, nossos resultados indicam que não existe relação significativa entre a inclinação do terreno e a alometria de indivíduos de *C. glaziovii* (intercepto: $t = 1,073$, $p = 0,29$; inclinação: $t = -1,21$, $p = 0,237$; Figura 3). Além disso, árvores mais altas apresentaram maior número de raízes escoras ($R^2 = 0,31$, $p = 0,008$), mas sem contribuição significativa da inclinação do terreno (intercepto: $t = 0,875$, $p = 0,39$; inclinação: $t = -0,955$, $p = 0,348$; Figura 4).

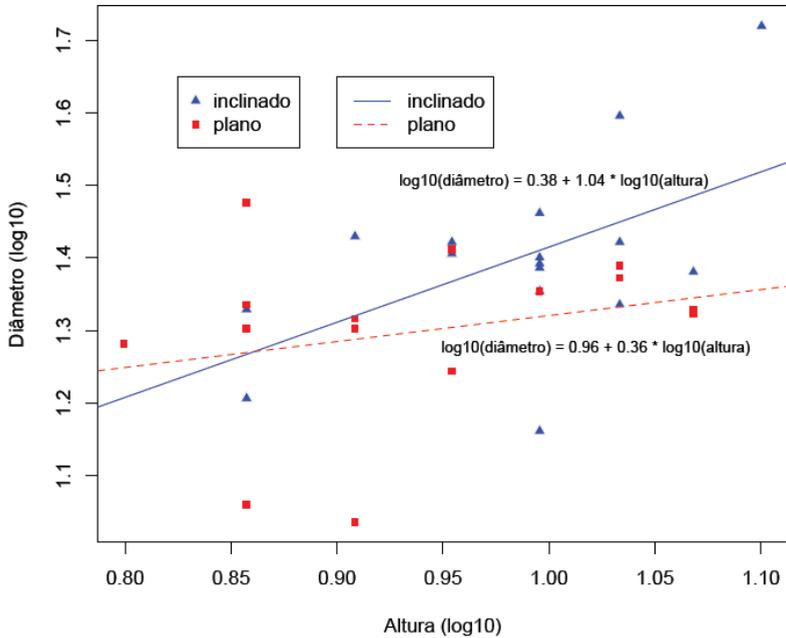


Figura 3: Regressão entre o \log_{10} do diâmetro e o \log_{10} da altura de *Cecropia glaziovii* no Parque Municipal da Lagoa do Peri. Não há diferença significativa entre a alometria dos indivíduos do terreno inclinado e a dos indivíduos do terreno plano.

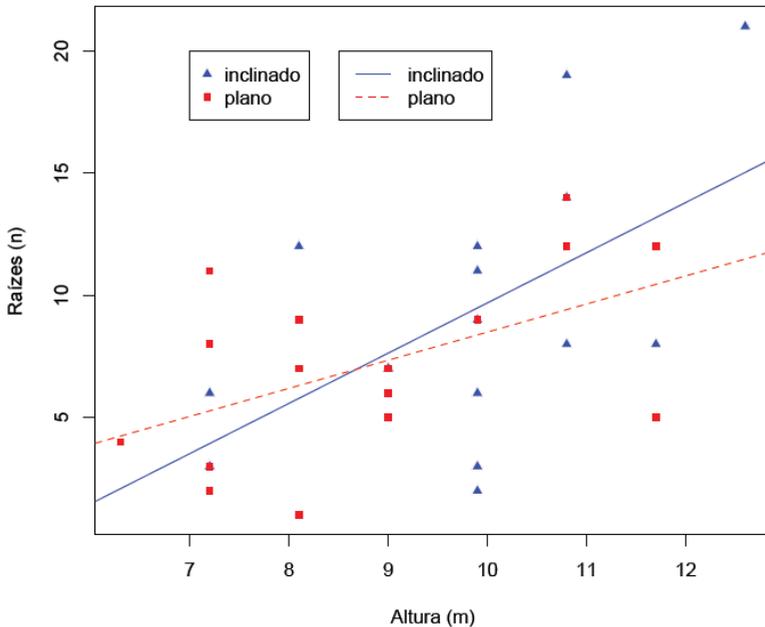


Figura 4: Regressão entre o número de raízes e altura de *Cecropia glaziovii* no Parque Municipal da Lagoa do Peri. Não há diferença significativa entre a alometria dos indivíduos do terreno inclinado e a dos indivíduos do terreno plano.

Por ser uma espécie pioneira, a embaúba se estabelece em ambientes de sucessão inicial. Fatores bióticos e abióticos mudam com a sucessão, parte disso se deve ao crescimento das plantas e deve ser considerado para o entendimento dos custos e benefícios da arquitetura vegetal. Por exemplo, uma árvore que investe em uma maior área de copa terá uma maior área de estruturas fotossintetizantes, porém deverá arcar com um maior custo relacionado com estruturas de sustentação. Entretanto, esse custo pode ser balanceado com um maior ganho de carbono (Kuppers 1989). Deste modo, estas medidas estão associadas de maneira alométrica, com o investimento em um tipo de crescimento, como a altura, afetando outras variáveis, como o diâmetro.

De acordo com o observado, os indivíduos adultos de *C. glaziovii* possuem um investimento proporcional em diâmetro e altura. No entanto, um maior investimento no diâmetro no início do desenvolvimento parece ser comum em espécies de *Cecropia*, ainda que o fator de segurança diminua significativamente com o aumento da altura. Isto indica a importância de investir na altura em detrimento do investimento em segurança (Sposito & Santos 2001). A relação entre diâmetro e altura do tronco pode ser alterada de acordo com o quanto o indivíduo está mais ou menos exposto ao vento (Holbrook & Putz 1989). Sposito & Santos (2001) encontraram uma relação positiva entre número de folhas e altura para esta espécie. No entanto, para outras espécies do gênero (*C. pachystachya* e *C. purpurascens*), o número de folhas possui relação mais estreita com o diâmetro do tronco. Em relação ao número de raízes escoras, correlações entre altura com o número de raízes escora já foi descrita na literatura: para assegurar a sustentação de uma maior altura, as árvores passam a investir em raízes escoras (Ennos 1993).

Apesar de neste estudo não haver correlação entre a forma de crescimento e a inclinação do terreno, pode ser observada uma relação com a idade dos indivíduos. Assim, tanto condições ambientais quanto a história de vida do indivíduo devem ser considerados para entender a correlação entre os ganhos em altura e a sustentação da planta. Além disso, nossos resultados corroboram o encontrado por Sposito & Santos (2001) que demonstraram que as espécies de *Cecropia* possuem o modelo de crescimento mais próximo ao geométrico. Enquanto esse modelo é o menos seguro para a planta, estando mais sujeitas a quebras do tronco, encontramos uma relação entre a altura e o número de raízes escoras, que pode diminuir o risco de quebra.

Agradecimentos

Agradecemos à FLORAM e ao Parque Municipal da Lagoa do Peri pelo apoio logístico.

Bibliografia

- Ackerly, D. D.; Donoghue, M. J. 1998. Leaf size, sapling allometry and corner's rules: Phylogeny and correlated evolution on maples (*Acer*). – **American Naturalist** 152: 767-791.
- Alves, L. F.; Santos, F. A. M. 2002. Tree allometry and crown shape of four tree species in Atlantic rain forest, South-east Brazil. **Journal of Tropical Ecology** 18: 245-260.
- Archibald, S.; Bond, W. J. 2003. Growing tall growing wide: tree architecture and allometry *Acacia karroo* in forest, savanna, and arid environments. **Oikos** 102: 3-14.
- Brokaw, N. V. L. 1987. Gap-phase regeneration of three pioneer species in a tropical forest. **Ecological Monographs** 53 (2): 209-234.
- Dean, T. J.; LONG J. N.. 1986. Validity of constant-stress and elastic instability principles of stem formation in *Pinus contorta* and *Trifolium pratense*. **Annals of Botany** 58: 833–840
- Ennos, A. R. 1993. The function and formation of buttresses. **Trees** 8 (10): 350-351.
- Givnish, T. J. 1986. **On the economy of plant form and function**. Cambridge University Press, Cambridge. 717p.
- Holbrook, N. M.; Putz. 1989. Influence of neighbors on tree form: effects of lateral shade and prevention of sway on the allometry of *Liquidambar styraciflua* (sweet gum). **American Journal of Botany** 76: 1740-1749.
- Kuppers, M. 1989. Ecological Significance of Above-ground Architectural Patterns in Woody Plants: A Question of Cost-

- Benefit Relationships. **Trends in Ecology & Evolution** 4: 375-379.
- Longino, J. T. 1991. Taxonomy of the *Cecropia*-inhabiting Azteca ants. **Journal of Natural History**, 25: 1571-1602.
- Mcmahon, T. A. 1973. Size and shape in biology. **Science** 179: 1201–1204.
- Niklas, K. J. Size-dependetnallometry of tree height, diameter ans trunk-taper. **Annals of Botany** 75: 217-227, 1995.
- Norberg, R. A. 1988. Theory of growth geometry of plants and self-thinning of plant populations: geometric similarity, elastic similarity, and different growth modes of plant parts. **American Naturalist** 131: 220–256.
- 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/>.
- Sposito, T. C.; Santos, F. 2001. Scaling of stem and crown in eight *Cecropia*(Cecropiaceae) species of Brazil. **American Journal of Botany** 85 (5): 939-949.
- Uhl, C.; Clark, K.; Murphy, P. 1981. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of Amazonian basin. **Journal of Ecology** 69 (2): 631-649.
- Waller, D. M. 1986. **The dynamics of growth and form**. Plant Ecology (Crawley, M.J., ed.). BlackwellScientificPulications, Oxford, p. 291-320.

Efeito da abertura de dossel sobre a morfologia da *Pariparoba*, *Piper cf. mikanianum* (Piperaceae)

Leite, G.F.M.; Riffel, R.F.; Faroni-Perez, L.; Grillo, A.C.M.; Cavalin, P.O.

Introdução

As características individuais muitas vezes estão relacionadas à limitação por recurso e à competição intra- e inter-específica no ambiente. A resposta diferencial dos indivíduos a pressões ambientais (e.g. limitação por recursos) pode determinar o desenvolvimento plástico de características morfológicas, mesmo entre indivíduos clonais. Cada vez mais pesquisadores vêm aceitando o fenótipo como resultado sinérgico, influenciado pela interação entre múltiplos genes e condições externas ao organismo (Sultan 1998). Este fenômeno caracterizado pela capacidade de um fenótipo responder a diferentes condições impostas pelo ambiente é denominado plasticidade fenotípica e pode levar organismos de uma mesma espécie a apresentarem diferenças morfológicas conforme a condição ambiental que estão sujeitos (Pigliucci 2001). Por exemplo, a densidade de estômatos, inclinação, espessura foliar e taxa fotossintética podem aumentar em resposta à intensificação luminosa (Sultan 1998); e variações no comprimento do estolão, número de galhos e distância entre nós de determinadas herbáceas muitas vezes são determinados em razão da disponibilidade de nutrientes (Alpert & Sims 2002).

Plasticidade fenotípica é categorizada em adaptativa, injuriosa ou neutra, conforme os agentes que promovem as mudanças morfológicas. Plasticidade adaptativa é resultado da seleção direta do organismo, sobretudo devido a severas características ambientais, sendo esta a de maior interesse ecológico e evolutivo. Por outro lado, plasticidade injuriosa e neutra são resultados da inaptidão do organismo em manter traços na população devido a variações ambientais ou pela reduzida pressão

seletiva que o ambiente impõe sobre as características do organismo, respectivamente (Franklin & Whitelam 2005).

Em geral, como estratégia adaptativa à limitação de incidência de luz, plantas juvenis tendem a ser menos eretas e apresentar um crescimento horizontal independente de suas formas arquitetônicas (Kinh 1998a *apud* Turner 2001). Ainda, plantas herbáceas podem apresentar respostas morfológicas plásticas, como o alongamento do entrenó ou pecíolo, para evitar o sombreamento causado pela elevada densidade de plantas vizinhas (Schmitt *et al.* 2003 *apud* Turner 2001). Vários estudos têm demonstrado que fragmentos clonais de piperáceas apresentam respostas morfológicas plásticas conforme a condição e intensidade da pressão ambiental (*e.g.* temperatura, irradiação, concentração de nutrientes; Walters & Field 1987, Nicotra *et al.* 1997, Kelkar e Krishnamurthy 1998). Em ambos os estudos os indivíduos apresentam claras variações morfológicas direcionadas para o aumento do *fitness*, determinando as plasticidades adaptativas das plantas. Estudos anteriores conduzidos no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC) têm sugerido uma relação positiva entre a cobertura de dossel da espécie arbórea pioneira *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake e a área ocupada pela herbácea *Piper mikanianum* (Kunth) Steudel. Esperava-se que a deciduidade sazonal das folhas de *S. parahyba*, e conseqüentemente o aumento da luz incidente, estimularia uma associação positiva entre essas duas espécies (Dechoum *et al.* 2012, Nakamura *et al.* 2011).

Nesse sentido, o objetivo do trabalho foi verificar a resposta de parâmetros morfológicos de *P. mikanianum* ao gradiente de abertura do dossel e presença de *S. parahyba* em floresta ombrófila densa subtropical. Assim, partindo do pressuposto que: i) as características morfológicas dos organismos são reflexo das pressões ambientais seletivas e que ii) a associação positiva de *P. mikanianum* a áreas próximas de *S. parahyba* pode conferir uma vantagem periódica para *P. mikanianum*, visto que a perda sazonal de folhas de espécies arbóreas criam aberturas periódicas no dossel durante as estações de outono e inverno, nossas hipóteses são que:

i) indivíduos com maior área foliar e maior alongamento entrenós estarão associados a áreas com menor abertura de dossel, para maximizar a captura de luz; ii) *P. mikanianum* encontrados associados à presença de *S. parahyba* terão folhas menores que aqueles que não apresentam-se nessa associação, por disporem de maior disponibilidade de luz durante o outono e inverno.

Material e métodos

O estudo foi conduzido no dia 22 de outubro de 2014 em floresta ombrófila densa secundária no Parque Natural Municipal Lagoa do Peri (PMLP; criado pela Lei Municipal No. 1.828/81), localizado em Florianópolis/SC. O PMLP apresenta 20,3 km² de área protegida e solo predominantemente Podzólico vermelho-amarelo ao longo de uma extensa área de floresta protegida. Nesse ambiente, a amostragem ocorreu através de busca ativa de indivíduos de *P. mikanianum* ao longo da Trilha do Saquinho.

P. mikanianum é uma espécie tipicamente herbácea, e seu gênero tem ampla distribuição em regiões tropicais e sub-tropicais no Brasil. Por possuir crescimento clonal via crescimento horizontal dos ramos, *P. mikanianum* apresenta-se muitas vezes em manchas na paisagem, ou seja, aglomerados de ramos de um mesmo indivíduo, que se ramifica por grandes áreas. Além disso, devido à grande quantidade de compostos alelopáticos que possui, sabe-se que interfere no crescimento de outras sementes e plântulas, o que determina seu alto potencial competitivo dentre outras espécies (Borella *et al.* 2012).

Para cada indivíduo fizemos medições de comprimento e largura foliar (cm) e distância entre nós (cm). Imediatamente acima de cada folha medida também obtivemos valores de abertura de dossel (% de abertura) com densiômetro florestal esférico. Para evitar variações morfológicas ontogenéticas foram selecionadas apenas folhas maduras e as medições foram realizadas sempre no segundo segmento dos ramos. Adicionalmente, dez folhas de

diferentes tamanhos de largura (5.6 a 19.5 cm) e comprimento (7.6 a 18.5 cm) foram coletadas, fotografadas e suas áreas mensuradas no software ImageJ. A partir dos valores de área foliar obtivemos a equação da reta que melhor representou a variação da área foliar em relação ao comprimento e largura das folhas por uma regressão linear.

Para testar se existe diferença da área foliar e distância entre nós (variáveis dependentes) entre os indivíduos associados ou não a *S. parahyba* (variável independente) fizemos uma Análise de Covariância (ANCOVA). A abertura de dossel foi a covariável utilizada para ambas as análises. A associação entre área foliar e distância entre nós com a abertura de dossel foi testada por regressões lineares simples. A significância das associações foi testada por testes T.

A normalidade dos dados foi testada usando teste de Shapiro e a homocedasticidade das variâncias testada com teste de Bartlett. Dados foram logaritimizados sempre que necessário para cumprir as premissas das análises.

Resultados

Ao total 43 manchas foram registradas e medidas. A largura das folhas variou de 9,3 a 18,4 cm, enquanto o comprimento que variou de 12 a 18,6 cm entre as unidades amostrais. A abertura de dossel variou entre 0,1 e 40%. Houve uma associação forte e positiva tanto entre comprimento e área foliar ($R^2 = 0,93$; Figura 1A) quanto entre largura e área foliar ($R^2 = 0,98$; Figura 2B). Optamos por utilizar a largura para estimativa da área foliar dado o maior coeficiente de ajustamento de seus valores em relação a área.

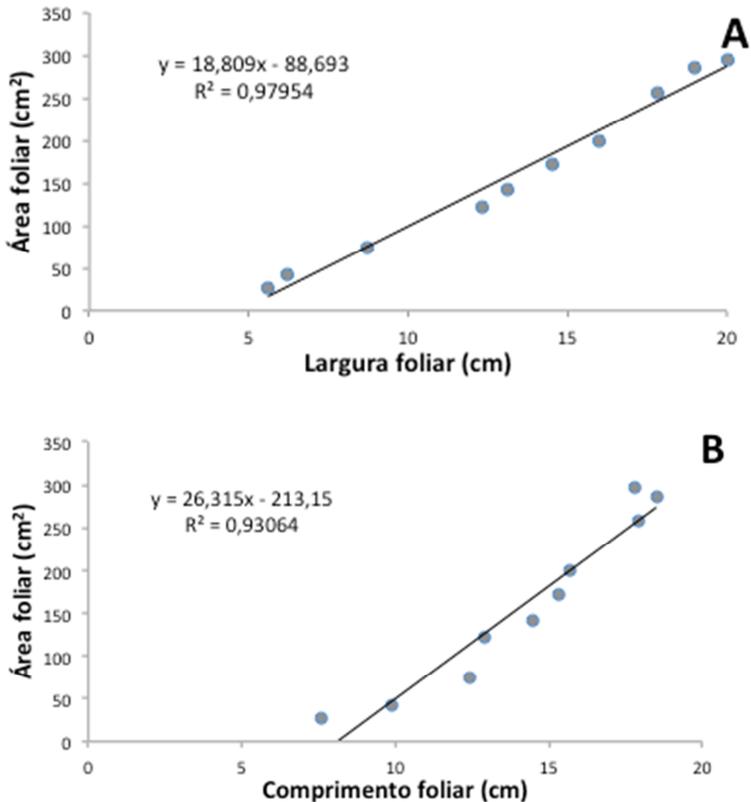


Figura 1. Regressão linear da relação morfométrica da área foliar com largura (A) e comprimento (B) das folhas de *Piper mikanianum*.

Nossos resultados foram contrários ao esperado, apontando uma relação positiva entre abertura de dossel e distância entre-nós ($R^2 = 0,13$; $GL = 1,41$; $T = 2,5$; $p=0,01$; Figura 2A). Isso sugere que plantas em locais mais abertos tendem a ter entre-nós mais compridos. Apesar do crescimento horizontal ser uma característica plástica adaptativa comumente associada às plantas em áreas de menor incidência solar (Franklin & Whitelam 2005), onde a

limitação luminosa gera maior crescimento horizontal como meio de buscar pontos de maior incidência luminosa e obter maior *fitness* para indivíduos em áreas densamente florestadas, alguns trabalhos apontam que uma plasticidade injuriosa também é possível em plantas (Pigliucci 2001). Nesses casos, o organismo é incapaz de investir no crescimento do entre-nós devido a limitação de recursos. Portanto, *P. mikanianum* pode ter seu crescimento vertical deprimido sob condições de baixa disponibilidade de luz. Por outro lado, sob elevada disponibilidade de recursos as plantas podem obter altas taxas fotossintéticas e maior crescimento, o que já foi identificado em outras espécies da família Piperaceae (Nicotra *et al.* 1997), o que poderia explicar o maior alongamento entre-nós em locais de maior insolação.

Apesar das folhas serem as principais vias metabólicas fotossintéticas das plantas, não identificamos associação significativa entre abertura de dossel e área foliar ($R^2 = 0,06$; $T = 1,63$; $GL = 1;41$; $p = 0,11$; Figura 2B). Esse resultado não corrobora a hipótese esperada de relação negativa entre área foliar e incidência solar e conflita com resultados de estudos anteriores com duas espécies de *Piper* (*P. sanctifelicis* e *P. areianum*) em floresta tropical da Costa Rica (Nicotra *et al.* 1997). Isso sugere que ou *P. mikanianum* possui maior tolerância ao sombreamento que seus co-gêneres apontados no estudo de Nicotra *et al.* (1997), não sendo afetado pelas variações de abertura que consideramos no estudo, ou que *P. mikanianum* é uma espécie heliófita que não possui plasticidade fenotípica adaptativa em resposta a baixa disponibilidade de luz.

Não houve diferença na área foliar (ANCOVA; $F_{1;40} = 0,01$; $p = 0,93$) e distância entre-nós (ANCOVA; $F_{1;40} = 0,72$; $p = 0,39$) entre *P. mikanianum* associados e não associados a *S. parahyba*, não corroborando nossa hipótese. Apesar da deciduidade das folhas *S. parahyba* gerar uma redução sazonal no dossel da vegetação e aparentemente existir uma associação entre abundância de *P. mikanianum* e o estágio sucessional de *S. parahyba* (Nakamura *et al.* 2011) nossos resultados não corroboram esta tendência. Para

Nakamura *et al.* (2011) clareiras promovidas pela deciduidade de *S. parahyba* poderiam determinar a abundância de *P. mikanianum* nesses ambientes de redução de cobertura. Por outro lado, *S. parahyba* é uma espécie arbórea pioneira que se desenvolve a partir de formações de clareiras na mata. Portanto, a associação de *P. mikanianum* a essas áreas pode não ser devida à presença de *S. parahyba* em estágios sucessionais médios ou tardios, e sim à abertura de dossel em ambientes mais recentes. Da mesma forma, comunidades vegetais mais tardias podem apresentar dossel de sub-bosque mais desenvolvido que comunidades mais recentes, o que também influencia diretamente a luminosidade incidente sobre plantas herbáceas. Essa informação é reafirmada pela ausência de associação significativa entre presença de *S. parahyba* e área foliar e comprimento entre-nós de *P. mikanianum*.

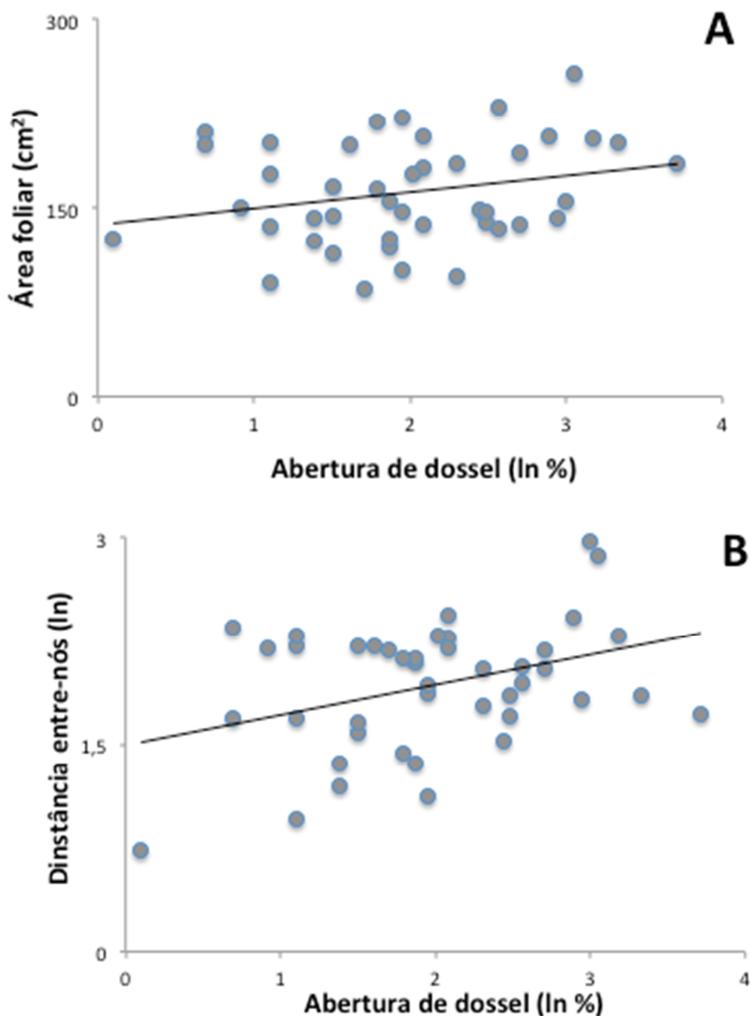


Figura 2. Regressão linear da relação da abertura de dossel com área foliar (A) e distância entre-nós (B) das folhas de *Piper mikianium*.

Nosso estudo mostrou que não existe associação com relação à presença, abundância ou características morfológicas de *P. mikianium* e a presença *S. parahyba*. Além disso, a distância

entre-nós, mas não a área foliar, de *P. mikanianum*, respondeu positivamente ao gradiente de abertura de dossel, o que pode sugerir uma plasticidade injuriosa da espécie devido à pressão ambiental, com indivíduos com crescimento debilitado sob baixa luminosidade e indivíduos maiores em locais abertos e com maior insolação. Portanto, *P. mikanianum* parece ter um investimento energético maior na busca ativa por um ambiente mais adequado, que um ajuste morfológico em um ambiente sub-ótimo. Apesar da variabilidade de comportamentos plásticos na família Piperaceae, a carência de informações sobre a fisiologia e potencial fotossintético de *P. mikanianum*, bem como a utilização de abertura de dossel como uma medida indireta da incidência solar não nos permitem maiores inferências sobre a ecologia e comportamento dessa espécie ou sobre sua associação ao gradiente de luminosidade. Portanto, estudos futuros são necessários e recomendados, onde os métodos sejam ajustados com a utilização de *light loggers* para estimar a disponibilidade de luz sobre as plantas. Esses dados permitirão considerar como variações sazonais e circadianas no ciclo de luz podem afetar a complexidade ambiental e as respostas fenotípicas das plantas.

Agradecimentos

Agradecemos ao Parque Municipal da Lagoa do Peri, pelo oferecimento de infraestrutura para a realização deste trabalho.

Bibliografia

- Alpert, P.; Simms, E. L. 2002. The relative advantages of plasticity and fixity in different environments: when is it good for a plant to adjust? **Evolutionary Ecology** 16: 285–297.
- Borella, J.; Martinazzol, E. G.; Aumonde, T. Z.; Amarante, L.; Moraes, D. M.; Villela, F. A. 2012. Responses in germination and early growth of radish under the influence of an aqueous extract of

Piper mikanianum (Kunth) Steudel. **Acta Botanica Brasilica** 26: 415-420.

- Dechoum, M. S.; Oliveira-Gonçalves, A.; Farias, D. L.; Nascimento, R.; Gadelha, Y.; Peroni, N. 2012. A permeabilidade do dossel como filtro na sucessão ecológica. In: Farias, D. L.; Oliveira, A. F. S.; Petruccio; M. Hernández, M. I. M. (Orgs). **Ecologia de Campo na Ilha de Santa Catarina**. Editora UFSC. Florianópolis, SC. 319p.
- Franklin K. A.; Whitelam G. C. 2005. Phytochromes and shade-avoidance responses in plants. **Annals of Botany**, 96(2):169-75
- Kelkar S. M.; Krishnamurthy K. V. 1998. Adventitious shoot regeneration from root, internode, petiole and leaf explants of *Piper colubrinum* Link. **Plant Cell Reports** 17(9): 721-725.
- Nakamura, E. M.; Baptista, I. K.; Gerzon, N. D.; Silva, P. G.; Reis, M. S.; Peroni, N. 2011. Influência de clareiras hierárquica causadas Por *Schizolobium parahyba* (Vellozo) Blake na cobertura vegetal de uma espécie coocorrente em Floresta Ombrófila Densa. In: Fuentes, E.V.; Hessel, M.; Hernández, M.I.M. (Orgs). **Ecologia de Campo na Ilha de Santa Catarina**. Editora UFSC. Florianópolis, SC. 359p.
- Nicotra, A.; Chazdon, R.; Schlichting, C. 1997. Patterns of genotypic variation and phenotypic plasticity of light response in two tropical *Piper* (Piperaceae) species. **American Journal of Botany**. 84(11):1542.
- Pigliucci, M. 2001. **Phenotypic Plasticity: Beyond Nature and Nurture**. NHBS - Johns Hopkins University Press. 328p.
- Sultan, S. E.; Wilczek, A. M.; Bell, D. L.; Hand, G. 1998. Physiological response to complex environments in annual *Polygonum* species of contrasting ecological breadth. **Oecologia** 115, 564–578
- Turner, I. M. 2001. **The Ecology of Trees in the Tropical Rain Forest**. Cambridge University Press, Cambridge.

Walters, M. B.; Field, C. B. 1987. Photosynthetic light acclimation in two rainforest *Piper* species with different ecological amplitudes. **Oecologia** 72 (3): 449-456.

Pode a biologia térmica explicar a restrição de hábitat de *Canthon rutilans* (Coleoptera: Scarabaeinae)?

Alves, V. M.; Brentano, D. M.; Zignani, I.; Lastrucci, N. S.; Carvalho, V. F.; Hernández, M. I. M; Verdú, J.R.

Introdução

A importância da temperatura corporal nos processos fisiológicos e nos aspectos físicos associados ao voo é bem conhecida em insetos (Davis *et al.* 2000). A termorregulação envolve principalmente a capacidade de eliminar o excesso da temperatura de voo independentemente de processos passivos, como radiação, convecção, evaporação e metabolismo (Heinrich 1993), afetando tanto o funcionamento interno dos organismos como suas relações com o ambiente (May 1995). Animais que podem gerar calor interno independentemente das condições ambientais são considerados endotérmicos podendo elevar sua temperatura corporal através de processos internos (Kammer 1986). A endotermia e a termoregulação são de grande importância em diferentes aspectos de vida dos organismos, já que a manutenção de alta temperatura corporal é uma vantagem em comportamentos que possam gerar competição, como a exploração de recursos e a procura por parceiros reprodutivos.

Geralmente, em insetos endotérmicos a geração de calor é resultado da movimentação do músculo torácico que movimenta as asas através de deformações no tórax, sendo o aquecimento pré-voo uma das estratégias comportamentais que objetiva o aumento da temperatura corporal (Kammer 1968). A termoregulação é provavelmente um dos fatores determinantes na seleção de hábitat (Verdú *et al.* 2006), sendo que este processo influencia na partição de recursos e nos padrões de distribuição dos insetos (Chown & Nicholson 2004).

Na regulação da temperatura corpórea os insetos, além de terem que aumentar sua temperatura, devem regular seu decréscimo para respeitar os limites térmicos fisiológicos (Verdú *et al.* 2006). Temperaturas entre 45° e 47° C expõem a maioria dos insetos ao choque térmico, enquanto temperaturas abaixo de 25 °C já podem afetar o comportamento, como o voo. Em escarabeíneos trabalhos mostram que os limites máximos e mínimos de tolerância térmica variam entre 16°C e 45° respectivamente (Verdú *et al.* 2006).

O limiar máximo de temperatura está próximo ao choque térmico, o qual dispara o comportamento de manutenção de temperatura corporal abaixo do limite máximo o maior tempo possível (Verdú *et al.* 2006). Nos besouros escarabeíneos, existem ao menos duas estratégias termo-regulatórias (Verdú *et al.* 2004). A primeira é a regulação abdominal, processo regulado através de um bombeamento no qual o calor passa para o abdômen e é eliminado pelo tegumento interno ou através dos espiráculos respiratórios. Esse processo pode ser regulado dependendo do grau de abertura do élitro durante o voo e objetiva o decréscimo na temperatura. Já a segunda estratégia é denominada janela passiva. Neste processo há um isolamento do calor no tórax que evita a transferência de calor para o abdômen, resultando no aumento da temperatura corpórea (Verdú *et al.* 2004).

Já foi observada uma estratégia de redução de calor nas espécies de *Canthon*, que voam com o élitro fechado e regulam o excesso de calor de acordo com o grau de separação entre o élitro e o abdômen. A espécie estudada neste trabalho, *Canthon rutilans* (Laporte 1840), está associada a habitats de mata, sendo dificilmente encontrada em áreas abertas (Bett *et al.* 2014). Em áreas fechadas a diminuição da incidência de luz resulta em uma menor temperatura e *C. rutilans* é uma espécie estritamente diurna (Schulze & Hernández 2012). Neste sentido, o objetivo do trabalho foi avaliar se a biologia térmica pode estar associada à restrição de habitat de *C. rutilans*. Trabalhou-se com a hipótese de que a espécie

possui baixa capacidade de dissipação de calor, por isso espera-se que a temperatura do abdômen não aumente em função do tempo.

Material e métodos

Caracterização da área de coleta

O estudo foi realizado no Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP)- Florianópolis- SC (27°43' 05,62"S; 48°30' 49,93"W) situado ao sul da Ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis – Brasil. O PMLP está margeado em suas porções norte, sul e oeste por encostas cobertas por Floresta Ombrófila Densa, com altitudes de 300m e 500m. O clima da região é o tipo Cfa: clima mesotérmico úmido, sem estação seca definida e com verão quente (Penteado 2002).

A fim de coletar espécies de hábitos diurnos, foram instaladas dez armadilhas de queda do tipo “pitfall” para captura de insetos vivos, localizadas paralelamente às “Trilha do Saquinho” e “Trilha da Restinga”. As armadilhas possuíam um espaçamento de cerca de 50m entre elas e foram enterradas no nível do solo, utilizando excremento de cachorro como atrativo. A coleta ocorreu em um período de uma semana. Os besouros foram coletados da armadilha e colocados em recipientes de plástico para criação no laboratório.

Comportamento de termorregulação durante o vôo

A espécie *C. rutilans* foi selecionada para a realização de experimentos de termorregulação. Um indivíduo de cada vez foi fixado a uma régua extensora, frente à câmera, a uma distância de 0,5m da câmera. A fixação do besouro e seu posicionamento na régua extensora eram realizados com o auxílio de um alfinete entomológico para suporte e parafina de moldar para fixar o indivíduo (Figura 1).



Figura 1: Câmera de infravermelho. Na parte superior da imagem, observa-se a régua extensora projetando-se para a frente da câmera e no seu extremo, o besouro *Canthon rutilans* fixado à régua com o auxílio de alfinete entomológico e parafina.

Após a fixação do indivíduo na régua extensora e início da atividade de voo do animal, iniciou-se os vídeos termográficos, com sequências gravadas com uma câmera de infravermelho (FLIR ThermaCAM P620) com resolução de 640x480 pixels e uma sensibilidade térmica de 0,06°C em 30°C. As filmagens eram iniciadas quando o indivíduo ficava em posição de voo (posição na qual o besouro recolhe as pernas e mantém uma sequência de tempo de voo) (Figura 2). Quando necessário, para a manutenção da sequência de voo, utilizou-se como estímulo, um ventilador posicionado na frente do animal.



Figura 2: Posição de voo de *Canthon rutilans* em laboratório, observando a posição aerodinâmica e a máxima amplitude do abdômen, não produzindo mecanismo de bombeio.

A partir das gravações foram obtidas imagens infravermelhas de cada indivíduo, para posterior análise das mesmas. Após as gravações dos vídeos, cada indivíduo foi pesado e sexado. Os critérios de identificação na sexagem dos animais foram: 1) unha da tíbia anterior: machos com unhas curtas e bífidas e fêmeas com unhas agudas e 2) esternitos: machos com esternitos comprimidos e fêmeas com esternitos estendidos.

Análise de dados

Utilizando o programa ThermaCAM Researcher v2.9, foram registradas e analisadas as sequências obtidas pelo vídeo termográfico. No programa (ThermCAM Researcher v2.9) foram feitos os ajustes necessários, como a escala de temperatura e ajuste da escala de cor quando necessário. Também foi realizada uma revisão de cada vídeo: eliminou-se os primeiros segundos para

evitar erros devidos ao calor remanescente da manipulação manual, depois foi cortado um trecho de no mínimo um minuto, no qual o indivíduo manteve o voo constante, para obter medidas de temperatura com variabilidade mínima.

Em cada imagem infravermelha de um besouro, foram marcados três pontos: um no tórax, um no abdômen e um no ambiente. A partir dessa marcação, foi retirada a temperatura máxima de cada ponto e calculado o excesso térmico (a diferença entre a temperatura máxima do tórax e a do ambiente).

Através das análises dos vídeos termográficos de *C. rutilans*, registrou-se no programa as variações de temperatura em função do tempo para os três pontos marcados: a temperatura do tórax em vermelho; a do abdômen em azul; e a do ambiente em verde (Figura 3). A partir desses dados, foi calculada no programa Statistica 8.0 para cada besouro a variável resposta: a inclinação (beta) da função temperatura abdominal pelo tempo. Após coletados esses dados de cada indivíduo, foi calculada a média e o desvio padrão de todas as medidas de temperatura.

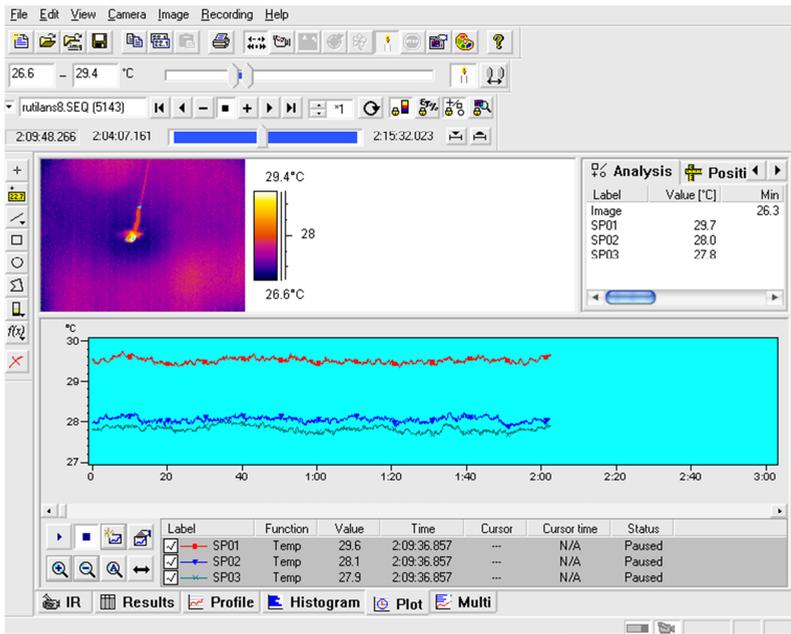


Figura 3: Imagem do programa ThermoCAM Researcher v2.9, com o vídeo termográfico de *C. rutilans* e gráfico de variação de temperatura no tórax (vermelho), abdômen (azul) e ambiente (verde)

Resultados

Foram utilizados no experimento sete indivíduos de *C. rutilans*, sendo 4 fêmeas e 3 machos, com peso médio de $0,13 \pm 0,036$ g.

Na tabela 1 apresentam-se os dados da inclinação do modelo da temperatura abdominal em função do tempo (b), a temperatura máxima do tórax, do abdômen, do ambiente e o excesso térmico, bem como a média e o desvio padrão para cada besouro amostrado.

Tabela 1. Valores das temperaturas corporais, do ambiente e valor da inclinação para cada besouro amostrado da espécie *Canthon rutilans*.

Besouro	Inclinação (b) da função Temperatura Abdominal x Tempo	Temp. máx do tórax (°C)	Temp. máx do abdômen (°C)	Temp. máx do ambiente (°C)	Excesso Térmico (°C)
1	0,00006	29,6	27,6	27,4	2,2
2	0,0066	29,3	27,8	27,4	1,9
3	-	29,8	28,6	27,8	2,0
4	0,00002	29,7	28,5	27,7	2,0
5	-0,006	30,1	28,7	28,1	2,0
6	-0,0003	29,5	28,2	27,6	1,9
7	0,00003	30,2	29,1	28,7	1,5
Média	0,00007	29,7	28,4	27,8	1,93
Desvio- padrão	0,004	0,32	0,53	0,46	0,21

Com estes dados pode se concluir que a espécie *Canthon rutilans* é endotérmica, porque se observou excesso térmico de aproximadamente 2°C. Também observa-se a baixa capacidade de dissipação do excesso de calor gerado no tórax através do abdômen. Quando se compara a média da temperatura do tórax com a média temperatura do abdômen, há uma diferença de mais de um grau do primeiro para o segundo. A inclinação da reta dada pela função: $T = a + bt$ (em que T = temperatura; a = intercepto; b = inclinação e t = tempo) mostra-nos que a média da inclinação dos modelos de temperatura do abdômen em função do tempo é de $0,00007 \pm 0,004$, ratificando que a espécie *Canthon rutilans* tem uma baixa capacidade de dissipar calor, uma vez que o calor abdominal não aumenta ao longo do tempo, à medida que é gerado calor no tórax.

Não foi registrado nenhum pulso abdominal observando as imagens de infravermelho dos sete espécimes de *Canthon rutilans*. Isto revela a inexistência do mecanismo de bombeamento do abdômen nesta espécie, o que se soma a ineficiência na eliminação do excesso do calor gerado.

Discussão

A condição de baixa eficiência na dissipação do calor limita o habitat de *Canthon rutilans* à área de mata, em função da menor temperatura quando comparada a áreas abertas. Sua característica de concentrar o calor no tórax, torna limitante habitar áreas abertas, onde a incidência solar somada a endotermia geraria uma condição letal à espécie.

Percebe-se que a adaptação das espécies com relação à endotermia pode ser seletiva com relação a habitats (Verdú *et al.* 2006). Verdú *et al.* (2004) encontraram que a adaptação com relação à endotermia pode ser seletiva para nichos: a espécie *Scarabaeus sacer* apresenta endotermia e retenção de calor do tórax, sendo este mecanismo chamado de janela passiva. Este

mecanismo dificulta o voo em temperaturas mais altas, mas permite o voo durante os períodos mais frescos do dia permitindo a coexistência com a espécie *S. cicatricosus*, que utiliza os mesmos recursos e habitat. Ocorre que a espécie *S. cicatricosus* mostra um comportamento adaptativo diferente, com alta eficiência de dissipação de calor, permitindo o vôo durante períodos do dia em que as temperaturas seriam possivelmente letais para as espécies com alta endotermia.

Assim, os padrões de termorregulação juntamente com restrições térmicas podem desempenhar um papel na partição de recursos, influenciando no nicho das espécies e nos padrões de distribuição geográfica.

Bibliografia

- Bett, J. Z.; Farias, P. M.; Silva, P. G.; Hernández, M. I. M. 2014. Dung beetle communities in coal mining areas in the process of recovery. **Biotemas** 27: 197-200.
- Chown, S. L.; Nicholson, S. W. 2004. Lethal temperature limits. In: Chown, S. L.; Nicholson, S. W. (Eds.). **Insect Physiological Ecology: Mechanisms and Patterns**. Oxford University Press, Oxford, pp. 115-153.
- Davis, A. L. V.; Chown, S. L.; McGeoch, M. A.; Scholtz, C. H. 2000. A comparative analysis of metabolic rate in six *Scarabeus* species (Coleoptera: Scarabaeidae) from southern Africa: further caveats when inferring adaptation. **Journal of Insect Physiology** 46: 553-562.
- Heinrich, B. 1993. **Hot-blooded Insects: Strategies and Mechanisms of Thermoregulation**. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Kammer, A. E. 1968. Motor patterns during flight and warm-up in Lepidoptera. **Journal of Experimental Biology** 48: 89-109.
- May, M. L. 1995. Simultaneous control of head and thoracic temperature by the green darner dragonfly dragonfly *Anax*

- junius* (Odonata: Aeshnidae). **Journal of Experimental Biology** 198: 2373-2384.
- Schulze, B.; Hernández, M. I. H. 2011. Diferenciação de nicho em besouros escarabeíneos de mata atlântica no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina. In: Fuentes, E. V., Hessel, M., Hernández M. I. M (Orgs.). **Ecologia de Campo na Ilha de Santa Catarina**. PPGEcologia/CCB/UFSC, Florianópolis, SC. 319p.
- Verdú, J. R.; Alfonso, D.; Galante, E. 2004. Thermoregulatory strategies in two closely related sympatric *Scarabaeus* species (Coleoptera: Scarabaeinae). **Physiological Entomology** 29: 32–38.
- 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.

Temperatura de início de atividade e resposta fisiológica ao resfriamento em *Canthon rutilans* e *Dichotomius sericeus* (Coleoptera: Scarabaeinae)

Faroni-Perez, L.; Leite, G.F.M.; Grillo, A.C.M.; Riffel, R.F.; Hernández, M.M.; Verdú, J.R.

Introdução

Dentro da teoria ecológica existe grande interesse em entender como as espécies utilizam os diferentes habitats. Esta é uma questão complexa, assumindo que os organismos possuem tanto níveis de tolerância quanto respostas fisiológicas diferentes em relação às variações ambientais. A fisiologia da termorregulação é a área do conhecimento que estuda, entre outros, o efeito da temperatura ambiental na aptidão fisiológica dos organismos (Chown & Nicolson 2004). Variações na temperatura ambiental podem determinar padrões fisiológicos tanto a nível específico quanto individual e têm implicações diretas na ecologia e distribuição das espécies (Verdú & Lobo 2008), podendo levar à segregação espacial e temporal dos organismos.

A endotermia é a capacidade de um organismo de gerar calor interno por meio de processos fisiológicos independentes do exterior (Verdú *et al.* 2006). Esta característica fisiológica é amplamente disseminada no mundo animal e, para alguns insetos como muitos besouros da subfamília Scarabaeinae, pode significar uma vantagem evolutiva para a obtenção de recursos, minimizando a competição entre espécies. Diferenças nas amplitudes térmicas corporais entre espécies que coexistem podem minimizar a competição por recursos, tanto espacial quanto temporalmente (*e.g.* diferentes horas de forrageamento). Assim, estes limites fisiológicos revelam as condições ideais de temperatura na qual uma espécie realiza suas atividades.

Coleópteros escarabeíneos são detritívoros e, por participarem do processo de decomposição e ciclagem de nutrientes, são vitais para a manutenção dos ecossistemas (Halffter & Edmonds 1982). Seus hábitos de vida podem ser classificados temporalmente, conforme o período do dia no qual realizam suas atividades em diurnos, noturnos, de atividade contínua (dionoturnos) e crepusculares (Hernández 2002). Segundo um estudo de Schulze & Hernández (2011) realizado no Parque Municipal da Lagoa do Peri, em Florianópolis, *Dichotomius sericeus* (Harold 1867) é uma espécie de hábito noturno, enquanto que *Canthon rutilans* (Laporte 1840) apresenta hábito diurno, comprovando a existência de um padrão temporal de atividade diferenciado entre os escarabeíneos na região. Esta segregação pode sugerir diferenças nas respostas fisiológicas das espécies (*e.g.* temperatura corporal) em função de variações de temperatura ao longo do dia.

Nesse sentido, nosso trabalho teve como objetivo investigar a temperatura de início de atividade de duas espécies de escarabeíneos e como espécies segregadas temporalmente podem ter respostas fisiológicas diferentes ao resfriamento. Assim, hipotetizamos que *D. sericeus*, por ser noturno, possui temperatura de início de atividade menor que *C. rutilans*, de hábito diurno. Também, espera-se que a taxa de resfriamento para atingir a inatividade de *D. sericeus* seja menor que a taxa de *C. rutilans*, pois, por ser noturna, possui meios fisiológicos capazes de produzir calor e controlar a redução da temperatura corporal.

Material e métodos

O estudo foi realizado na Ilha de Santa Catarina, localizada na região sul, cujo clima é subtropical, apresentando média de temperatura atmosférica anual de 21°C. A amplitude de temperatura durante o dia varia, na estação da primavera, de 17 a 24°C, havendo assim uma diferença entre temperaturas diurnas e

noturnas. Os escarabeíneos foram coletados em áreas de floresta de restinga arbórea e floresta ombrófila densa, ambas localizadas no Parque Municipal da Lagoa do Peri. A coleta dos organismos foi realizada durante uma semana ao longo de um transecto paralelo à trilha em cada ambiente, utilizando armadilhas “pitfall” para captura de insetos vivos, iscadas com fezes de cachorro, camarão e carne bovina.

Para os estudos de variação térmica em relação ao início de atividade foram selecionadas duas espécies de escarabeíneos: *Dichotomius sericeus*, espécie característica de hábito noturno e *Canthon rutilans* que possui hábito diurno (Schulze & Hernández 2011).

Para identificar a temperatura de início de atividade metabólica (mensurada no momento no qual os indivíduos começavam a se movimentar) realizamos dois experimentos independentes (E1; E2), devido à dificuldade de reproduzir as mesmas condições de temperatura e taxas de aquecimento. Para o primeiro experimento (E1) selecionamos 4 indivíduos de cada espécie, enquanto que para o segundo (E2) selecionamos 6 indivíduos de cada espécie. Em ambos experimentos, os espécimes foram submetidos a baixas temperaturas, até que atingissem o metabolismo de repouso (inatividade). Posteriormente, os indivíduos inativos (*i.e.* sem nenhum movimento corporal) foram colocados em caixa isotérmica e filmados com termocâmera Flir ThermoCam P620, resolução 640x480 pixels e sensibilidade de 0,06 a 30°C (Figura 1). Ao primeiro sinal de atividade do animal, registrado pela mínima movimentação de seus membros, a temperatura média de cada indivíduo na região do abdômen foi registrada com o auxílio do software FLIR ThermoCam Researcher versão 2.9 (Figura 2). As temperaturas de início de atividade metabólica das espécies foram comparadas pelo teste t-Student, utilizando o *software* R. Os indivíduos foram pesados para verificar possível relação de biomassa corporal e temperatura idônea para início de atividade.

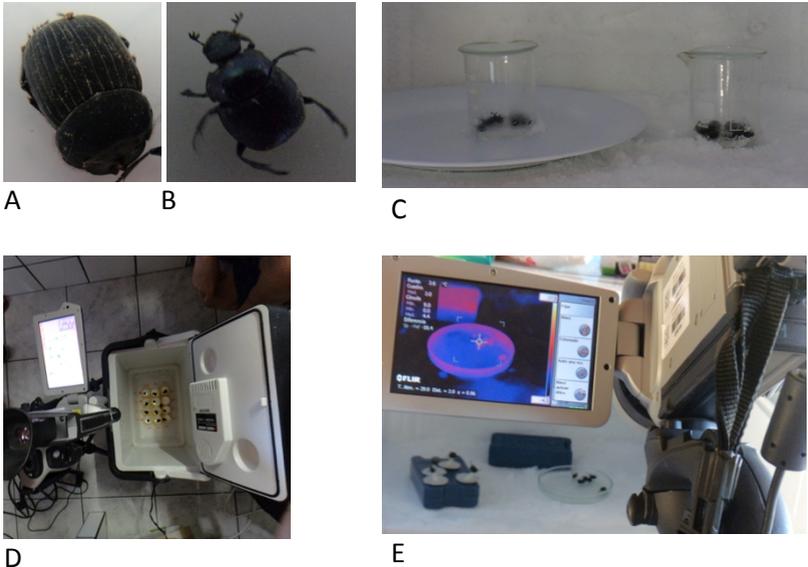


Figura 1. Espécies de escarabeíneos estudadas (A) *Dichotomius sericeus* (hábito noturno) (B) *Canthon rutilans* (hábito diurno) (C) exposição dos organismos a baixas temperaturas para o experimento de início de atividade (D) experimento de início de atividade (E) experimento de inatividade.

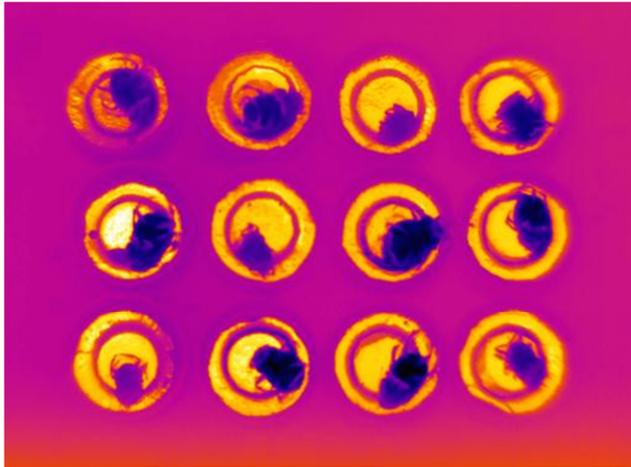


Figura 2. Visualização da temperatura corporal dos indivíduos de escarabeíneos no software FLIR ThermoCam Researcher para obtenção da temperatura de início de atividade corporal.

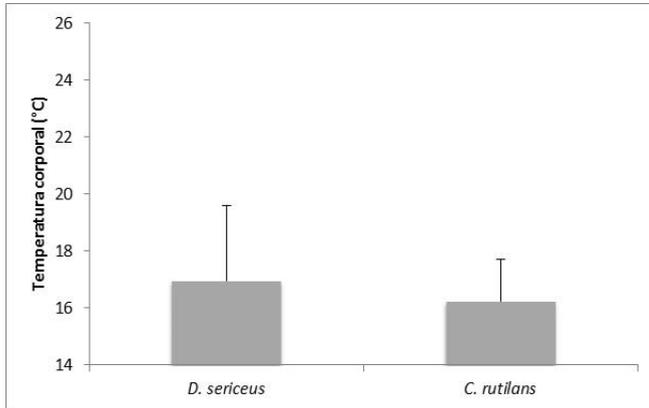
Para mensurar a taxa de resfriamento corporal até a inatividade foram utilizados 6 indivíduos de cada espécie, *D. sericeus* e *C. rutilans*, sendo independentes dos organismos utilizados nos experimentos anteriores (Figura 1D). Para este experimento, os indivíduos foram resfriados em congelador e filmados com termocâmera Flir ThermoCam P620 (Figura 3). A temperatura corporal na região do abdômen foi temporalmente registrada até que os indivíduos atingissem a inatividade. Os valores foram obtidos para cada um dos indivíduos por espécie, sendo que os registros adequados e completos para serem analisados com o software ThermoCam Researcher, foram utilizados para calcular a taxa de resfriamento, estimada como o coeficiente angular da regressão linear simples. Os coeficientes angulares das relações temperatura corporal x tempo das espécies foram comparados pelo teste de Mann-Whitney, utilizando o *software* Statistica 8.0. Os indivíduos foram pesados para verificar possível relação de biomassa corporal e taxa de resfriamento das espécies.



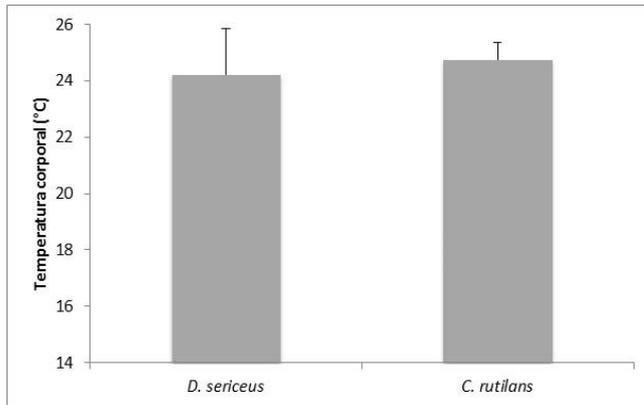
Figura 3. Visualização da temperatura corporal dos indivíduos de escarabeíneos no software FLIR ThermaCam Researcher para obtenção da taxa de resfriamento.

Resultados e discussão

Embora estudos anteriores demonstrem que as espécies *D. sericeus* e *C. rutilans* apresentam segregação temporal (Schulze & Hernández 2011), nossos resultados mostram que não existe diferença significativa entre a temperatura de início de atividade corporal destas espécies (E1: $t = 0,46$, g.l. = 4,65, $p = 0,66$; E2: $t = 0,70$, g.l. = 6,41, $p = 0,51$; Figura 4). Este resultado é contrário ao predito por nossa hipótese e resultados encontrados anteriormente, onde espécies temporalmente segregadas podem apresentar diferenças fisiológicas adaptativas (Chown & Nicolson 2004).



A

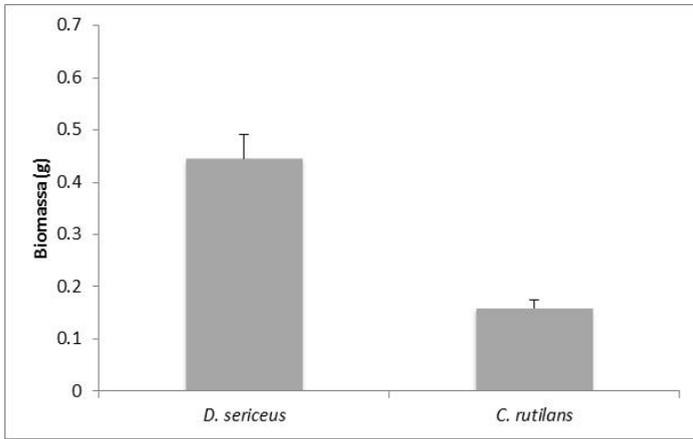


B

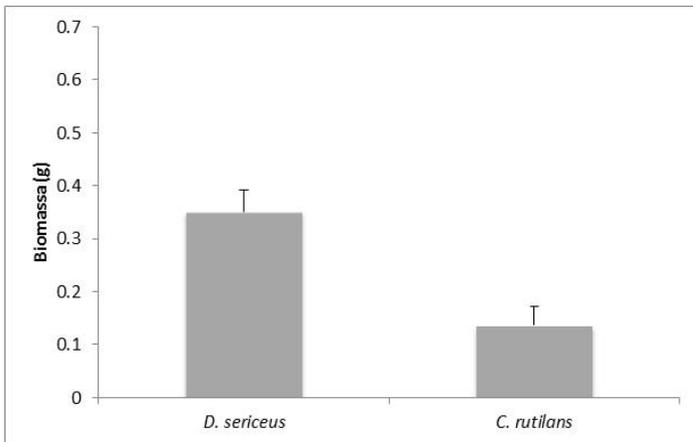
Figura 4. Temperatura corporal (média \pm D.P.) no início de atividade de duas espécies de besouros escarabeíneos: *Dichotomius sericeus* - diurna, e *Canthon rutilans* - noturna. Experimento 1 (A; N = 4/espécie) e experimento 2 (B; N = 6/espécie).

Para os organismos de ambos os experimentos relacionados à temperatura de início de atividade corporal, a biomassa de *D. sericeus* foi significativamente maior que *C. rutilans* (E1: $t = 9,92$, g.l. = 3,66, $p < 0,001$; E2: $t = 10,10$, g.l. = 9,84, $p < 0,001$; Figura 5). Apesar de não ser o fator determinante de segregações térmicas entre espécies, o tamanho pode ter efeito sobre o tempo de

atividade dos organismos. Indivíduos pertencentes a espécies com maior massa tendem a ter um tempo de aquecimento/resfriamento maior que aqueles menores, levando a variações no tempo de ativação conforme a massa do corpo.



A



B

Figura 5. Biomassa (média \pm D.P.) das espécies de besouros escarabeíneos utilizadas nos experimentos 1 (A; N = 4/espécie) e 2 (B; N = 6/espécie) para verificar a temperatura corporal no início de atividade. *Dichotomius sericeus* diurna, e *Canthon rutilans* noturna.

A técnica termográfica demonstrou a existência de diferenças entre as taxas de resfriamento de *D. sericeus* e *C. rutilans*. Os coeficientes angulares das relações temperatura corporal x tempo das espécies de hábito diurno e noturno diferem significativamente entre as inclinações obtidas pelo modelo (MW: $Z = -1,964$; $p = 0,049$). A figura 6 mostra as relações do resfriamento corporal pelo tempo para os indivíduos das duas espécies analisadas: *D. sericeus* e *C. rutilans*. Predizíamos que *C. rutilans* por ser espécie diurna apresentaria uma taxa de resfriamento maior enquanto que *D. sericeus*, por ser uma espécie noturna, poderia ter um mecanismo interno fisiológico que realizaria o resfriamento do corpo.

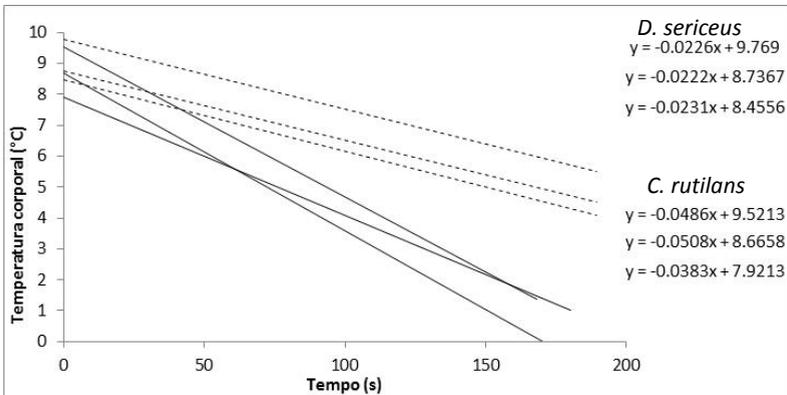


Figura 6. Taxas de resfriamento para cada uma das espécies de besouros escarabeíneos, relação temperatura corporal x tempo. Para a espécie noturna *Dichotomius sericeus* se utilizou a linha tracejada, e para a diurna *Canthon rutilans* a linha contínua.

Outra explicação poderia ser que *D. sericeus*, ao ter mais massa corporal poderia resfriar-se de maneira mais lenta ($t = 15,34$, g.l. = 7,40, $p < 0,001$; Figura 7). Nossos resultados corroboraram com o esperado ainda que, devido à probabilidade estatística

obtida, seria necessário compilar um maior volume de dados que confirmaria o padrão observado.

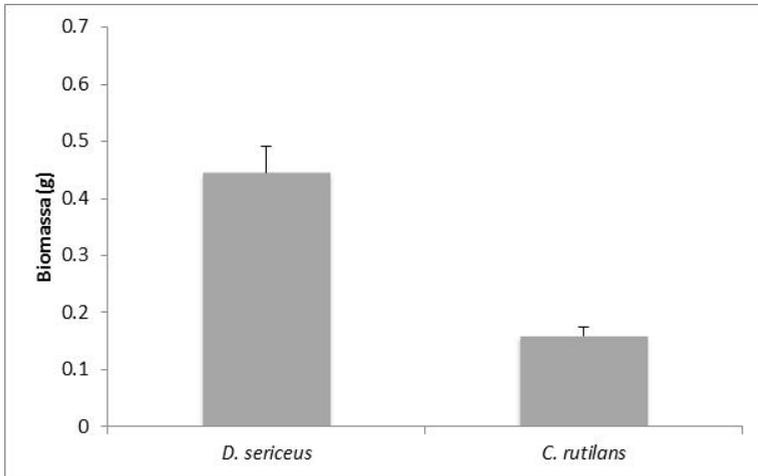


Figura 7. Biomassa (média ± D.P.) das espécies de besouros escarabeíneos utilizadas no experimento de taxas de resfriamento (N=6/espécie) para verificar a relação temperatura corporal x tempo. *Dichotomius sericeus* - diurna, e *Canthon rutilans* - noturna.

Agradecimentos

Agradecemos aos gestores e funcionários do Parque Municipal da Lagoa do Peri, pelo fornecimento de infraestrutura para a realização deste trabalho. Aos Drs. Barbara Segal, Eduardo Giehl e Pedro Cavalin pelo apoio na análise dos dados e discussão dos resultados.

Bibliografia

- Chown S. L.; Nicolson, S. W. 2004. **Insect physiological ecology: mechanisms and patterns**. Oxford University Press, 254 p.
- Halfpeter G.; Edmonds, W. D. 1982. **The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae): An ecological and evolutive approach**. *Man and the Biosphere Program*, UNESCO, México.
- Hernández, M. I. M. 2002. The night and day of dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) in the Serra do Japi, Brazil: elytra colour related to daily activity. **Revista Brasileira de Entomologia** 46: 597-600.
- Schulze B.; Hernández, M. I. M. 2011. Diferenciação de nicho em besouros escarabeíneos de Mata Atlântica no Parque Municipal da Lagoa do Peri, na Ilha de Santa Catarina. In: **Ecologia de Campo da Ilha de Santa Catarina**. Org. Fuentes, E. V.; Hessel, M.; Hernández, M. I. M. UFSC. 358 p.
- Verdú J. R.; Díaz A.; Galante, E. 2004. Thermoregulatory strategies in two closely related sympatric *Scarabaeus* species (Coleoptera: Scarabaeinae). **Physiological Entomology** 29: 32–38.
- 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. 2008. Thermoregulation in endothermic dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae): Effect of body size and ecophysiological constraints in flight. **Journal of Insect Physiology**. 52(8):854-60.
- Verdú J. R.; Lobo J. M. 2008. Ecophysiology of thermoregulation in endothermic dung beetles: ecological and geographical implications. In: Fattorini S., editor. **Insect Ecology and Conservation**. Research Signpost. pp. 1–28

Efeito da exposição a ondas e disponibilidade de recursos alimentares sobre a densidade e tamanho de *Stramonita haemastoma* (Mollusca: Gastropoda)

Faroni-Perez, L.; Grillo, A.C.M.; Leite, G.F.M.; Segal, B.

Introdução

Costões rochosos são habitats de transição entre os ecossistemas terrestre e marinho. A comunidade que vive no intertidal esta sob constante estresse fisiológico, por estarem susceptíveis às condições atmosféricas e marinhas. Neste sentido os organismos do intertidal estão distribuídos conforme faixas horizontais, determinadas tanto pela tolerância fisiológica (Denny & Wetthey 2001) como também pelos processos de interações ecológicas (*e.g.* competição, predação; Connell 1961, Paine 1966, 1994, Helmuth & Hofmann 2001). A distribuição dos organismos no intertidal em faixas horizontais é denominada de zonação (Stephenson & Stephenson 1949). A zonação dos organismos no intertidal dos costões rochosos é influenciada pelos processos físicos oceanográficos, que determinarão a amplitude de zona úmida. A topografia do substrato e a geomorfologia costeira influenciam na amplitude e qualidade do substrato disponível para os organismos marinhos (Levinton 1982; Underwood 2004; Schoch & Dethier 1996). Entender as respostas da dinâmica da comunidade local frente aos processos oceanográficos e interações ecológicas é de fundamental importância para abordar estudos de padrões de assembléias dos organismos e acessar estudos mais amplos de metacomunidades e metapopulações.

Os organismos que vivem em ambientes intertidais se distribuem conforme a tolerância fisiológica em suportar processos de dessecação e hidrodinamismo, logo (H1) espera-se que o gastrópodo predador *Stramonita haemastoma* apresente maior densidade na zona mesolitoral superior em áreas mais expostas, em

relação a áreas mais protegidas das ondas e (H2) espera-se que haja uma distribuição de tamanhos conforme a influência do hidrodinamismo, com maiores densidades dos organismos menores de *S. haemastoma* na zona mesolitoral inferior e dos organismos maiores no ambiente mais exposto. Além disso, esperamos que (H3) a densidade de *S. haemastoma* esteja associada à disponibilidade de presas potenciais em ambos os tipos de ambiente.

Material e métodos

O estudo foi realizado no período da manhã do dia 25 de Outubro, nos costões rochosos da Ilha das Campanhas, na praia da Armação, localizada no sul da Ilha de Santa Catarina, Brasil. Foram amostrados dois ambientes de costões rochosos, um mais exposto à ação das ondas e outro mais abrigado (Figura 1).



Figura 1. Áreas de amostragem nos costões rochosos da Ilha das Campanhas na Armação do Pântano do Sul, Florianópolis, sendo: abrigada (A) e exposta (B).

Em cada um desses ambientes foi delimitada uma área de 30 metros de extensão com ajuda de uma trena (Figura 2). Ao longo dessa extensão foram amostrados 10 quadrados de 1m^2 cada na

zona mesolitoral superior e 10 quadrados na zona mesolitoral inferior.



Figura 2. Delimitação de 30 metros ao longo do costão rochoso na área abrigada, na Armação do Pântano do Sul, Florianópolis.

Em cada quadrado foi estimada a porcentagem de cobertura de presas conhecidas do gastrópode *Stramonita haemastoma* por meio de estimativa visual (*Perna perna*, *Brachidontes* sp., *Tetraclita* sp., *Chthamalus* spp, *Collisella* sp., *Fissurella* sp., *Phragmatopoma* sp.) (Figura 3). Quando encontrados indivíduos de *Stramonita haemastoma* nos quadrados, estes foram contados e medidos através do comprimento máximo da concha (no eixo da columela), com ajuda de um paquímetro (Figuras 4-6).



Figura 3. Estimativa visual das abundâncias de organismos sésseis, potenciais presas de *Stramonita haemastoma* em quadrado de 1m² na área abrigada.



Figura 4. Medições de *Stramonita haemastoma*



Figura 5. *Stramonita haemastoma* – vista dorsal, adulto a esquerda e juvenil à direita (seta branca).



Figura 6. *Stramonita haemastoma* - vista ventral

Uma regressão múltipla foi utilizada para identificar a importância de variações entre ambientes, zonas e disponibilidade de diferentes recursos na densidade de *S. haemastoma*. Fizemos a seleção do modelo por método 'regressivo', pelo critério de informação de Akaike (AIC) para obter o modelo que melhor representa as variações na densidade de *S. haemastoma* entre os ambientes. Diferenças na densidade e tamanho dos indivíduos entre ambientes, zonas e interação de ambos os fatores foram testadas em uma Análise de Variância bi-fatorial (two-way ANOVA).

Resultados e discussão

Os resultados mostram diferença significativa na densidade de *S. haemastoma* entre ambientes ($F_{1,36}=21.1$; $p<0.001$), zonas ($F_{1,36}=8.6$; $p<0.05$) e interação ($F_{1,36}=4.8$; $p=0.03$). Contudo, nossos resultados não corroboram a hipótese predita (Figura 7), pois a maior densidade de *S. haemastoma* está associada à zona meso-litoral inferior e a ambientes de menor atividade de ondas (*i.e.* abrigado). Ainda, é importante ressaltar que no ambiente exposto a densidade de *S. haemastoma* foi baixa, sendo a diferença entre os estratos (*i.e.* superior e inferior) menor que no ambiente abrigado. O hidrodinamismo é um dos principais fatores abióticos estruturadores da comunidade no intertidal, onde a força das ondas e correntes exercidas nos organismos pode ser distinta conforme a morfologia externa dos mesmos (Denny 1985). Assim, o deslocamento ou a permanência de um organismo no substrato depende da estratégia de fixação, ou ainda, nos casos dos organismos vágeis a busca de proteção em fendas também influencia. Portanto, é provável que a baixa densidade de *S. haemastoma* observada no ambiente exposto pode estar associada a um efeito sinérgico da força exercida pelas ondas e baixa aptidão de fixação no substrato consolidado.

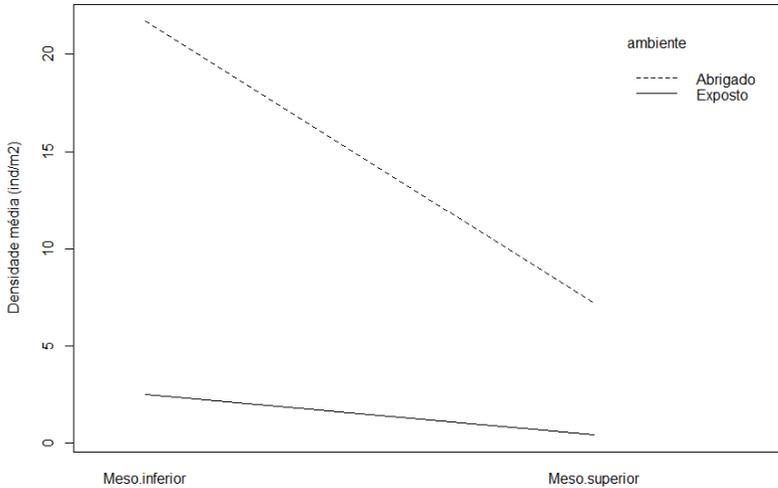


Figura 7. Densidade média de *Stramonita haemastoma* nos ambientes abrigado e exposto e zonas meso-inferior e meso-superior nos costões rochosos da Ilha das Campanhas na Armação do Pântano do Sul, Florianópolis-SC. Linhas representam valores médios.

O tamanho dos indivíduos de *S. haemastoma* diferiu significativamente entre ambientes ($F_{1,314}=94.7$; $p<0.001$) mas não entre zonas ($F_{1,314}=0.02$; $p>0.05$) e interação ($F_{1,314}=0.07$; $p>0.05$)(Figura 8). A segregação espacial observada em *S. haemastoma*, com indivíduos menores associados a ambientes abrigados pode ser resultado de diferenças no suprimento larval e processos de assentamento. A espécie *S. haemastoma* é caracterizada pelo seu hábito bentônico, reprodução com desova em ambientes litorâneos e larvas planctônica. Para organismos com essa estratégia reprodutiva, o recrutamento é comumente influenciado por processos oceanográficos (e.g. correntes marinhas e de deriva litorânea, marés, hidrodinamismo), que determinam o transporte, retenção e suprimento de larvas (Roughgarden et al. 1988; Pineda et al. 2007; Shanks 2009). Além disso, as características dos ambientes podem promover uma seleção dos indivíduos conforme

a aptidão das espécies (*e.g.* capacidade de fixação das larvas sob diferentes condições hidrodinâmicas; Butman *et al.* 1988, Eckman 1993), determinando a composição da comunidade e o estabelecimento dos organismos. Ainda, animais vágéis e organismos pequenos de locomoção restita tendem a estar em ambientes mais abrigados, já que em ambientes mais expostos a ação das ondas é mais severa e constante, a adesão de indivíduos menores ao substrato é desfavorecida. Provavelmente, em ambientes abrigados há menor ação física de ondas sobre os organismos de *S. haemastoma* e, conseqüentemente, favorece o seu recrutamento. Neste sentido, é provável que as correntes marinhas e intensidade hidrodinâmica possam ser fatores que modelam as taxas de suprimento larval, e logo, os recém recrutados de *S. haemastoma*, e neste caso, explicar a diferença de tamanho observada entre os ambientes (abrigado e exposto) estudados.

O modelo ajustado (*P. perna* adulto + ambiente + zona) para a densidade de *S. haemastoma* apresentou elevado coeficiente de explicação e não diferiu significativamente do modelo completo ($F_{30}=0.8$; $p=0.584$). Nossos resultados corroboram com estudos anteriores que demonstram que *S. haemastoma*, como muitos outros caracóis do intertidal, apresentam um padrão regular de distribuição quanto à zonação e preferencia por habitats com grande disponibilidade de presas potenciais (Moran 1985; Magalhães & Coutinho 1995; Papp & Duarte 2001). Dentre as presas potenciais, verificamos que a densidade de *S. haemastoma* foi associada à abundância de *P. perna*, além dos fatores abióticos, menor exposição ao efeito de ondas e ao nível inferior do meso litoral. Apesar de *P. perna* ser uma espécie tolerante à temperatura e dessecação, é uma espécie frequentemente associada à zona mesolitorânea e de maior umidade, onde *S. haemastoma* também é frequente. Nesses ambientes *P. perna* se agrega em grupos de indivíduos, nos quais podem conferir abrigo contra fatores físicos (*e.g.* ação mecânica de ondas) e proteção contra o dessecação para outras espécies mais sensíveis. Portanto, é provável que os microambientes criados pela aglomeração de *P. perna* podem ainda

reter quantidades de água e reduzir de maneira significativa o efeito de dessecação de *S. haemastoma*. Nossos resultados corroboram com estudos realizados no Reino Unido, que sugerem que formações superficiais criadas pelo aglomeramento de bivalves (nesse caso *Mytilus edulis*) podem ser fatores estruturadores da comunidade biológica em substratos consolidados (Holt *et al.* 1998).

Apesar de ser considerada uma espécie exótica por alguns autores (Teixeira *et al.* 2010), é provável que *P. perna* exerça uma importante função ecológica nos costões rochosos de Florianópolis, além de sua importância como recurso. A presença de outras espécies, como o caracol *S. haemastoma*, se mostra diretamente associada à sua presença. Além disso, a densidade de *S. haemastoma* deve estar associada à exposição do costão rochoso à ação de ondas e à zona do meso-litoral inferior, onde as características ambientais locais favorecem seu estabelecimento, crescimento e reprodução.

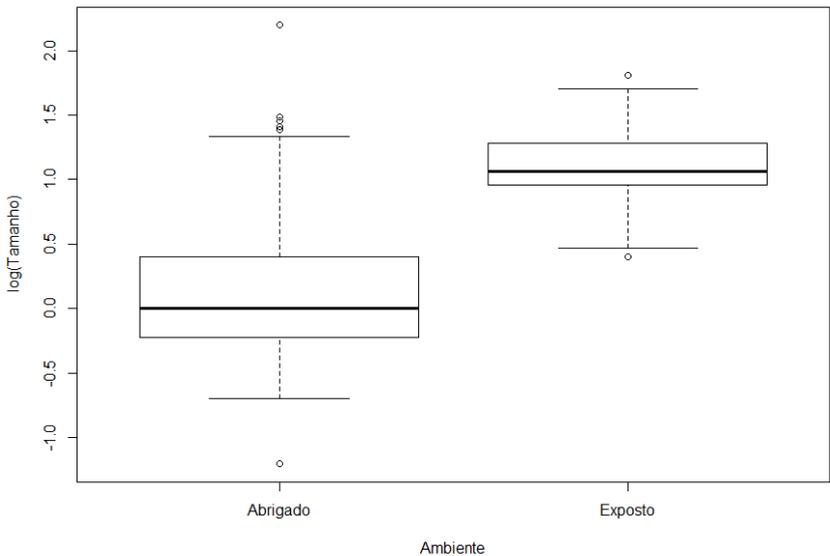


Figura 8. Tamanhos (cm) de *Stramonita haemastoma* observados em ambientes abrigado e exposto.

Bibliografia

- Butman, C. A.; Grassle, J. P.; Webb, C. M. 1988. Substrate choices made by marine larvae settling in still water and in a flume flow. **Nature**, Vol. 333, pp. 771-773.
- Connell, J. H. 1961. The influence of interspecific competition and other factors on the distribution of the barnacle *Chthamalus stellatus*. **Ecology** 42, 710–723
- Denny, M. 1895. Wave forces on intertidal organisms: A case study. **American Society of Limnology and Oceanography**, 30(6), 1171-1187.
- Denny, M.; D. Wethey. 2001. Physical processes that generate patterns in marine communities. In: M. D. Bertness, S. D. Gaines, and M. E. Hay (eds.), **Marine community ecology**, pp. 3–37. Sinauer Associates, Sunderland.
- Eckman, J. E. 1983. Hydrodynamic processes affecting benthic recruitment. **Limnology and Oceanography**, 28: 241-257.
- Helmuth, B.; Hofmann, G. E. 2001. Thermal heterogeneity and physiological gradients of stress in the rocky intertidal zone. **The Biological Bulletin**, 201374-384.
- Holt, T. J.; Rees, E. I.; Hawkins, S. J.; Seed, R. 1998. Biogenic reefs (Volume IX). **An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs**. Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project), 174 p.
- Levinton, J. S. 1982. **Marine Ecology**. Prentice-Hall Publ. Co. New Jersey: Englewood Cliffs, 526 p.
- Magalhães, C. A. de & R. Coutinho. 1995. Distribution and zonation of three species of predatory gastropods: patterns and adaptations to wave impact in the rocky shore. **Publicações Especiais Instituto Oceanográfico, São Paulo**, 11:123-131.
- Moran, M. J. 1985. Distribution and dispersion of the predatory intertidal gastropod, *Morula marginalba*. **Marine Ecology Progress Series**, 22, 41–52

- Paine, R. T. 1966. Food web complexity and species diversity. **The American Naturalist** 100, 65–75.
- Paine, R. T. (1994). **Marine Rocky Shores and Community Ecology: An Experimentalist's Perspective, Excellence in Ecology**. 4 ed. O. Kinne. Oldendorf, Germany: Ecology Institute. 152p.
- Papp M. G., Duarte L. F. L. 2001. Locomotion of *Stramonita haemastoma* (Linnaeus)(Gastropoda, Muricidae) on a mixed shore of rocks and sand - **Revista Brasileira de Zoologia**, 18 (1): 187 -195
- 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.
- Roughgarden, J.; Gaines, S.; Possingham, H. 1988. Recruitment dynamics in complex life cycles. **Science** 241:1460-1466.
- Schoch G. C.; Dethier M. N. 1996. Scaling up: the statistical linkage between organismal abundance and geomorphology on rocky intertidal shorelines **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 201 pp. 37–72
- Shanks, A. 2009 Pelagic larval duration and dispersal distance revisited. **The Biological Bulletin**, 216: 373–385
- Stephenson T. A.; Stephenson A. 1949. The universal features of zonation between tide-marks on rocky coasts. **Journal of Ecology** 37:289–305
- Teixeira, R. M.; Barbosa, J.S.P.; López, M.S.; Ferreira-Silva, M.A.G.; Coutinho, R.; Villaça, R.C. 2010. Bioinvasão marinha: os bivalves exóticos de substrato consolidado e suas interações com a comunidade receptora. **Oecologia Brasiliensis**, v.14, p. 381-402
- Underwood A. J. 2004. Landing on one's foot: small-scale topographic features of habitat and the dispersion of juvenile intertidal gastropods **Marine Ecology Progress Series**, 268 pp. 173–182



Foto: Isabela Zignani

ECOLOGIA COMPORTAMENTAL

Efeito da estrutura da vegetação sobre o comportamento de “mobbing” em aves

Riffel, R.F.; Grillo, A.C.M.; Leite, G.F.M.; Faroni-Perez, L.; Anciães, M.

Introdução

O estudo do comportamento é uma ferramenta importante para o entendimento das relações intra e interespecíficas entre os organismos. Em aves, a compreensão dos sinais de comunicação é fundamental para o entendimento da utilização de recursos e comumente os sinais estão relacionados ao ambiente (Alcock 2011). Presas, ao detectarem um predador potencial, podem adotar um comportamento de defesa e comunicar-se entre si por meio de sinais antipredatórios à fim de aumentarem sua chance de sobrevivência.

Este comportamento, denominado “mobbing”, inclui posturas agressivas e sinais de alerta para afugentar o predador, que podem ser transmitidos por meio de sons e movimentos (Nocera & Ratcliffe 2009). Esse comportamento é registrado em diversos grupos animais (e.g. mamíferos, aves e invertebrados), principalmente os sociais, e tem o objetivo de colocar o potencial predador em uma situação de risco, que o leve a abandonar o local e conseqüentemente desistir de atacar as presas (Krama *et al.* 2012).

Estes sinais antipredatórios foram selecionados para a transmissão efetiva de informação entre os receptores, podendo ser altamente complexos e específicos. Por exemplo, cães-da-pradaria (*Cynomys gunnisoni*) podem apresentar respostas diferentes de acordo com o tipo de predador, alterando seu comportamento de fuga em função disso. Para a ave *Poecile atricapillus*, o tipo de vocalização informa o tamanho do predador, e desta forma recruta outros animais do bando, conforme o tamanho do predador (Nocera & Ratcliffe 2009).

Apesar do “mobbing” ser uma estratégia para sobrevivência das presas, também é um comportamento que pode oferecer um risco a elas, já que sons e movimentos de alerta podem expô-las ao predador (Alcock 2011). Este comportamento é comumente realizado em situações de máximo risco às presas e ausência de alternativas de escape (*e.g.* abrigo, camuflagem).

Estudos anteriores demonstram maior frequência de “mobbing” em aves nas áreas abertas em relação a áreas fechadas, sugerindo que a maior suscetibilidade a predação das presas em áreas abertas pode determinar a maior frequência desse comportamento nesses ambientes (Leite 2010). Em ambientes abertos, os próprios predadores estariam mais sujeitos à retaliação apresentada por suas presas, por serem avistados mais facilmente (Hendrichsen *et al.* 2006)

A Ilha de Santa Catarina tem sofrido diversas alterações nas suas áreas naturais ao longo dos últimos 300 anos; contudo, ela ainda possui uma rica e diversa avifauna, compreendendo cerca de 244 espécies de aves terrestres e 25 de aves marinhas (Naka *et al.* 2002). Tal biodiversidade mostrou-se diretamente relacionada aos habitats encontrados na ilha, já que estudos anteriores mostraram que aproximadamente 50% das espécies de aves terrestres são específicas ao habitat, e a maioria destas é encontrada na Mata Atlântica (Naka *et al.* 2002).

Muitas das aves encontradas nos ambientes florestais da Ilha de Santa Catarina são predadas pela coruja caburé (*Glaucidium brasilianum*, família Strigidae), uma ave generalista, diurna, de pequeno porte. Assim, as presas reconhecem o caburé como um potencial predador e realizam comportamentos antipredatórios na sua presença, incluindo o mobbing (Cunha & Vasconcelos 2009).

Devido à dificuldade por vezes encontrada para realizar estudos comportamentais em aves, a técnica do uso do “playback” tem sido muito utilizada no caso de espécies dificilmente vistas ou ouvidas. Farias *et al.* (2012) demonstraram que a técnica do “playback” é eficiente para detectar a ocorrência de aves. Esta técnica consiste em reproduzir, com a ajuda de amplificadores, sons

específicos (vocalizações de aves, predadores, presas, etc.) para detectar e induzir respostas comportamentais.

O presente estudo visa avaliar o comportamento antipredatório de “mobbing” em aves expostas a um potencial predador (*Glaucidium brasilianum*) em ambientes abertos e fechados. Sendo esperada menor frequência de “mobbing” em locais fechados, visto a maior diversidade de camuflagens e abrigos disponíveis nestes locais

Material e métodos

O estudo foi conduzido na face sul do Parque Municipal da Lagoa do Peri. As amostragens foram realizadas em 12 pontos distanciados 100m um do outro ao longo da Trilha do Sertão, onde foram executados “playbacks” da vocalização do predador, a coruja caburé (*Glaucidium brasilianum*). Antes do início dos “playbacks” em cada ponto, foi realizado um reconhecimento do ambiente por um período de 30-60 segundos, para identificar as espécies que já estavam vocalizando e distinguir alterações comportamentais destas em resposta à vocalização do predador.

Em cada ponto a vocalização do predador foi executada três vezes através de um Ipod conectado a uma caixa de som Altec. O tempo de amostragem da resposta comportamental de “mobbing” foi de 60 segundos por execução de “playback”. Respostas apresentadas que não tinham características de “mobbing”, como fuga ou “freezing”, não foram contabilizadas.

Para caracterizar a resposta de “mobbing” registramos: 1) a latência (tempo até a primeira resposta); 2) tipo de resposta, sendo classificada em vocal (detecção acústica do indivíduo, intensificação do padrão acústico prévio ou aproximação do indivíduo verificada acusticamente), visual (detecção visual da aproximação dos indivíduos) ou ambos; 3) espécie; e 4) intensidade das respostas (caso uma mesma espécie respondesse a todos os 3 playbacks, seria considerada uma resposta “forte” e atribuído peso 2 [intensidade =

6] para a espécie, se a resposta fosse em 2 playbacks [resposta “moderada”, intensidade = 4]; e se respondesse em apenas 1 playback [resposta “fraca”, intensidade = 1]).

O ambiente de cada ponto foi categorizado conforme a abertura geral da vegetação (considerando-se os estratos do sub-bosque, médio e dossel) em aberto (com vegetação de restinga arbustiva) (Figura 1A), semi-aberto (local com dominância de *Eucalyptus* sp.) (Figura 1B) e fechado (ambiente de mata de restinga arbórea) (Figura 1C). Os 12 pontos amostrados totalizaram 3 pontos em ambiente aberto, 4 em ambiente semi-aberto e 5 em ambientes fechados

Para testar a diferença da latência, número e intensidade de respostas entre os diferentes ambientes aplicamos uma Análise de Variância unifatorial (one-way ANOVA). Uma vez que a maioria dos registros foi vocal, o tipo de resposta não foi discriminado e foram somados nas análises.



A



B



C

Figura 1: Ambientes de estudo: Restinga arbustiva (A); Vegetação de *Eucalyptus* sp. (B) e Restinga arbórea (C), no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis/SC.

Resultados e discussão

As espécies que apresentaram resposta comportamental de “mobbing”, detectadas vocal ou visualmente nas proximidades dos pontos de coleta (cerca de 50 m de raio de alcance auditivo do observador), foram identificadas ao nível específico. As espécies *Thamnophilus ruficapillus* e *Conopophaga lineata* não apresentaram alteração comportamental.

No total, 24 espécies de aves foram observadas executando comportamento de “mobbing”, das quais 7 não foram identificadas. O ambiente fechado apresentou maior riqueza de espécies (N=13), seguido pelo ambiente aberto (N=8) e semi-aberto (N=7) (Tabela 1). A média do número de espécies por ponto foi próxima entre os ambientes fechado e aberto, e menor em ambientes semi-abertos (Figura 2).

A menor riqueza relativa de espécies encontrada em ambientes semi-abertos pode ser atribuída à menor diversidade de recursos presentes nestes locais. As áreas semi-abertas apresentavam evidências de manejo e reflorestamento com espécies não nativas, com redução de espécies arbóreas nativas e dominância de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp.. Apesar de também serem ambientes de pastoreio para aves, estas áreas antropizadas não são comumente utilizadas como ambiente de nidificação para espécies florestais e apresentam tipicamente menor quantidade de abrigo e alimento para as mesmas.

Essa carência de recursos pode levar à diminuição de zonas suporte desse ambiente, tanto na quantidade de espécies, como na abundância de indivíduos. A maior complexidade estrutural encontrada em ambientes fechados pode explicar a maior riqueza nestes locais.

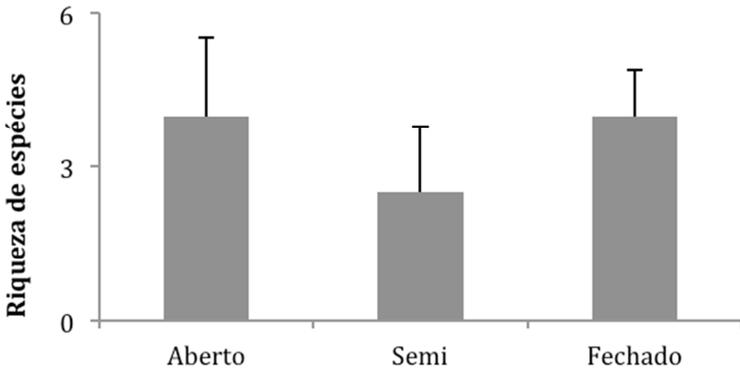


Figura 2: Riqueza média de espécies de aves para as três áreas amostradas no Parque Municipal da Lagoa do Peri, com as diferentes aberturas de vegetação.

Três espécies foram responsáveis por 33,73% do número de comportamentos de “mobbing”: Pinhé (*Milvago chimachima*), Gralha azul (*Cyanocorax caeruleus*) e Bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*) (Tabela 1). Essas espécies apresentam um tamanho corporal mais avantajado e, além disso são tipicamente reconhecidas pelo seu comportamento agressivo, como no caso do Bem-te-vi. Portanto, sugere-se que tamanho corporal e perfil de agressividade destas espécies tenham influência sobre o comportamento de “mobbing” observado, podendo então variar conforme a composição das comunidades.

Tabela 1. Lista das espécies que apresentaram resposta comportamental de “mobbing” nos ambientes abertos (A), fechados (F), e semi-fechados (S); e o tipo de resposta (vo: vocal, vi: visual).

Sp.	Espécie	Ambiente	Resposta
1	sp. 1	A	vo
2	<i>Basileuterus culicivorus</i> .	A/F	vo/vi
3	<i>Zonothrichia capensis</i>	A	vo
4	<i>Synallaxis spixii</i>	A	vo
5	<i>Patagioenas picazuro</i>	A	vi
6	sp. 2	A	vo
7	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	A	vo
8	<i>Leptotilla rufaxilla</i>	S/F	vo
9	sp. 3	A	vo
10	<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	S	vo
11	sp. 4	S	vo
12	<i>Pitangus sulphuratus</i>	S/F	vo
13	sp. 5	F	vo
14	<i>Cyanocorax caeruleus</i>	S/F	vo
15	<i>Amazilia</i> sp.	F	vo
16	<i>Phyllidor</i> sp.	F	vo
17	<i>Xenops rutilans</i>	F	vo
18	<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	F	vo
19	<i>Vireo chivi</i>	F	vo
20	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	F	vo
21	<i>Guira guira</i>	F	vo
22	sp. 6	F	vi
23	sp. 7	S	vo
24	<i>Milvago chimachima</i>	S	vo/vi

Os ambientes não apresentaram diferença quanto à latência ($F_{2,9}=7.98$; $p=0.167$)(Figura 3); intensidade do comportamento de “mobbing” ($F_{2,9}=0.9$; $p=0.435$) ou número de eventos ($F_{2,9}=1.5$; $p=0.278$) (Figura 4).

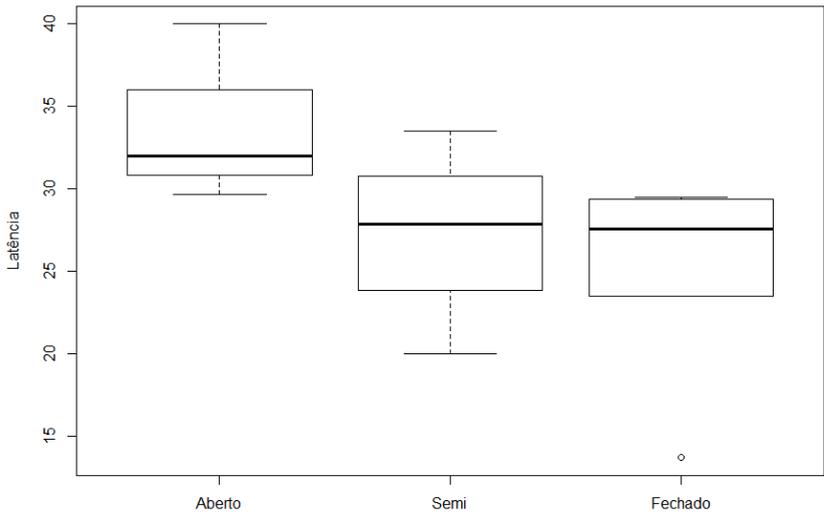


Figura 3. Latência (em segundos) do comportamento de “mobbing” das aves pelas três áreas amostradas no Parque Municipal da Lagoa do Peri.

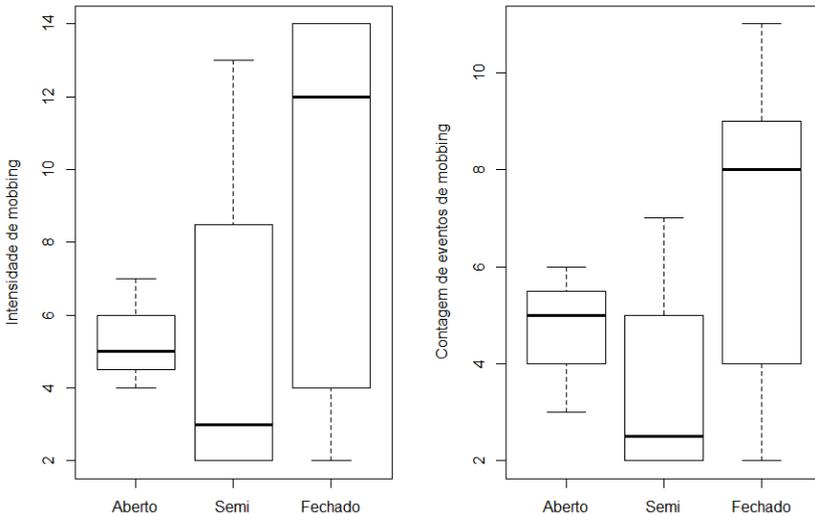


Figura 4. Intensidade e contagem de eventos do comportamento de “mobbing” das aves pelas três áreas amostradas no Parque Municipal da Lagoa do Peri.

Tipicamente, a intensificação do comportamento de “mobbing” é observado associado a ambientes abertos, como verificado por Leite (2010) em dois ambientes florestais na Amazônia, e Hendrichsen *et al.* (2006) para a coruja *Strix aluco* em abrigos mais expostos. Contudo, nossos resultados não apoiaram essa hipótese, sendo que a frequência do comportamento de “mobbing” não diferiu entre os ambientes aberto, semi-fechado e fechado. Este resultado pode decorrer da diferente complexidade estrutural entre os locais. Ambientes fechados, por conferirem maior diversidade de nicho e recursos aos indivíduos, podem suportar uma maior quantidade de espécies e maior número de indivíduos. Isto poderia levar a uma frequência similar de resposta à vocalização de *Glaucidium brasilianum* pelas presas em ambientes fechados e abertos, apesar da menor exposição ao risco de predação. Estudos relacionando o estado de conservação da paisagem mostraram resultados similares onde áreas não

manejadas, que possuem maior estabilidade e complexidade estrutural, apresentaram maior intensidade de “mobbing” em relação a áreas alteradas do mesmo tipo de hábitat (Krama *et al.* 2012).

De maneira geral, o baixo número amostral e diferenças na complexidade estrutural dos ambientes podem ser artefatos metodológicos desse estudo e podem mascarar certas interações comportamentais das espécies. Contudo, nossos dados reforçam a complexidade do comportamento das espécies entre ambientes e evidenciam a necessidade de novos estudos, principalmente quanto à comunicação entre aves.

Agradecimentos

Agradecemos ao Parque Municipal da Lagoa do Peri, pelo oferecimento de infraestrutura para a realização deste trabalho.

Bibliografia

- Alcock, J. 2011. **Comportamento animal: uma aborgadem evolutiva**. 9 ed. Artmed Editora.
- Cunha, F. C. R; Vasconcelos, M. F. 2009. Aves que são atraídas pela vocalização do caburé *Glaucidium brasilianum* (Strigidae). **Revista Brasileira de Ornitologia**, 17(2):144-149.
- Farias, D. L.; Dechoum, M. S.; Oliveira-Gonçalves, A.; Gadelha, Y. E. A.; Nascimento, R.; Kanaan, V.T. Avaliação comportamental de passeriformes à técnica de playback. **Ecologia de campo : ecossistemas terrestres, de águas continentais e marinhos**. UFSC. 2012
- Hendrichsen D. K.; Christiansen P.; Nielsen E. K.; Dabelsteen T.; Sunde P. 2006. Exposure affects the risk of an owl being mobbed—experimental evidence. **Journal of Avian Biology**, 37:13-18.

- Krama, T.; Bērziņš, A.; Rytkönen, S.; Rantala, M. J.; Wheatcroft, D.; Krams, I. 2012. Linking antipredator behaviour and habitat quality: group effect in nest defence of a passerine bird. **Acta Ethologica**, 15, 127 - 134.
- Leite, G. A. 2010. **Efeito do playback de *Glaucidium hardy* na comunidade de aves em dois ambientes na Amazônia, Presidente Figueiredo-AM**. Trabalho apresentado a Disciplina Introdução ao Comportamento Animal. INPA
- Naka, L. N.; Rodrigues, M.; Ross, A. L.; Azevedo, M. A. G. 2002. Bird conservation on Santa Catarina Island, Southern Brazil. **Bird Conservation International**, 12:123-150.
- Nocera, J. J.; Ratcliffe, L.M.. 2010. Migrant and resident birds adjust antipredator behavior in response to social information accuracy. **Behavioral Ecology** 21: 121-128.

Vibração, visão ou audição: o que é mais importante para resposta de fuga antipredatória do caranguejo maria-farinha (*Ocypode quadrata*)?

Zignani, I.; Brentano, D. M.; Lastrucci, N. S.; Alves, V. M.; Carvalho, V. F.; Freitas, R.H.A

Introdução

O estudo do comportamento animal é uma ponte entre os aspectos moleculares e fisiológicos da biologia e da ecologia. É a ligação entre organismos e o ambiente, possuindo um papel fundamental nas adaptações das funções biológicas. O comportamento do animal a ser predado, diante de uma interação predador-presa, pode aumentar a probabilidade de a presa sobreviver. A sua sobrevivência depende de quais mecanismos de defesa serão selecionados. Estes mecanismos podem ser caracterizados como químicos, mecânicos ou comportamentais (Edmunds 1974; Krebs & Davies 1993). Dentre os mecanismos de defesa comportamental, as respostas de fuga antipredatórias dependem de alguns atributos utilizados pelo organismo.

De acordo com Alcock (2011), os canais comunicativos (visual, auditivo, químico e tátil) são atributos essenciais e estão intimamente ligados ao contexto ecológico ao qual o organismo se encontra. Estes atributos auxiliam em suas decisões comportamentais, ponderam-se custo e benefício dos recursos, sob a suposição de que indivíduos estão tentando, inconscientemente, maximizar seu *fitness*.

Diversos animais necessitam ponderar esta relação custo-benefício dos recursos, pois necessitam de muita energia para diversas outras atividades. Animais anacoréticos, aqueles que vivem debaixo do solo, necessitam emergir de suas tocas para alimentação e reprodução, exigindo uma alta atividade dos organismos, gerando um dispêndio de energia. Portanto, com a finalidade de conservar

energia, algumas espécies podem permanecer inativas durante todo o período de inverno, possuir períodos restritos de atividade ou apresentar respostas de fuga antipredatórias eficientes na otimização energética (Edmunds 1974).

Caranguejos do gênero *Ocypode* são comumente encontrados em praias arenosas tropicais e subtropicais em torno do mundo. Estão representados no Atlântico Ocidental pela espécie *Ocypode quadrata* (Figura 1), popularmente conhecidos como maria-farinha, ocorrendo desde as Ilhas Rhode, U.S.A até o Rio Grande do Sul, Brasil (Melo, 1996). O caranguejo *O. quadrata* constrói tocas no supralitoral de praias, desde a marca mais alta da linha d'água até a área de encosta das dunas. Possuem hábitos noturnos (Ramos-Porto *et al.* 1978) e se escondem nas tocas, quando em potencial ameaça de predadores, sendo este comportamento um importante fator de sobrevivência (Wolcott & Wolcott 1984).

Alguns dos canais comunicativos da espécie já foram estudados. Estudos em laboratório (Horch 1971) sobre a detecção sonora dos caranguejos maria-farinha mostraram que os indivíduos são capazes de ouvir tanto pelo ar quanto pelo substrato. Seus olhos são bem desenvolvidos, e quando perturbados desaparecem rapidamente nas galerias. Esta resposta de fuga antipredatória, quando expostos a uma potencial ameaça, evita excedentes de custos energéticos ficando paralisados por curtos períodos de tempo para depois adentrarem as tocas (Smolka *et al.* 2011).

Portanto, em relação aos diversos canais comunicativos utilizados por *O. quadrata*, neste trabalho foi objetivado avaliar qual estímulo (vibratório, auditivo ou visual) é mais responsivo quanto à resposta de fuga antipredatória. Trabalhamos com a hipótese de que o organismo pode responder tanto a estímulos isolados quanto a soma destes. Neste sentido, interessa compreender qual canal comunicativo é o primário como reação antipredação, ou se os canais supracitados agem concomitantemente na resposta antipredatória.



Figura 1: Caranguejo *Ocypode quadrata* (maria-farinha).

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado na Praia dos Açores (27°45'S, 48°30'O) em Florianópolis, no sul da Ilha de Santa Catarina/SC, Brasil. A Praia dos Açores não possui limite físico com a Praia do Pântano do Sul, sendo que as duas praias somam, aproximadamente, 3 km de extensão. A praia dos Açores está situada na porção sudoeste desta faixa de areia. A zona é aberta para o oceano, com águas agitadas e forte repuxo na zona de arrebentação, característica que leva à formação de buracos na areia, deixando o fundo do mar desnivelado e mais perigoso. Se caracteriza como tendo baixa inclinação e areias finas, as águas são frias e agitadas. Os ventos da região são intensos, e a zona mais elevada acima do supralitoral apresenta pequenas dunas com vegetação típica (Mazzer & Dillenburg 2009).

Desenho amostral

Estímulos auditivos, vibratórios e visuais foram executados para avaliar os tempos de respostas de fugas antipredatórias do caranguejo maria-farinha. O estímulo auditivo (n=3) caracterizou-se com o *playback* de uma gravação do chamado de uma coruja-

buraqueira (*Athene cunicularia*), que tem ocorrência natural na área de estudo. O *playback* foi obtido no Wikiaves (<http://www.wikiaves.com.br/>) e executado através da ligação para um telefone celular posicionado próximo à abertura da toca, cujo toque era o chamado da coruja-buraqueira. O estímulo vibratório (n=3) se caracterizou na vibração de um celular nesta configuração e também colocado próximo à abertura da toca (Figura 2). O estímulo denominado como VAV (união dos estímulos visual, auditivo e vibratório; n=4) foi o estímulo visual caracterizado pela presença de uma galinha taxidermizada posicionada próximo à abertura da toca (Figura 3). Após o animal ser atraído pela isca e estar fora de sua toca por um mínimo de 5 segundos, foi aplicado um dos três tipos de estímulos (auditivo, vibratório e VAV); anotando-se o tempo de resposta do animal ao estímulo.



Figura 2: Esquema da exposição dos estímulos auditivo e vibratório. O telefone celular serviu de transmissor do som ou da vibração.

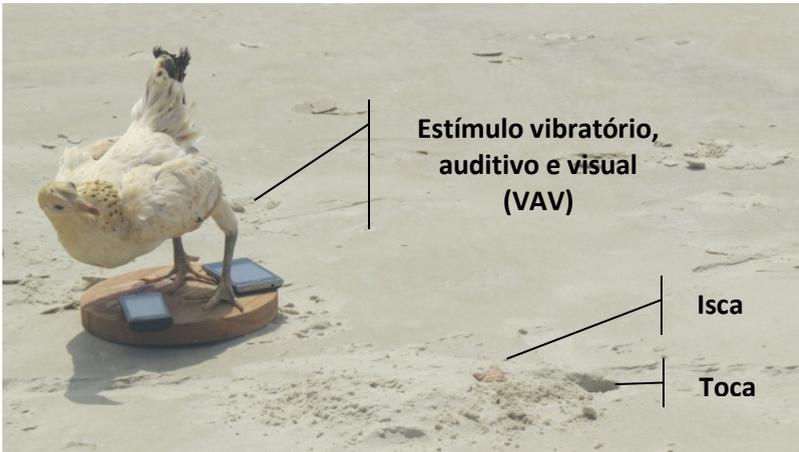


Figura 3: Esquema da exposição do estímulo VAV (vibratório, auditivo e visual). Os telefones celulares serviram de transmissor do som e da vibração e a galinha taxidermicada como estímulo visual.

Coleta de dados

Foram realizadas buscas ativas por tocas de caranguejo ao longo da praia dos Açores, durante um período de 4,5 horas (10h às 14h30), no dia 24 de outubro de 2014. O dia estava ensolarado, com temperaturas altas (em torno de 25 a 30°C) e vento moderado a forte. Houve mínima perturbação antrópica nos momentos de amostragem. A busca era caracterizada pela procura de tocas recém-construídas: abertas, areia mexida e úmida ao redor da abertura. Estas apresentam uma maior possibilidade de existência de caranguejo em seu interior e amostragem efetiva para o estudo. Para cada toca encontrada, uma isca de atum enlatado foi colocada logo à frente da abertura da toca para atrair o animal para fora.

Após o posicionamento dos materiais, os observadores se afastavam a uma distância mínima de 5m do experimento para registrar, em vídeo, o comportamento do caranguejo. Para esta tarefa, foram utilizadas duas câmeras: uma Canon PowerShot S5IS e uma Canon PowerShot SX50HS.

Análise de dados

Cada caranguejo foi testado uma única vez, caracterizando amostras independentes e aleatórias. A diferença dos tempo registrados de recuo do caranguejo após o estímulo entre os tratamentos foi analisada através do uso da estatística não paramétrica (Kruskal-Wallis), uma vez que a homocedasticidade (Teste de Levene) e a normalidade (Teste de Kolmogorov Smirnov) não foram atingidas.

Resultados

Não se observou diferença significativa ($p=0,06$; $H= 5,7$) entre os diferentes estímulos, entretanto, os caranguejos expostos aos estímulos combinados, apresentaram um tempo de resposta de fuga antipredatória mais curto do que quando expostos aos demais estímulos separados (Figura 4).

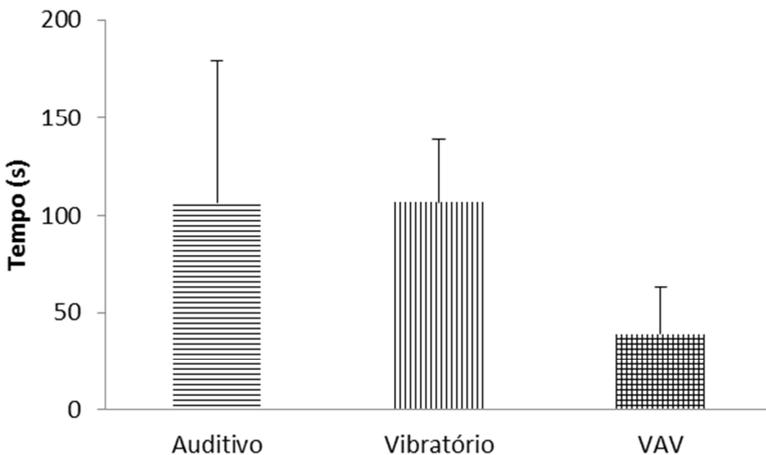


Figura 4: Médias e desvio-padrão do tempo de resposta do caranguejo (s) para os diferentes tratamentos aplicados. VAV = visual + auditivo + vibratório.

Discussão

O tempo de resposta de fuga antipredatória mais curto (embora não significativamente) foi ao estímulo VAV. Provavelmente, refere-se ao fato de que a presença física do possível predador, adicionada a outros dois estímulos (vibratório e auditivo), deixa o animal em alerta máximo. Assim, ele minimiza seu tempo fora da toca. Neste contexto, é sabido que os caranguejos possuem um equipamento sensorial bastante sofisticado, o qual é composto por órgãos sensoriais especializados, como cerdas sensoriais (tato); estatocistos, com pelos sensoriais servindo como senso de equilíbrio e a audição, responsáveis por assegurar tanto a defesa quanto a adaptação do indivíduo a uma determinada ameaça. Possuem olhos compostos que são capazes de ver muito bem quando uma figura está em movimento a cem metros de distância (Warner 1977). Tais órgãos sensoriais especializados garantem ao caranguejo respostas mais rápidas e eficientes, sendo observado neste experimento, a resposta do VAV como a ação mais responsiva à situação.

Neste sentido, pondera-se a relação custo-benefício onde, na decisão de retornar à toca e abandonar o recurso, o caranguejo maximiza a sua capacidade de sobrevivência, sendo que o custo (a predação) é considerado maior do que o recurso (comida) a ser adquirido. Nas observações deste estudo, percebeu-se que, quando os caranguejos eram expostos a uma ameaça de predador, em um primeiro momento as suas atividades eram cessadas e ficavam paralisados por um período de tempo curto para, posteriormente, decidirem se, se movem de maneira rápida para as tocas ou se continuam as atividades que estão realizando. Estudos relatam que, quando submetidos a estímulos identificados como falso alarme, o o comportamento repentino e rápido do indivíduo de voltar e permanecer por um tempo antes de finalmente descer à toca, pode ser interrompido a qualquer momento, o que evita custos energéticos (Smolka *et al.* 2011). A identificação de falso alarme auxilia o indivíduo, até mesmo, em evitar de tomar a decisão de

voltar à toca, permanecendo assim, em suas atividades, como continuar a se alimentar (presente estudo).

As atividades de *O. quadrata*, além das respostas ponderadas entre custo e benefício, também estão fortemente relacionadas às condições ambientais, como temperatura e direção do vento (Alberto & Fontoura 1999), corroborando com as observações feitas em campo, onde o dia apresentava condição de vento forte a moderado. Sob estas condições, pode-se relatar que alguns indivíduos exibiram o comportamento de fechar suas tocas com areia, podendo permanecer inativos pelo tempo necessário. Outra observação comprovada em campo, corrobora-se com a literatura, onde relata-se a influencia pela sazonalidade nestes organismos. Os organismos cessam suas atividades nas manhãs de inverno, retornando por volta do meio-dia (Alberto & Fontoura 1999; Rosa & Borzone 2008). Comportamento semelhante foi observado na Praia dos Açores, notando-se um maior número de organismos que surgiam das tocas nos horários próximos ao meio-dia.

Oito dos indivíduos amostrados não chegaram a tocar na isca. Em um estudo anterior sobre a dieta do maria-farinha, foram encontradas altas taxas de estômagos vazios, sugerindo que a obtenção de comida fora das tocas pode envolver maior risco de predação (Branco *et al.* 2010) e maiores custos energéticos (Nybbaken 1993). Deste modo, o fato de poucos organismos chegarem à isca pode estar relacionado aos hábitos noturnos da espécie, relacionando-se a necessidade de proteção contra potenciais predadores, como a coruja e gavião (Gianuca 1997; Blankensteyn 2006).

É recomendável que o experimento seja repetido em períodos diferentes do dia, isto permitirá que os dados obtidos possam refletir as principais respostas do *O. quadrata* aos estímulos testados com o mínimo ruído das variáveis ambientais.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer a direção do Parque Municipal Lagoa do Peri e seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante a pesquisa. Agradecemos à Professora Dr. Bárbara Segal e ao Dr. Eduardo Giehl pelas contribuições nas análises de dados e sugestões para a discussão dos resultados. Agradecemos também ao Professor Dr. Paulo César Simões-Lopes pelo empréstimo da galinha taxidermizada (a FRAN), utilizada como estímulo visual na amostragem em campo.

Bibliografia

- Alcock, J. 2011. The cost-benefit approach to antipredator behavior. p 195-217. **Animal Behaviour**. Sunderland, Massachusetts.
- Alberto, R. M. F.; Fontoura, N. F. 1999. Distribuição e estrutura etária de *Ocypodequadrata*(Fabricius, 1787) (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) em praia arenosa do litoral sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, 59 (1): 95-108.
- Blankensteyn, A. 2006. O uso do caranguejo maria-farinha *Ocypodequadrata*(Fabricius) (Crustacea, Ocypodidae) como indicador de impactos antropogênicos em praias arenosas da Ilha de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 23 (3): 870–876
- Branco, J. O.; Hillesheim, J. C.; Fracasso, H. A. A.; Christoffersen, M. L.; Evangelista, C. L. 2010. Bioecology of the gost crab *Ocypodequadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea: Brachyura) compared with other intertidal crabs in the southwestern atlantic. **Journal of Shellfish Research**, 29(2): 503-512.
- Edmunds, M. 1974. **Defence in animals**. Longman Group Limited, Great Britain.
- Gianuca, N. M. 1997. A fauna das dunas costeiras do Rio Grande do Sul. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, 3: 121-133.

- Horch, K.; Salmon, N. 1972. Responses of the ghost crab, *Ocypode*, to acoustic stimuli. **Zoological Tierpsychol**, 30: 1-13.
- Krebs, J. R.; Davies, N. B. 1993. **An introduction to behavior ecology**. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- 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): p.117-135.
- Melo, G. S. 1996. Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral de Santa Catarina. **Pleíade**. São Paulo, SP. p.604.
- Nybakken, J. W. 1993. **Marine biology: an ecological approach**. Editora Harper & Collins, New York.
- Ramos-Porto, M.; Ferreira-Correia, M. M.; Sousa, N. R., 1978, Levantamento da fauna aquática da Ilha de São Luís (Estado do Maranhão, Brasil). II - Crustacea. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, São Luís, 2(1): p.77-89.
- Rosa, L. C.; Borzone, C. A. 2008. Spatial distribution of the *Ocypode quadrata* (Crustacea: Ocypodidae) along estuarine environments in the Paranaguá Bay Complex, southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** 25(3): p.383–388.
- Smolka, J.; Zeil, J.; Hemmi, J. 2011. Natural visual cues eliciting predator avoidance in fiddler crabs. **Proceedings of the Royal Society**, 278: p.3584–3592.
- Wolcott, T. G.; Wolcott, D. L. 1984. Impact of offroad vehicles on macroinvertebrates of a Mid-Atlantic beach. **Biological Conservation**, 29, p.217-240.



Foto: Larisse Faroni-Perez

ECOLOGIA DE COMUNIDADES

“E o bambu?” Efeito do bambu na diversidade funcional de plantas de sub-bosque

Carvalho, V. F.; Brentano, D. M.; Zignani, I.; Lastrucci, N. S.; Alves, V. M.; Giehl, E.; Cavalin, P.O.

Introdução

A biodiversidade é comumente expressa através de índices tradicionais de riqueza e de diversidade de espécies como os índices de Shannon e Simpson (Lande 1996). Porém muitos autores criticam estas medidas, pois estes índices acabam assumindo duas premissas: (I) as espécies são consideradas equivalentes, não importando se há diferenças no valor de conservação ou sua importância na manutenção dos processos na comunidade; e (II) dentro de uma mesma espécie há equivalência entre os indivíduos, não sendo considerado se há diferenças entre suas variáveis, como altura, biomassa, entre outros (Cianciaruso *et al.* 2009).

Neste sentido, os estudos focados em diversidade começaram a incorporar o conceito de diversidade funcional (Schleuter *et al.* 2010). De acordo com Tilman (2001), diversidade funcional é o conjunto de componentes da biodiversidade que influenciam no funcionamento do ecossistema, apresentando um importante papel na estabilidade, dinâmica e produtividade. A diversidade funcional considera a coexistência e a redundância das espécies dentro de uma comunidade (Tilman 2001). Deste modo o funcionamento ecossistêmico é afetado pelas características funcionais dos organismos. Essas características são de natureza não linear, ou seja, certas espécies são mais importantes para determinadas funções do que outras, e pode haver complementaridade entre as espécies, aumentando a redundância funcional e a resistência do ambiente (Hooper *et al.* 2005).

Quantificar a diversidade funcional significa medir a diversidade de características funcionais, que são componentes dos fenótipos dos organismos e que influenciam os processos ecossistêmicos (Cianciaruso *et al.* 2009). Para tal são utilizadas as medições de atributos (*traits*) que podem ser tanto qualitativos, quanto quantitativos. Alguns exemplos de atributos são forma de vida, forma foliar, forma de crescimento, altura, semelhança na ocupação ambiental e posição na teia alimentar.

Existem índices que geralmente descrevem dois grandes aspectos da diversidade funcional: (1) quanto do espaço de nicho funcional é preenchido pelas espécies; e (2) como esse espaço é preenchido. De acordo com Petchey e Gaston (2006) é necessário seguir quatro “passos” para quantificar a diversidade funcional: (1) conhecer os atributos necessários dos organismos; (2) Selecionar os atributos relevantes (os que respondem ao(s) gradiente(s) avaliados) dos organismos a serem avaliados; (3) o método estatístico deve ser compatível com o estudo; e (4) a medida de diversidade deve possuir atributos matemáticos desejáveis.

A diversidade funcional de uma comunidade pode ser abordada com três diferentes índices que combinados podem calcular as diferentes faces da diversidade funcional (Mason *et al.* 2013): riqueza funcional (RF), equabilidade funcional (EF) e divergência funcional (DF). A RF mede o quão o espaço de nicho é ocupado, normalmente é interpretada como um indicador para potencial ocupação do nicho, e muitas vezes é correlacionada positivamente com o número de espécies presentes na comunidade (Schleuter *et al.* 2010). A EF descreve como o espaço de nicho é preenchido, sendo que uma alta EF indica uma ocupação muito regular em quanto uma baixa EF indica a existência de “nuvens” separadas de espécies com nichos diferentes. A DF mensura a variação das funcionalidades das espécies e sua posição dentro do espaço do nicho. Uma alta DF indica que as espécies estão posicionadas nas bordas do espaço de atributos. Assim, este índice

pode ser usado para avaliar o grau de diferenciação de recursos e a competição (Mason *et al.* 2013), além de indicar a predominância de espécies extremas.

A abordagem funcional têm se mostrado mais sensível do que medidas tradicionais para detectar respostas das comunidades frente a diferentes perturbações, como alterações ambientais e extinção (Petchey & Gaston 2006). Por exemplo, a diversidade funcional também pode ser aplicada para testar se filtros de habitat são processos determinantes na organização de uma comunidade (Cianciaruso *et al.* 2009). Além de condições ambientais, certas espécies podem atuar como filtros de habitat, podendo afetar as características funcionais da comunidade via modificações na disponibilidade de nutrientes e de luz. Por exemplo, espécies de bambus (Poaceae, subfamília Bambusoideae) podem agir como filtros e apresentar interferência nas comunidades ao seu redor (Tao 2007). Nesse caso, a diversidade funcional pode ser utilizada como uma ferramenta no entendimento do efeito de bambus sobre as comunidades de plantas ao seu redor. Essa família ocorre com frequência nas restingas. As restingas representam um conjunto de ecossistemas costeiros e formam um complexo vegetacional relacionado com solos pobres e de características variáveis (Falkenberg 1999). Essa vegetação é composta por comunidades distintas florística e fisionomicamente, porque inclui todas as comunidades de plantas vasculares do litoral arenoso do Brasil (Araújo 1992). A vegetação destas áreas compreende fisionomias herbáceas subarbustivas, arbustivas e arbóreas apresentando diferentes funcionalidades (Falkenberg 1999).

O objetivo deste trabalho foi avaliar a interferência do bambu na diversidade funcional de comunidades do sub-bosque na restinga. Trabalhamos com a hipótese de que o bambu afeta negativamente a diversidade funcional das comunidades. Deste modo, espera-se que nas áreas que sofram influência do bambu as comunidades apresentem menor riqueza e divergência funcional, e

maior equabilidade funcional, quando comparadas com áreas sem influência do bambu.

Material e métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado na porção leste do Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP)- Florianópolis- SC (27° 43' 05,62"S; 48° 30' 49,93"W) situado ao sul da Ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis – Brasil. O PMLP possui diversas trilhas em seu entorno. Em sua porção leste, possui uma planície sedimentar, com uma vegetação característica de restinga arbórea (CECCA 1997). A área, que é acessada pela trilha denominada “Trilha da Restinga”, possui diversas touceiras de bambu e foi escolhida para este trabalho.

Coleta de Dados

Foram amostradas 4 parcelas pareadas em áreas sob a influência de bambu (Figura 1a) e área sem influência de bambu (Figura 1b). Para seleção de cada área utilizou-se como critério a proximidade da touceira de bambu e a composição da serrapilheira. As áreas sob a influência de bambu eram adjacentes à touceira e com serrapilheira formada predominantemente pelas folhas de bambu. As áreas sem influência de bambu distavam pelo menos 10m da primeira e a serrapilheira apresentava predominância de folhas de outras espécies que não o bambu.



Figura 1: Composição da serrapilheira como critério para determinação da área (a) sob a influência de bambu e área (b) sem influência de bambu.

Amostraram-se quatro parcelas circulares de 10 m² em cada situação, pareando-se duas amostras, uma com e outra sem bambu, com uma distância de 10 m entre elas. Todas as plantas com altura entre 30 e 200 cm foram amostradas. Com relação à planta registraram-se os dados: altura (cm) e presença ou ausência de espinhos. E para as folhas de cada planta, observando a folha mais jovem completamente madura, tomaram-se as medidas de: comprimento (cm), largura (cm), tipo de folha (simples, composta e bicomposta), presença ou ausência de tricomas e tipo da borda (inteira ou não inteira). Também se registrou o hábito de vida de cada espécie.

Posteriormente estimou-se o atributo área foliar através da fórmula que considerou a elipse como modelo foliar.

$$A(\text{folha}) = \frac{C \cdot L}{4} \cdot \pi$$

Em que:

A= área da folha

C= comprimento

L= largura

Para folhas compostas, estimou-se a área de um folíolo e a área total foi calculada multiplicando-se esta área pelo número de folíolos.

Análise de dados

Calculou-se a riqueza de espécies para cada área. Para comparar a riqueza de espécies entre as áreas, com e sem a influência de bambu, foi realizado um teste *t* pareado. Para avaliar a diferença na diversidade funcional, foram utilizados os atributos: área foliar, altura média, forma de vida, tipo de folha, presença espinhos, tricomas, tipo de margem, razão entre comprimento e largura. Com base nesses atributos, foi calculada uma matriz de dissimilaridade de Gower, ajustando-se cada atributo ao tipo de dado correspondente (binário, ordinal ou quantitativo). Com base nessa matriz de dissimilaridade funcional, foram calculados os índices de riqueza (RF), equabilidade (EF) e divergência funcional (DF), com base nos métodos propostos por Laliberté e Legendre (2010). Diferenças nas médias entre estas variáveis também foram testadas com testes *t* pareados.

Resultados e discussão

Para área com a influência do bambu (A) encontrou-se 30 táxons e 124 indivíduos e para a área sem a influência do bambu (B) encontrou-se 38 táxons e 138 indivíduos. Não houve diferença significativa na riqueza de espécies ($t=-1,823$; $p=0,083$) (Tabela 1).

Tabela 2. Valores de riqueza de espécies, riqueza funcional, equabilidade funcional e divergência funcional das parcelas com e sem bambu.

	Riqueza		Riqueza funcional		Equabilidade funcional		Divergência funcional	
	Com bambu	Sem bambu	Com bambu	Sem bambu	Com bambu	Sem bambu	Com bambu	Sem bambu
P1	8	13	2,00E-05	0,00165	0,79556	0,78259	0,70548	0,78312
P3	19	17	0,02873	0,01873	0,79256	0,73921	0,80749	0,83403
P5	9	19	0,00039	0,12541	0,78787	0,79225	0,92856	0,83428
P7	8	13	2,00E-06	0,0021	0,85363	0,82657	0,88478	0,86899

As espécies mais abundantes para as áreas com a influência do bambu (A) e sem influência de bambu (B) estão apresentadas nas figuras 2 e 3. As morfoespécies *Calyptranthes* sp. e *Philodendron missionum* são as mais abundantes em ambas as áreas amostradas, mostrando semelhança entre as áreas.

No entanto, seis espécies (*Geonoma schottiana*, *Dichorisandra* sp., *Nectandra oppositifolia*, *Pera glabrata*, *Tradescantia zebrina*, *Syzygium cumini*) foram abundantes na área A mas não estão entre as mais abundantes na área B. Já nove espécies abundantes (*Pseudobombax longiflorum*, *Commelina* sp., *Peperomia* sp., *Mikania* sp., *Inga* sp., *Tabernaemontana catharinensis*, *Myrsine coriacea*, *Microgramma* sp., Araceae sp.3) na área B não estão entre as espécies mais abundantes na área A.

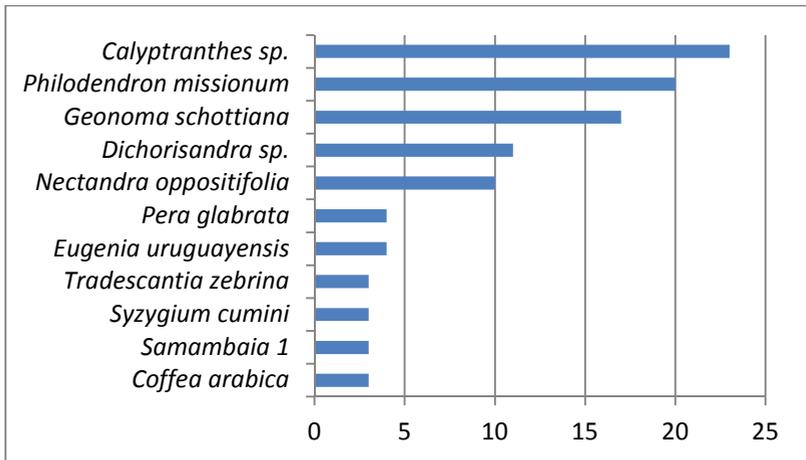


Figura 2: Espécies mais abundantes da área com a influência do bambu (A).

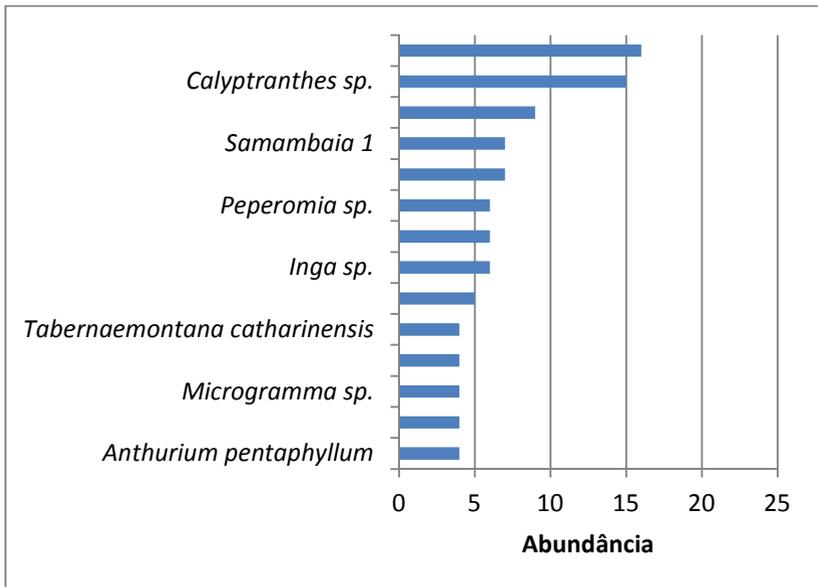


Figura 3: Espécies mais abundantes da área sem a influência do bambu (B).

Com relação à avaliação da diversidade funcional de cada área, não houve diferença significativa para riqueza funcional ($t=-0,93$; $p=0,21$), divergência funcional ($t=0,04$; $p=0,515$) e equabilidade funcional ($t=1,824$; $p=0,917$) (Tabela 1).

A riqueza funcional cresce exponencialmente em função da riqueza de espécies (Figura 4). Isso sugere que para cada espécie a mais na amostragem, houve uma contribuição maior de funções à comunidade como um todo, sendo que esta relação normalmente é esperada e já reconhecida na literatura (Schleuter *et al.* 2010).

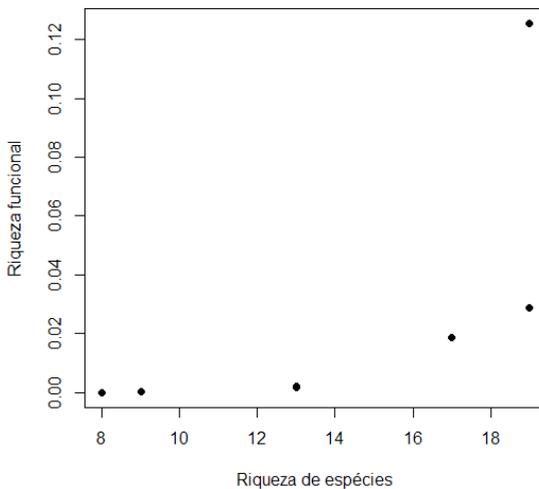


Figura 4: A riqueza funcional em função da riqueza de espécies revela uma relação de ordem exponencial.

Os bambus são conhecidos por retirar água e nutrientes do solo, causando o empobrecimento na área ao redor (Tao 2007), com provável alteração na comunidade e na funcionalidade das espécies no seu entorno. No entanto, no presente estudo, não houve diferença significativa quanto à riqueza, divergência e equabilidade funcional entre as áreas com e sem influência de bambu.

Em relação à riqueza funcional, as áreas sem bambu apresentaram uma maior variabilidade dos dados, indicando que o bambu pode estar atuando como um filtro de habitat, reduzindo a riqueza funcional nas áreas sob sua influência.

O fato da riqueza funcional ter uma relação positiva com a riqueza de espécies sugere que para cada espécie a mais na amostragem, há uma contribuição maior de funções à comunidade como um todo, sendo que esta relação normalmente é esperada e já reconhecida na literatura (Schleuter *et al.* 2010).

Quanto à divergência funcional, notou-se que nas áreas com a influência do bambu, houve uma maior variação nos dados. Observou-se uma tendência a menor equabilidade nas áreas sem a interferência do bambu, o que pode estar relacionado ao fato de que em áreas sem bambu observa-se distribuição de funções mais equitativa.

Salienta-se que o estabelecimento de plantas em restinga está condicionado a fatores estressantes, como soterramento por areia, exposição ao vento, salinidade, deficiência nutricional, inundações, seca, alta irradiação solar e altas temperaturas (Hesp 1991; Voltolini & Santos 2011).

Portanto, devido a essas características restritivas para a fixação de espécies em restinga, a ausência de diferença significativa pode ser devido às espécies predominantes nas áreas estudadas provavelmente já terem passado pelo filtro de habitat resultante das condições limitantes de restinga. Contudo, um maior esforço amostral deve ser aplicado para resultar em conclusões mais consistentes sobre este tema.

Agradecimentos

Agradecemos ao Parque Municipal da Lagoa do Peri.

Bibliografia

- CECCA. Centro de Estudos, Cultura e Cidadania. 1997. **Unidades de Conservação e Áreas Protegidas da Ilha de Santa Catarina: caracterização e legislação**. Florianópolis: Insular, 160p.
- Cianciaruso, M.V.; Silva, I.A.; Batalha, M.A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, 9: 93-103.
- Falkenberg, D. B. 1999. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. **Insula**. 28: 1-30.
- Hesp, A. P. 1991. Ecological processes and plant adaptations on coastal dunes. **Journal of Arid Environments**. 21: 165-191.
- Hooper D. U.; Chapin F. S.; Ewel J. J.; Hector A.; Inchausti P.; Lavorel S.; Lawton J. H.; Lodge D. M.; Loreau M.; Naeem S.; Schmid B.; Setälä H.; Symstad A. J.; Vandermeer J.; Wardle D. A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs** 75:3–35.
- Laliberté, E.; Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, 91:299-305.
- Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. **Oikos** 76: 5-13
- Mason, N. W. H.; Bello, F. 2013. Functional diversity: a tool for answering challenging ecological questions. **Journal of Vegetation Science** 24: 777–780.
- Petchey, O. L.; Gaston, K. J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters** 9:741-758.
- Schleuter D; Daufresne M; Massol F; Argillier C. 2010. A user's guide to functional diversity indices. **Ecological Monographs** 80:469-484.
- Tao, W. Y.; Yuan, J. L.; Xi, Y. X. 2007. Effects of Fargesianitida on species diversity and trees regeneration in different forest cycles of subalpine forest in wolong nature reserve. **Scientia**

Silvae Sinicae 7: 660-668.

- Tilman, D. 2001. Functional diversity. In: **Encyclopaedia of Biodiversity** (ed. Levin, S.A.). Academic Press, San Diego, CA, pp.109–120.
- Voltolini, C. H.; Santos, M. 2001. Variações na morfoanatomia foliar de *Aechmea lindenii* (E. Morren) *Baker var. lindenii* (Bromeliaceae) sob distintas condições ambientais. **Acta Botanica Brasilica**, 25(1): 2-10.

Anexos

Tabela 1: Espécies presentes na área com a influência de bambu (A).

Spp.	No de indivíduos
<i>Calyptrothrix</i> sp.	23
<i>Philodendron missionum</i>	20
<i>Geonoma schottiana</i>	17
<i>Dichorisandra</i> sp.	11
<i>Nectandra oppositifolia</i>	10
<i>Eugenia uruguayensis</i>	4
<i>Pera glabrata</i>	4
<i>Coffea arabica</i>	3
Samambaia 1	3
<i>Syzygium cumini</i>	3
<i>Tradescantia zebrina</i>	3
<i>Eugenia</i> sp.	2
<i>Euterpe edulis</i>	2
<i>Myrcia splendens</i>	2
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	2
<i>Aechmea nudicaulis</i>	1
<i>Aiouea saligna</i>	1
<i>Anthurium pentaphyllum</i>	1
<i>Bactris setosa</i>	1
<i>Cedrela fissilis</i>	1
<i>Dichorisandra hexandra</i>	1
Comidinha 1	1
Composta estipula	1
<i>Ficus</i> sp.	1
<i>Inga</i> sp.	1
Peciolo enrugado	1
<i>Peperomia</i> sp.	1
<i>Psychotria leiocarpa</i>	1
<i>Senna corymbosa</i>	1
<i>Serjania</i> sp.	1
TOTAL	124

Tabela 2: Espécies presentes na área sem a influência de bambu (B).

Spp.	No de indivíduos
<i>Philodendron missionum</i>	16
<i>Calyptranthes</i> _sp.	15
<i>Pseudobombax longiflorum</i>	9
<i>Dichorisandra hexandra</i>	7
Samambaia 1	7
<i>Inga</i> sp.	6
<i>Mikania</i> sp.1	6
<i>Peperomia</i> sp.	6
<i>Eugenia uruguayensis</i>	5
<i>Anthurium pentaphyllum</i>	4
<i>Coffea arabica</i>	4
<i>Microgramma</i> sp.	4
<i>Myrsine coriacea</i>	4
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	4
<i>Geonoma gamiova</i>	3
<i>Myrcia splendens</i>	3
<i>Myrsine parvula</i>	3
<i>Ocotea pulchella</i>	3
<i>Aechmea nudicaulis</i>	2
Caete	2
Cf. <i>Ilex</i>	2
<i>Machaerium hirtum</i>	2
<i>Mikania</i> sp.2	2
<i>Piper</i> sp.	2
Poaceae 1	2
<i>Psychotria</i> cf. <i>miriantha</i>	2
<i>Syzygium cumini</i>	2
<i>Aiouea saligna</i>	1
<i>Philodendron imbe</i>	1
<i>Codonanthe</i> sp.	1
<i>Dichorisandra hexandra</i>	1
<i>Geonoma schottiana</i>	1
<i>Guarea macrophylla</i>	1
Cf. <i>Licaria armeniaca</i>	1

Ecologia de Campo: do ambiente à comunidade
PPG Ecologia UFSC 2014

<i>Nectandra oppositifolia</i>	1
<i>Psychotria leiocarpa</i>	1
<i>Serjania</i> sp.	1
<i>Trichilia lepidota</i>	1
TOTAL	138

Efeito do estresse higrométrico sobre a riqueza de insetos galhadores em dois ambientes de restinga

Grillo, A.C.M.; Leite, G.F.M.; Riffel, R.F.; Faroni-Perez, L.; Lopes, B.C.; Castellani, T.T.

Introdução

Restingas são um ecossistema com paisagem bastante variada, devido sobretudo à influência tanto marinha quanto continental. Tipicamente, estes ambientes apresentam áreas formadas por depósitos arenosos e vegetação predominantemente arbustiva, mas podem também apresentar formações arbóreas, com árvores de até 12 metros (Falkenberg 1999). Nesses ambientes, devido à grande riqueza de espécies vegetais e variedade de ambientes, a restinga apresenta grande riqueza de galhas entomógenas (Maia 2001; Monteiro *et al.* 2004).

Galhas são alterações no desenvolvimento do tecido vegetal ou meristemático causadas por hiperplasias (crescimento anormal do número de células) ou por hipertrofia (aumento exacerbado do volume celular). Podem ser induzidas por bactérias, fungos, vírus, nematódeos e principalmente por insetos, que se desenvolvem na lâmina tissular, dentro dos tecidos vegetais (Monteiro *et al.* 2004). O agente causador da galha possui uma relação espécie-específica com as plantas e somente poucos estão associados a mais de uma espécie de planta. Portanto, o reconhecimento dos organismos galhadores muitas vezes é dado pelo morfotipo da galha e pela identidade da espécie vegetal (Fernandes *et al.* 1995).

Vários fatores podem estar associados à riqueza de galhas, entre eles estresse higrométrico, disponibilidade de nutrientes no solo, riqueza e complexidade estrutural das espécies de plantas. Devido às características típicas da restinga (*i.e.* solo arenoso, alta temperatura, elevada umidade, forte radiação), têm-se discutido que o estresse higrométrico seria o fator determinante na riqueza e

abundância de galhadores neste ambiente. Assim, segundo a hipótese do estresse higrométrico, a formação de galhas seria favorecida em ambientes xéricos devido à proteção que a estrutura da folha oferece aos organismos galhadores contra a dessecação e até mesmo contra patógenos (Monteiro *et al.* 2004).

Estudo realizado anteriormente em restinga do Parque Municipal da Lagoa do Peri comparou a diversidade e abundância de insetos galhadores entre formações de restingas mais méxicas e mais xéricas (Paludo *et al.* 2011). Porém, os autores não encontraram uma resposta clara da associação entre a riqueza e abundância de galhas e o tipo de ambiente. Assim, nosso trabalho objetiva comparar se restingas em estágios iniciais de regeneração (mais xéricas) mostram maior riqueza de galhadores em relação às restingas arbustivas (mais méxicas). Hipotetizamos que o estresse higrométrico favorece o estabelecimento de galhas, havendo então uma maior frequência de plantas com galhas na restinga em estágios iniciais de regeneração.

Material e métodos

O estudo foi realizado no dia 27 de outubro de 2014, em dois ambientes contíguos de restinga no Parque Natural Municipal da Lagoa do Peri, localizado no sul da Ilha de Santa Catarina, SC. Os ambientes amostrados na restinga foram determinados conforme o estágio de regeneração. O ambiente xérico a uma antiga área de plantação de *Pinus elliottii* em estágio inicial de regeneração. Este ambiente possui espécies pioneiras de pequeno porte e dossel aberto, favorecendo o estresse higrométrico. O segundo ambiente amostrado corresponde à vegetação de restinga arbustiva, um ambiente com maior diversidade e dossel fechado, representando um ambiente mais méxico.

Em cada um dos ambientes, a coleta foi realizada numa extensão paralela à trilha principal, ocorrendo em ambos os lados da trilha e adentrando um metro na restinga. Plantas distanciadas a

cada dois metros foram aleatoriamente amostradas. Para cada ambiente, um total de 56 plantas de até 1,80 m foram vistoriadas quanto à presença de galhas nas folhas, pecíolo, ramos e meristema. Todas as plantas vistoriadas foram registradas quanto à presença ou ausência de galhas. Quando encontradas, as galhas foram coletadas e morfotipadas para posterior análise. Sempre que necessário, um ramo da planta também foi coletado para a identificação da espécie, ou até o menor nível taxonômico possível.

Em laboratório, as galhas coletadas foram identificadas conforme a planta hospedeira e analisadas para padronização dos morfotipos conforme a morfologia externa. Posteriormente, as galhas foram seccionadas para identificação do organismo galhador. As galhas possuindo morfologia similar externa e coletadas em diferentes espécies de plantas foram classificadas como diferentes morfotipos devido à especificidade de galhadores em diferentes espécies de plantas.

Para testar a diferença na riqueza de galhas entre os ambientes fizemos uma curva de acumulação de espécies utilizando o software EstimateS. Os dados foram estimados para riqueza de espécies na comunidade de galhadores utilizando o índice de Jackknife.

Resultados e discussão

No total, registramos 14 morfotipos de galhas associados a 11 espécies de plantas no ambiente de restinga xérico, e 6 morfotipos de galhas associadas 4 espécies de plantas no ambiente de restinga méxico. Em média, foram observados 1,27 morfotipos de galhas por espécie no ambiente xérico e 1,50 no ambiente méxico (Tabela 1, Tabela 2, Tabela 3).

Tabela 1 – Distribuição de espécies de plantas e riqueza de seus respectivos galhadores em um ambiente de restinga em regeneração (xérico) no Parque Municipal da Lagoa do Peri. NI = Não Identificado.

Espécies de plantas	Abundância de plantas		Principais galhadores
	Nº de morfotipos de plantas	galhas	
1. <i>Eupatorium casarettoi</i>	11	2	Diptera (Cecidomyiidae); NI
2. <i>Dodonaea viscosa</i>	10	2	Hemiptera (Coccoidea); NI
3. <i>Ocotea pulchella</i>	7	1	Lepidoptera
4. <i>Baccharis longiattenuata</i>	3	1	Diptera (Cecidomyiidae)
5. <i>Ficus</i> sp.	3	0	
6. <i>Guapira opposita</i>	3	1	Diptera
7. <i>Ilex theezans</i>	3	2	Hemiptera (Coccoidea); Acari
8. <i>Pera glabrata</i>	3	0	
9. <i>Myrcia palustris</i>	2	1	Hemiptera
10. <i>Persea</i> sp.	2	1	NI
11. <i>Sebastiania</i> sp.	2	1	NI
12. <i>Tibouchina</i> sp.	2	1	NI
13. <i>Alchorria triplinervea</i>	1	0	
14. <i>Calyptranthes</i> sp.	1	0	
15. Morfotipo 1	1	1	NI
16. <i>Psychotria carthagensis</i>	1	0	
17. <i>Solanum pseudoquina</i>	1	0	

Tabela 2 – Distribuição de espécies de plantas e riqueza de seus respectivos galhadores em um ambiente de restinga arbustiva (mésico) no Parque Municipal da Lagoa do Peri. NI = Não Identificado.

Espécies de plantas	Abundância de plantas	Nº de morfotipos de galhas	Principais galhadores
1. <i>Guapira opposita</i>	19	2	Diptera
2. <i>Myrcia palustris</i>	10	2	Hemiptera, NI
3. <i>Ouratea salicifolia</i>	5	0	
4. <i>Ilex theezans</i>	3	0	
5. <i>Ocotea pulchella</i>	3	0	
6. <i>Myrcia splendens</i>	2	0	
7. <i>Eugenia catharinae</i>	2	0	
8. <i>Dodonaea viscosa</i>	2	0	
9. <i>Myrcia splendens</i>	1	0	
10. <i>Paullinia trigonia</i>	1	0	
11. <i>Lonchocarpus</i> sp.	1	1	Hymenoptera
12. Fabaceae	1	0	
13. <i>Psidium cattleyanum</i>	1	1	Hemiptera

Tabela 3 – Dados comparativos entre o ambiente de restinga em regeneração (xérico) e restinga arbustiva (mésico) no Parque Municipal da Lagoa do Peri.

	Ambiente xérico	Ambiente mésico
Plantas amostradas	56	56
Plantas com galha	30	20
% plantas com galha	0,54	0,36
Riqueza de plantas	17	13
Riqueza de plantas com galha	11	4
% espécies com galhas	0,65	0,31
Riqueza de galhas	14	6
Espécies de galha/número de planta com galha	44	26
Espécies de galha/riqueza de plantas com galha	1,27	1,50

No ambiente xérico, a espécie que apresentou maior quantidade de galhas foi *Eupatorium casarettii* (Figura 1), e no ambiente mésico, foi *Guapira opposita* (Figura 2).

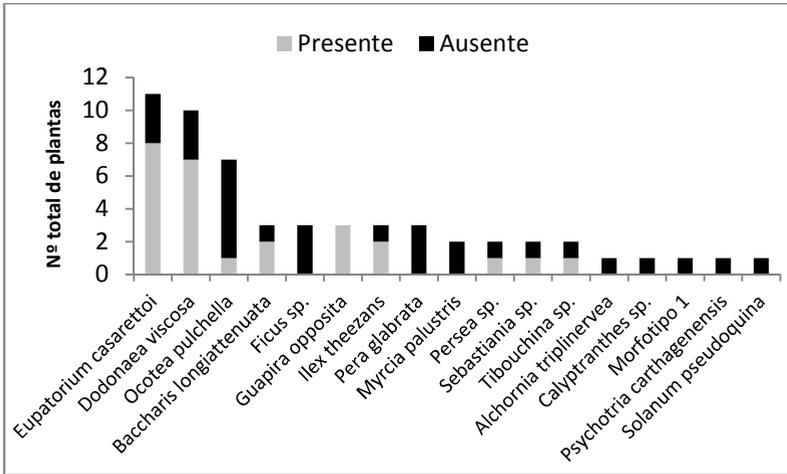


Figura 1. Número total de plantas com e sem galhas por espécie vegetal na restinga em regeneração (ambiente xérico), Parque Municipal da Lagoa do Peri, SC.

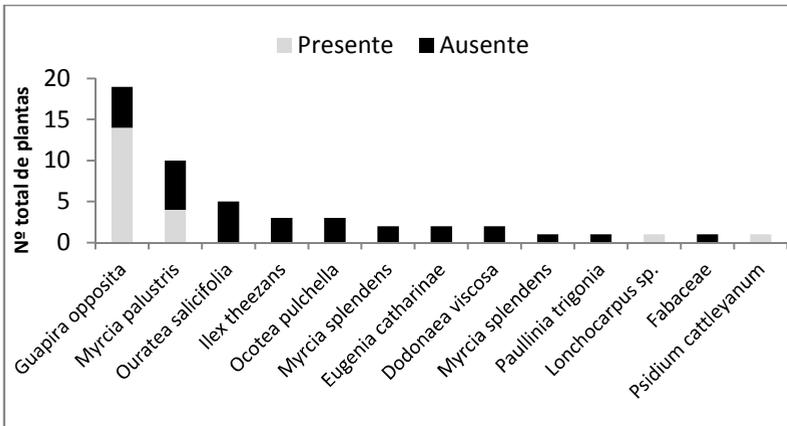


Figura 2. Número total de plantas com e sem galhas por espécie vegetal na restinga arbórea (ambiente méxico), Parque Municipal da Lagoa do Peri, SC.

Informações anteriores na mesma área deste estudo, porém somente no ambiente méxico, registraram uma média de 2 galhas/espécie vegetal (em contraste à média de 1,50 aqui apresentada). Assim como em nosso estudo, *Guapira opposita* também foi a espécie com maior quantidade de galhas (Paludo *et al.* 2011).

Os dados observados no presente estudo para a restinga do Peri são menores que aqueles encontrados em outros trabalhos, como Monteiro *et al.* (2004) na restinga de Jurubatiba-RJ (média 2,5 galha/espécie vegetal). Esta diferença pode estar associada ao estágio inicial de sucessão no ambiente xérico estudado ou no método utilizado para selecionar os indivíduos amostrados.

O ambiente xérico apresentou valores significativamente maiores de espécies de galhas (Figura 3). Nossos resultados corroboram com estudos anteriores, sugerindo que ambientes xéricos apresentam maior frequência de galhas em contraste a ambientes úmidos, ou próximos a corpos d'água, pois larvas de insetos galhadores estariam mais protegidas da dessecação e, sendo um ambiente menos úmido, também estariam menos sujeitas à ação de fungos patogênicos (Monteiro *et al.* 2004). Outros estudos também observaram este padrão (Fernandes e Price 1992; Monteiro *et al.* 2004), reforçando a hipótese de que galhas endofíticas possam ser resultado coevolutivo de interações interespecíficas diante do estresse higrométrico (Price *et al.* 1987, Monteiro *et al.* 2004).

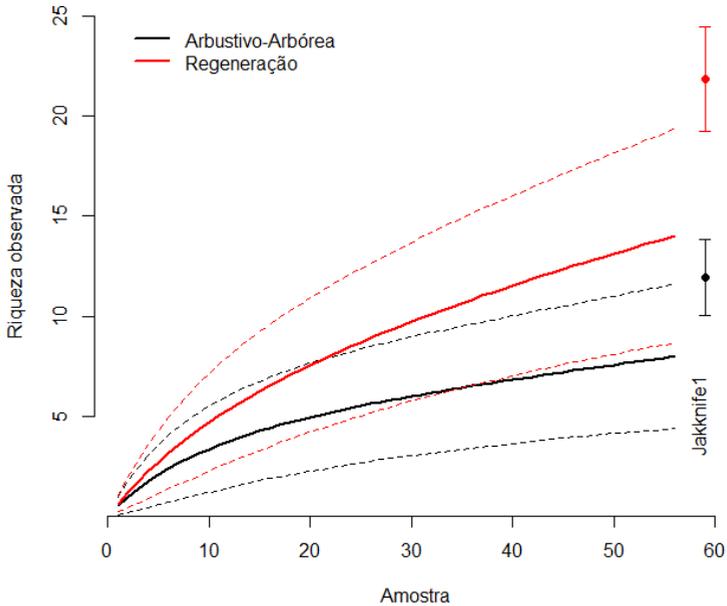


Figura 3. Curva de acumulação da riqueza de galhas observadas em função das áreas Arbustivo-arbórea (mésica, linha em preto) e Regeneração (xérica, linha em vermelho), Parque Municipal da Lagoa do Peri, SC.

Ainda, cabe ressaltar que, além do estresse higrométrico, a ocorrência de galhas também pode estar associada a outros fatores como potencial nutritivo, redução de compostos químicos de defesa, brotamento de folhas e ramos, sexo da planta e altitude (Carneiro *et al.* 2005). Estes resultados podem sugerir que a composição da comunidade de plantas também pode influenciar a presença e abundância de galhadores. Portanto, variações em estágio sucessional da comunidade, por modificarem a composição de espécies, podem alterar também a distribuição de galhas em nossas áreas de estudo.

Bibliografia

- Carneiro, M. A. A.; Fernandes, G. W.; De Souza, O. F. F. Convergence in the variation of local and regional galling species richness. 2005. **Neotropical Entomology** 34(4):547-553.
- 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.; De Paula, A. S.; Loyola, R. 1995. Distribuição diferencial de insetos galhadores entre habitats e seu possível uso como bioindicadores. **Vida Silvestre Neotropical** 4(2): 133-139.
- Fernandes, G. W.; Price, P. W. Biogeographical gradients in galling species richness. 1998. **Oecologia** 76:161-167.
- Maia, V. C. 2001. New genera and species of gall midges (Diptera, Cecidomyiidae) from three restingas of Rio de Janeiro State, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** 18(1):1-32.
- Monteiro, R. F.; Oda, R. A. M.; Narahara, K. L.; Constantino, P.A.L. 2004. in: Rocha, C.F.D.; Esteves, F.A.; Scarano F.R. **Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba – Ecologia, História Natural e Conservação**. São Carlos: RiMa Editora. p. 143-164.
- Paludo, G. F.; Hessel, M.; Tomazi, A. L.; Souza, J. N.; Castellani, T. T.; Lopes, B. C. 2011. Hipótese do estresse hídrico: colocando à prova a existência da relação causal entre a disponibilidade de água e a ocorrência de galhas em uma restinga arbustivo-arbórea. **Ecologia de Campo na Ilha de Santa Catarina, 2012/** organizadores Fuentes, E. V.; Hessel, M.; Hernández, M. I. M. 1. Ed. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 81-91.
- Price, P. W.; Fernandes, G. W.; Waring, G. L. 1987. Adaptive nature of insect galls. **Environmental Entomology** 16:15-24.

Comparação da riqueza de espécies de formigas em restinga na Lagoa do Peri: uma abordagem temporal e local

Lastrucci, N. S.; Brentano, D. M.; Zignani, I.; Alves, V. M.; Carvalho, V. F.; Giehl, E.; Lopes, B. C.

Introdução

A ação antrópica em áreas naturais é o principal fator de modificações na composição estrutural dos ambientes. Diversos ecossistemas são afetados pela expansão das atividades socioeconômicas, devido aos diversos usos múltiplos do solo, resultando em diferentes níveis de degradação ambiental (Pires *et al.* 2006). A intensa perturbação do hábitat, em seus diversos níveis, acaba formando paisagens com mosaicos de vegetação em vários estágios sucessionais. A sucessão ecológica é caracterizada pela reconstrução da vegetação original, sendo um mecanismo de auto-renovação de ambientes por meio da regeneração destes locais perturbados (Klein 1969 *apud* Beduschi *et al.* 2008).

A restinga é um ambiente que vem sofrendo intensa degradação ambiental, sendo considerada como a mais destruída e ameaçada das formações vegetais do sul e do sudeste do Brasil (Falkenberg 1999). Esta degradação afeta negativamente o ambiente, levando a uma diminuição de riqueza de espécies (Lubchenco *et al.* 1991).

Medidas de riqueza de espécies podem ser indicadoras da perda de diversidade e do empobrecimento estrutural dos ecossistemas (Alonso 2000). Essa perda da diversidade e a degradação ambiental podem ser avaliadas através de espécies indicadoras. As espécies indicadoras são aquelas que respondem a pequenas mudanças no hábitat e a diferentes níveis de impacto, podendo ter sua abundância ou riqueza diminuída ou aumentada (Lewinsohn *et al.* 2005). Os grupos utilizados como indicadores são extremamente diversificados e devem ser facilmente amostrados e

identificados. Neste contexto, os insetos podem ser utilizados como bioindicadores e, dentro do grupo, destacam-se as formigas (Hymenoptera: Formicidae) (Silva & Brandão 1999).

As formigas consistem num importante componente do ecossistema (Folgarait 1998), com grande abundância em quase todos os tipos de ambientes, variedade de funções dentro do ecossistema e taxonomia relativamente fácil (Alonso & Agosti 2000). Portanto, espécies de formigas são potenciais bioindicadoras, influenciadas pela modificação da paisagem natural e usadas para avaliar a perda de diversidade e a degradação ambiental (Silva & Brandão 1999).

Em áreas de restinga, estudos prévios mostram que existe uma tendência no aumento da riqueza de espécies de formigas associadas a áreas com uma maior complexidade estrutural e heterogeneidade da vegetação, o que propicia mais recursos alimentares e sítios de nidificação (Tomazi *et al.* 2011, Maurício *et al.* 2012). Estudos prévios na mesma área (Saito *et al.* 2011, Maurício *et al.* 2012) mostraram que em áreas de regeneração, tende a aumentar o número de espécies ao longo do tempo, ou seja, há uma tendência no aumento da diversidade alfa. A diversidade alfa é o número de espécies que compõe a comunidade em um local determinado (Halffter & Moreno 2005). E estes mesmos estudos mostram uma aproximação da riqueza de espécies entre áreas em regeneração e arbustivas, ou seja, uma diminuição da diversidade beta. A diversidade beta mensura a diferença entre as espécies de diferentes tipos de paisagens (Halffter & Moreno 2005).

Diante disso, o objetivo do estudo foi quantificar a riqueza de formigas nas áreas de restinga em regeneração (que sofreu ação antrópica) e arbustiva (sem ação antrópica). Trabalhamos com a hipótese de que a restinga arbustiva possui uma maior riqueza de espécies de formigas, devido à sua maior complexidade estrutural. Tomando por base dados anteriores de riqueza de formigas na mesma área amostrada (Saito *et al.* 2011; Maurício *et al.* 2012), também tivemos como objetivo avaliar se, depois de três anos de

regeneração, ocorreu aumento na riqueza de espécies de formigas na área em regeneração.

Material e métodos

Área de estudo

A amostragem foi realizada em um trecho de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. Foram escolhidas duas áreas para amostragem: uma de restinga em regeneração (RR) e outra de restinga arbustiva-arbórea (RA). A RR era previamente uma plantação de *Pinus elliottii*, até a remoção do plantio em agosto/setembro de 2011. A RA corresponde a uma área de restinga arbustiva-arbórea preservada.

Coleta de dados

A amostragem foi realizada em uma transeção de 100 metros em cada área. Na transeção foram colocadas iscas à base de sardinha em óleo, dispostas em papel higiênico em 10 locais (Figura 1). As iscas possuíam um distanciamento de 10 metros entre elas, evitando assim a atração de formigas do mesmo formigueiro (Bestelmeyer *et al.* 2000).

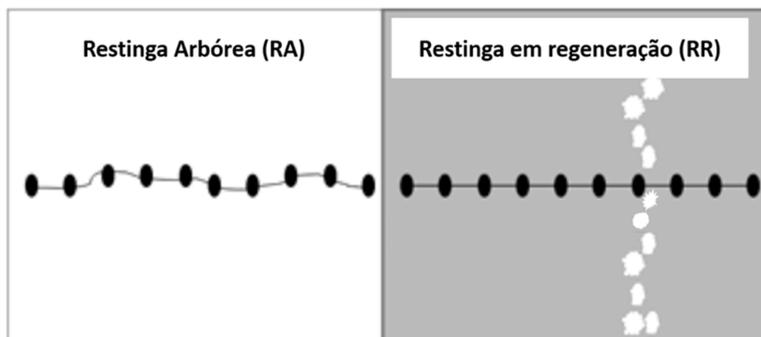


Figura 1. Área de restinga arbustiva-arbórea (RA) e restinga em regeneração (RR), com a disposição das 10 iscas em cada um dos locais (pontos pretos). Em RR, os pontos brancos se referem a plantas de restinga não cortadas em 2011. Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. Modificada de Saito *et al.* (2011).

Após a montagem das iscas, esperou-se uma hora para a coleta da mesma, correspondendo ao tempo necessário para as formigas encontrarem a sardinha, recrutarem outros indivíduos e se alimentarem (Bestelmeyer *et al.* 2000). Decorrido esse tempo, coletaram-se as iscas juntamente com o folhíolo logo abaixo, e estes foram dispostos em uma bandeja plástica para triagem e coleta das morfoespécies. Após a triagem, os indivíduos representantes das espécies encontradas eram coletados com o auxílio de um pincel e fixados em álcool 70% em tubos de Eppendorfs numerados sequencialmente. Em laboratório, os morfotipos coletados de cada Eppendorf foram dispostos em placas de Petri e as identificações foram realizadas com o auxílio de um microscópio estereoscópico Medilux e baseada em Loureiro & Queiroz (1990).

Análise de dados

Para comparar a frequência das espécies entre as áreas, foram feitos gráficos comparativos com os dados de ocorrência das espécies em cada amostra. Foram feitas curvas de acumulação de espécies para a comparação da riqueza amostrada em cada área. Utilizou-se o estimador Jackknife1 para estimar o número de

espécies em cada área. Utilizou-se o teste t para a comparação da média da riqueza entre as áreas. Para comparar a composição de espécies, foi realizada uma ANOSIM e a visualização dessas diferenças foi feita com base em um diagrama de ordenação (NMDS). A partir dos gêneros listados no presente trabalho e em estudos anteriores (Saito *et al.* 2011, Maurício *et al.* 2012) foi calculada a similaridade entre as áreas ao longo dos anos pelo índice de Sorensen, além de outras comparações temporais. As análises foram realizadas no software R.

Resultados

Restinga em Regeneração x Restinga Arbustiva-Arbórea

Foi coletado um total de 20 espécies de formigas, sendo 13 da área de restinga em regeneração (RR) e 16 da área de restinga arbustiva-arbórea (RA) (Tabela 1). As duas áreas apresentaram nove espécies em comum, enquanto quatro espécies foram exclusivas da RR e sete da RA.

Tabela 1: Espécies de formigas coletadas em área de restinga em regeneração e restinga arbustiva arbórea, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. * = espécies exclusivas à área correspondente.

Subfamília	Espécie/Morfoespécie	RR	RA
Dolichoderina e	<i>Dorymyrmex</i> sp.*	x	
	<i>Linepithema</i> sp.	x	
Ectatomminae	<i>Gnamptogenys</i> sp.*		x
Formicinae	<i>Camponotus rufipes</i>	x	
	<i>Camponotus sericeiventris</i>		x
	<i>Camponotus</i> sp.	x	x
	<i>Nylanderia</i> sp.	x	x
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp.1	x	x
	<i>Crematogaster</i> sp.2		x
	<i>Crematogaster</i> sp.3		x
	<i>Pheidole</i> sp.1	x	x
	<i>Pheidole</i> sp.2	x	x
	<i>Pheidole</i> sp.3	x	x
	<i>Pheidole</i> sp.4	x	x
	<i>Pheidole</i> sp.5	x	x
	<i>Pheidole</i> sp.6		x
	<i>Solenopsis</i> sp.1	x	
	<i>Solenopsis</i> sp.2	x	x
	<i>Wasmannia auropunctata</i>		x
Ponerinae	<i>Odontomachus chelifer</i> *		x
Total		13	16

As frequências de amostragem de espécies em cada área mostram uma riqueza maior da RA em relação à RR (Figura 2). A RA apresenta um taxa maior de espécies raras (10 na RA, cinco na RR). A espécie *Dorymyrmex* sp. apresenta uma frequência maior na RR em relação às outras espécies da mesma área.

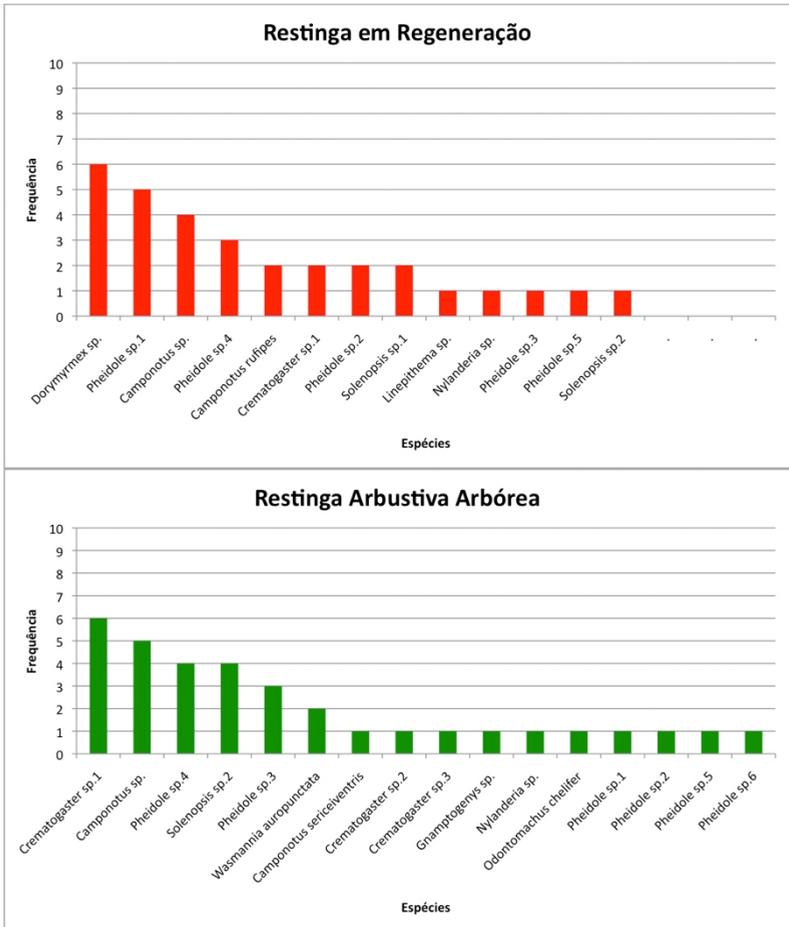


Figura 2: Frequencia de espécies em área de restinga em regeneração (vermelho) e restinga arbustiva-arbórea (verde), Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

As curvas de acumulação de espécies indicam que não há uma diferença significativa entre as riquezas das duas áreas, visto que os intervalos de confiança se sobrepõem (Figura 3). Por outro lado, o estimador de riqueza Jackknife1 aponta para uma estimativa de riqueza de $17,5 \pm 2,42$ para a RR e $25,0 \pm 3,79$ para a RA, o que indicaria uma diferença significativa entre essas áreas. A média de

riqueza por isca foi de $3,1 \pm 1,66$ espécies na RR e $3,4 \pm 1,78$ espécies na RA, não apresentando diferença significativa entre as áreas ($t=0,39$, $p=0,701$).

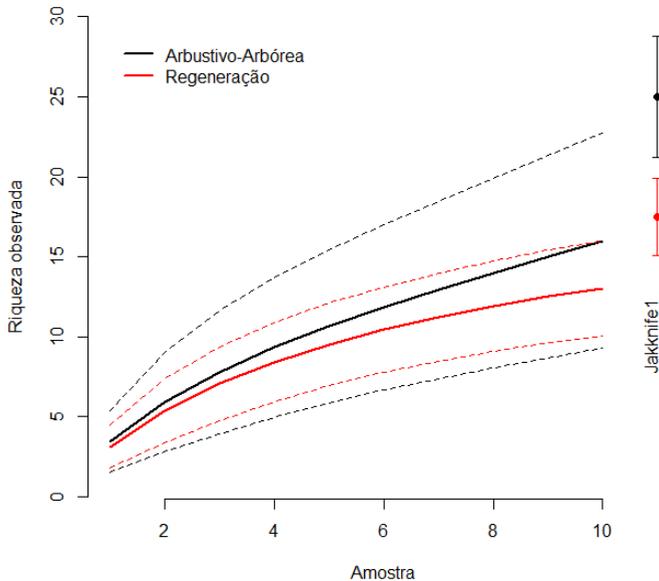


Figura 3: Curva de acumulação de espécies comparando a riqueza de espécies de formigas nas duas áreas de amostragem, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

O índice de similaridade de Sorensen calculado entre as áreas foi de 0,62. A comparação da composição da comunidade de formigas entre a RR e a RA indica que as áreas apresentam composições diferentes (ANOSIM, $R=0,221$, $p=0,009$). A Figura 4 ilustra a ordenação da composição da comunidade de formigas nas áreas RR e RA.

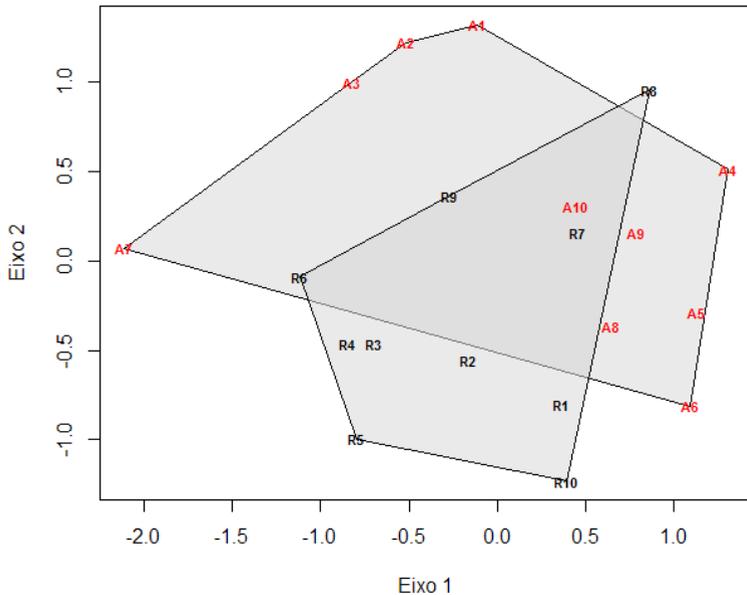


Figura 4: Diagrama de ordenação da composição da comunidade de formigas nas áreas RR (R1-10) e RA (A1-10), Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Comparação Temporal

O estudo de Saito *et al.* (2011) revelou uma riqueza de duas espécies na RR e 15 na RA, e o estudo de Maurício *et al.* (2012) revelou uma riqueza de nove espécies na RR e 21 na RA (Figura 5). Com relação ao presente estudo, houve um aumento de quatro espécies para a RR e uma diminuição de cinco espécies para a RA desde o último estudo em 2012.

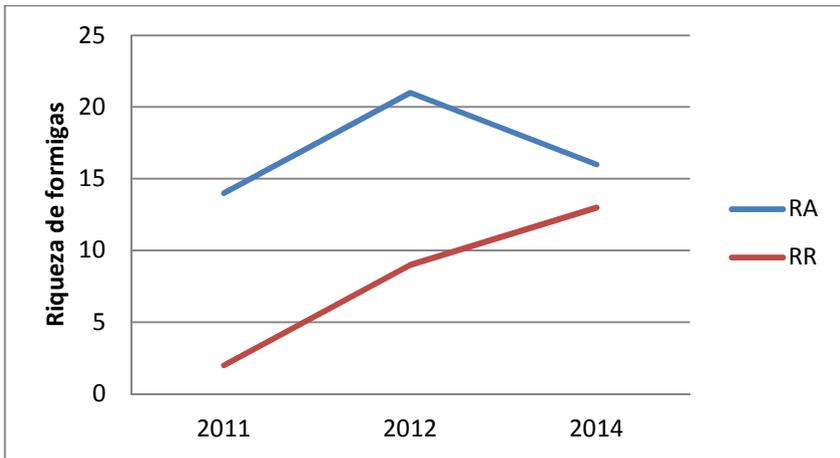


Figura 5: Comparação da riqueza de espécies da restinga em regeneração (RR) e restinga arbustiva-arbórea (RA) ao longo do tempo, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. Dados de 2011 referentes a Saito *et al.* (2011) e dados de 2012 referentes a Maurício *et al.* (2012).

A similaridade de Sorensen entre a RR e a RA no estudo de Saito *et al.* (2011) foi de 0,125 (ANOSIM, $R=0,350$, $p=0,001$), e no estudo de Maurício *et al.* (2012) foi de 0,545 (ANOSIM, $R=0,310$, $p<0,001$). Observou-se que a similaridade entre as composições de comunidade de formigas no presente estudo aumentou em relação à dos estudos anteriores (Tabela 2).

Tabela 2: Comparação de listas de ocorrência de gêneros de formigas das duas áreas amostradas (RR e RA) e seus índices de similaridade ao longo do tempo, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Espécies	2011	2012	2014
Comuns entre RR e RA	1	1	13
Exclusivas de RR	3	0	5
Exclusivas de RA	9	4	7
Similaridade	0,125	0,545	0,620

Discussão

Segundo Fernández (2003), a riqueza de formigas tende a incrementar após uma área ser objeto de perturbação. Os estudos de Saito *et al.* (2011) e Maurício *et al.* (2012) avaliaram a diferença da riqueza de espécies entre as áreas de Restinga em Regeneração (RR) e Restinga Arbustiva-Arbórea (RA), respectivamente, após alguns meses e um ano depois do corte raso de *Pinus elliottii* na área de RR. Estas pesquisas encontraram diferença na riqueza de espécies entre as áreas. Em contraste, este trabalho observou não haver diferença significativa de riquezas entre as áreas de Restinga em Regeneração e Restinga Arbustiva-Arbórea após três anos do corte raso de *Pinus elliottii* na área de RR.

Alguns meses após o corte raso de *Pinus elliottii* na área denominada neste estudo como Restinga em Regeneração, Saito *et al.* (2011) encontraram apenas dois táxons nesta área. O impacto da monocultura sobre a diversidade de formigas explica parte da baixa diversidade encontrada pelos autores, mas soma-se a isto o fato de no início da sucessão vegetal o solo estar desnudo, completamente exposto ao sol e por isto com temperaturas elevadas e com baixa umidade, provavelmente sendo estes limites físicos barreiras para a colonização pelas formigas.

As formigas nidificam em uma variedade de solos, desde arenosos até argilosos. Contudo, as formigas são pequenas e com peso seco tipicamente muito inferior a um grama. Por isto, os

animais se esquentam e secam mais rapidamente e estão limitados a forragear em temperaturas superiores a 10°C e inferiores a 40°C (Hölldobler & Wilson 1990 *apud* Fernández 2003). Além da temperatura, a umidade também é limitante para o forrageio.

A maioria das colônias de formigas é relativamente séssil (Smalwood 1982 *apud* Fernández 2003) e busca sua alimentação próximo aos ninhos. O aumento da disponibilidade de recursos para as formigas e as alterações físicas do ambiente (*e.g.* temperatura do solo, exposição ao sol) são advindos do aumento da estruturação da comunidade vegetal, que pode explicar tanto a maior riqueza de espécies na área de Restinga Arbustiva-Arbórea quando comparada com a área de Restinga em Regeneração, quanto o aumento da riqueza ao longo do tempo (2011, 2012 e 2014) na área de Restinga em Regeneração.

O estimador de riqueza total (Jackknife1) mostrou que a estimativa do número de espécies nos locais amostrados poderia ser maior do que a riqueza encontrada. Observa-se que a projeção da riqueza para Restinga Arbustiva-Arbórea é maior que aquela para a Restinga em Regeneração, provavelmente pelo número de espécies raras encontradas na anterior com relação à posterior. Esta tendência também é apontada pela curva de acumulação.

Em relação à associação das formigas com o tipo de hábitat (áreas RR e RA), os dados encontrados corroboram com a literatura. As espécies do gênero *Dorymyrmex* estão associadas a áreas abertas, ambientes xéricos, de pouca cobertura vegetal, construindo seus ninhos no solo em áreas áridas e semi-áridas, e normalmente são dominantes em relação a outras espécies (Cuezzo 2003). Já os gêneros *Gnamptogenys* e *Odontomachus* possuem afinidade com locais úmidos, fazendo seus ninhos em madeira em decomposição, raramente frequentam ambientes abertos e são predadoras agressivas de mata fechada. Algumas das espécies dos gêneros *Crematogaster*, *Camponotus*, *Pheidole* e *Solenopsis* foram amostradas apenas em uma das áreas, porém não indicam preferência por habitat, pois esses gêneros são onívoros presentes

em vários tipos de ambientes, não sendo indicativos de áreas abertas ou fechadas (Wilson 1976).

Com relação à similaridade, há diferença significativa na composição da comunidade de formigas de ambas as áreas amostradas. Esta informação também foi encontrada por Saito *et al.* (2011) e Maurício *et al.* (2012). Contudo, percebe-se que, ao longo do tempo, a similaridade entre as áreas vem aumentando.

Conforme se esperava, a diversidade local da Restinga em Regeneração vem aumentando e está sendo refletida no número de espécies. Já a diferença entre a composição das duas comunidades vem diminuindo, provavelmente devido a um maior número de espécies comuns em ambas as áreas.

Agradecimentos

Agradecemos ao Parque Municipal da Lagoa do Peri pela infraestrutura oferecida para a realização deste trabalho. À Malva Isabel Hernández, pelas contribuições nas análises de dados e sugestões para a discussão dos resultados.

Bibliografia

- Agosti, D.; Alonso, L. E. 2000. The All protocol: a standard protocol for collection of ground-dwelling ants. In: Agosti, D., Majer, J.D., Alonso, L. E.; Schultz, T. (eds). **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution Press, p.204-206.
- Alonso, L. E. 2000. Ants as indicators of diversity In: Agosti, D., Majer, J. D.; Alonso, L. E.; Schultz, T. (eds). **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution Press, p. 80–88.
- Beduschi, T.; Marques, R. S. S.; Mayer, F. P.; Souza, R. E.; Bender, M.; Peroni, N.; Hanazaki, N. 2008. Diversidade arbórea de

- duas áreas em diferentes estágios sucessionais na Mata Atlântica do Parque Municipal da Lagoa do Peri. In: Hanazaki, N.; Dias, B. B.; Otegui, M. B.P.; Petrucio, M. M. (eds). **Ecologia de Campo**. Volume 1 – UFSC/CCB/PPGE Ecologia. Florianópolis, SC. 180p.
- Bestelmeyer, B. T.; Agosti, D.; Alonso, L. E.; Brandão, C. R. F.; Brown, W. L.; Delabie, J. H. C.; Silvestre, R. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants. In: Agosti, D., Majer, J., Alonso, L.E., Schultz, T.R. (eds). **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution Press, p.122-144.
- Cuezzo, F. 2003. Subfamilia Dolichoderinae. In: Fernández, F. (ed.). **Introducción a las hormigas de la región Neotropical**. Bogotá, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, p.291-297.
- Falkenberg, D. B. 1999. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Insula**, v.28, p.1-30.
- Fernández, F. (ed). 2003. **Introducción a las hormigas de la región Neotropical**. Bogotá, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Folgarait, P. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. **Biodiversity and Conservation**, v.7, p.1221-1244.
- Halffter, G.; Moreno, E. 2005. Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gama. In: Halffter, G., Moreno, E. (eds). **Sobre diversidad Biológica: El significado de las diversidades alfa, beta y gama**. Zaragoza.
- Hölldobler, B.; Wilson, E. O. 1990. **The Ants**. Cambridge: Belknap Press. 732p.
- Klein, R. M. 1969. Árvores nativas da Ilha de Santa Catarina. **Insula**, 3: p.1-93.

- Lewinsohn, T. M.; Freitas, A. V. L.; Prado, P. I. 2005. Conservation of terrestrial invertebrates and their habitats in Brazil. **Conservation Biology**, 19: p.640-645.
- Loureiro, M. C.; Queiroz, M. V. B. 1990. Insetos de Viçosa: Formicidae. **Viçosa: Imprensa Universitária da Universidade Federal de Viçosa**. 106p.
- Lubchenco, J.; Olson, A. M.; Brubaker, L. B.; Carpenter, S. R.; Holland, M. M.; Hubbell, S. P.; Levin, S. A.; Macmahon, J. A.; Matson, P. A.; Melillo, J. M.; Mooney, H. A.; Peterson, C. H.; Pulliam, H. R.; Real, L. A.; Regal, P. J.; Risser, P. G. 1991. The sustainable biosphere initiative: an ecological research agenda. **Ecology**, 72: p.371-412.
- Maurício, L. S.; Brito, F. P.; Bogoni, J. A.; Lima, R. E. M.; Rezende, R.; Rosumek, F. B.; Castellani, T. T.; Lopes, B. C. 2012. Formigas como indicadores na avaliação de estágio sucessional em área de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. p.74-87. In: Farias, D. L.; Oliveira, A. S. F.; Petrucio, M. M.; Hernández, M. I. M. (eds). **Ecologia de campo: ecossistemas terrestres, de águas continentais e marinhos**. UFSC/CCB/PPGE Ecologia. Florianópolis, SC. 319p.
- Pires, A. S.; Fernandez, A. S.; Barros, C. S. 2006. Vivendo em um Mundo em Pedacos: Efeitos da Fragmentação Florestal sobre Comunidades e Populações Animais. In: Rocha, C. F.; Bergallo, H. G.; Sluys, M. V.; Alves, M. A. S. (eds). **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos: RIMA, 2006. p.231-260.
- Saito, E. N.; Herbst, D. F.; Fuentes, E. V.; Tsuda, E. T.; Saldanha, J. H.; Lopes, B.C. 2011. Riqueza e composição de formigas como indicadores de degradação ambiental no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. p.101-109. In: Fuentes, E. V.; Hessel, M.; Hernández, M. I. M. (eds). **Ecologia de Campo na Ilha de Santa Catarina**. Editora UFSC. Florianópolis, SC. 359p.
- Smalwood, J. 1982. Nest relocation in ants. **Insectes Sociaux**, 29: p.138-147
- Silva, R. R.; Brandão, C. R. F. 1999. Formigas (Hymenoptera: Formicidae) como indicadores da qualidade ambiental e da

biodiversidade de outros invertebrados terrestres. **Biotemas**, 12(2): p.55-73.

Tomazi, A. L.; Lopes, B. C.; Hernández, M. I. M. 2011. Formigas como indicadores ambientais de restinga arbórea no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Brasil. p.264-275. In: Fuentes, E.V.; Hessel, M.; Hernández, M. I. M. (eds). **Ecologia de Campo na Ilha de Santa Catarina**. Editora UFSC. Florianópolis, SC. 359p.

Wilson, E. O. 1976. Which are the most prevalent ant genera? **Studia Entomologica**. 19(1-4): 187-200.



Foto: Eduardo Hettwer Giehl

PROJETOS

LIVRES

A estrutura de uma comunidade bêntica de costão rochoso é modificada em função de um gradiente de aporte fluvial?

Brentano, D. M.; Zignani, I.; Segal, B.

Introdução

Os costões rochosos são considerados um dos mais importantes ecossistemas costeiros bentônicos da região entre marés, devido à sua alta riqueza de espécies, de grande significância ecológica e econômica (Coutinho 2002). Os organismos bentônicos, nestes ambientes, estão comumente expostos a fatores bióticos e abióticos que influenciam sua distribuição e abundância, levando a uma disposição em esquemas de zonação em faixas horizontais, as quais se sucedem verticalmente do nível mais baixo ao mais alto da maré no costão rochoso (Masi 2007). Assim, cada espécie é tipicamente mais abundante dentro de uma zona ótima particular, na qual possuam ambiente físico apropriado e onde a interação com outras espécies seja favorável para si (Coutinho 2002).

A zona do mesolitoral corresponde ao ambiente mais inconstante do costão. Sofre grandes variações das marés, além do que a temperatura e a salinidade podem atingir valores extremos ao longo de um dia e alguns organismos sésseis tem seu tempo de alimentação diminuído. Ainda assim, essa zona é caracterizada por uma comunidade diversa de animais bentônicos altamente adaptados. Há filtradores, como as cracas dos gêneros *Tetraclita* e *Chthamalus*, que produzem conchas não porosas; bivalves dos gêneros *Perna* e *Brachidontes*; herbívoros como os gastrópodes dos gêneros *Collisella* e *Fissurella*, com conchas mais claras para refletir o calor; e predadores, como o gastrópodo *Stramonita haemastoma*. Os produtores primários, como as algas presentes nesta zona, também possuem adaptações, como tolerância de até 90% à desidratação. Dentre as espécies de algas comumente encontradas

na parte superior do mesolitoral destacam-se *Ulva* spp., *Lithothamnium* spp. e *Centroceras* spp. (Coutinho 2009).

As espécies sésseis de costões rochosos são agentes estruturadores destes ambientes e importantes indicadores de condições ambientais, pois vivendo aderidas ao substrato não podem se afastar da fonte do distúrbio. São extremamente sensíveis ao fluxo e enriquecimento nutricional, podendo sofrer alterações no metabolismo, composição e estrutura (Coutinho 2002).

É sabido que as zonas costeiras são enriquecidas pelo aporte vindo do continente. O aporte fluvial implica no enriquecimento de nutrientes e é atualmente o contribuinte mais perceptível e comum na deterioração destes ecossistemas ao redor do mundo, incluindo mudanças na estrutura e funcionamento destes (Eriksson *et al.* 2002). Diversos estudos têm demonstrado grande diferença na sensibilidade das espécies, ao longo de um gradiente (por exemplo: taxa de variação de uma grandeza física, ao longo de uma dimensão espacial e numa direção) devido ao enriquecimento de nutrientes, refletindo alterações específicas no sistema (Cloern 2001). Portanto, a investigação de alterações através de escalas, ajuda a determinar o nível em que o enriquecimento de nutriente em pequena escala, pode ser generalizada (Lawton 1996) e como alterações locais podem gerar padrões em escalas regionais (Wootton 2001).

As macroalgas marinhas de costões rochosos são consideradas boas indicadoras de alterações ambientais de diferentes naturezas, por serem sésseis e integrarem assim os efeitos de longos períodos de exposição a condições adversas. Na maioria das vezes, se apresentam como o ponto de entrada dos aportes de poluentes derivados do continente, beneficiando-se destes (Gorostiaga & Díez 1996). Espécies de algas do gênero *Ulva*, são geralmente oportunistas, efêmeras e encontradas em ambientes alterados, sendo o aporte nutricional o fator limitante no seu estabelecimento e abundância (Ribeiro 2012). Por se beneficiarem do enriquecimento, esses organismos tornam-se

abundantes nestes ambientes e limitam o espaço para o estabelecimento de outras espécies. Essas algas são tolerantes ao estresse salino e possuem ciclos de reprodução rápidos, podendo ser consideradas estruturadoras das comunidades do mesolitoral devido a essas características (Gorostiaga & Díez 1996).

Diferentes organismos são limitados por diferentes recursos, seja pelo maior aporte nutricional, limitação do espaço ou estresse salino. Assim, os fatores físicos e bióticos acabam por interferir diretamente na dinâmica das comunidades (Leslie 2005). Neste contexto, o objetivo do presente estudo foi avaliar se a estrutura de uma comunidade de costão rochoso se diferencia em função de um gradiente de aporte fluvial. Espera-se uma maior produtividade primária associada à maior influência do aporte fluvial. Dentre os produtores primários, espera-se uma maior abundância de espécies oportunistas, como *Ulva* spp., associadas à menor distância do aporte fluvial. A riqueza de espécies e a abundância de organismos sésseis filtradores deve ser inversamente proporcional à abundância de *Ulva* spp. Por fim, espera-se uma maior densidade de herbívoros associada à maior abundância de produtores primários.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no costão rochoso norte da praia do Matadeiro (27°45'1"S 48°29'59"O), sul da Ilha de Santa Catarina/SC. O local possui influência direta do Canal do Sangradouro, devido à desembocadura deste entre as praias da Armação e do Matadeiro. Esse canal é um deságue da Lagoa do Peri, passando por todo o bairro da Armação do Pântano do Sul onde coleta efluentes domésticos.

Desenho amostral

Utilizando o programa *Google Earth*, projetamos uma linha coincidente com a pluma de dispersão do riacho Sangradouro na praia do Matadeiro. A partir da projeção, selecionamos os pontos para as estações de amostragem conforme ilustrado na figura 1. Os pontos de amostragem foram selecionados paralelos à pluma, padronizando-se as distâncias com relação à linha d'água. Foram amostrados sete pontos ao longo do gradiente de influência do riacho Sangradouro, sendo o primeiro ponto amostral com maior influência ($27^{\circ}45'02,95''S$; $-48^{\circ}30'02,37''O$) e o sétimo com menor influência deste ($27^{\circ}45'08,92''S$; $-48^{\circ}29'57,19''O$).

Devido o costão amostrado não ser contínuo, possuindo rochas intercaladas com faixas de areia, os pontos amostrais possuíam diferentes tamanhos. Os pontos 1, 2, 3 e 7 mediram 10m de comprimento e os pontos 4, 5 e 6 mediram 9m, 7m e 6m de comprimento, respectivamente. As distâncias dos pontos amostrais em relação à área de maior influência do riacho Sangradouro foram estimadas, considerando-se o ponto médio destes em projeção perpendicular à linha da pluma projetada. Portanto, as distâncias dos pontos amostrais 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7 em relação à distância da pluma de dispersão desde a foz do riacho foram 5m, 34m, 88m, 105m, 157m, 207m e 242m, respectivamente.

O estrato amostrado em cada uma das áreas, mesolitoral superior, foi caracterizado em campo de acordo com as espécies indicativas desta zona (Lee 1999; Levinton 1995). Em cada ponto amostramos aleatoriamente cinco parcelas de 30x30cm e, em cada parcela amostrada, estimamos visualmente a porcentagem de cobertura dos organismos sésseis (produtores primários e filtradores) e contabilizamos o número de indivíduos para os herbívoros.



Figura 1: Pluma de dispersão do riacho Sangradouro e os pontos amostrais.

Análise de dados

Através de análise de regressão linear avaliamos a relação ao longo do gradiente entre a riqueza de espécies e a abundância de *Ulva* spp., bem como em relação à distância da pluma ao longo do gradiente. A abundância de *Ulva* spp. e a abundância total dos produtores primários foram relacionadas ao gradiente, também utilizando-se análise de regressão. Ainda, através de análise de regressão linear, relacionamos a abundância de *Ulva* spp. e a abundância dos demais produtores primários à densidade dos herbívoros.

As espécies encontradas em cada ponto amostral foram agrupadas em grupos tróficos: produtores, filtradores e herbívoros. Utilizou-se a análise de PERMANOVA para verificar se havia diferença na composição trófica da comunidade de cada ponto ao longo do gradiente, utilizando para esta análise os dados de todos os grupos tróficos. Posteriormente, utilizou-se a análise de PERMANOVA para verificar a variação da estrutura da comunidade de cada grupo trófico.

Um diagrama de ordenação RDA, foi elaborado para avaliar a variação da composição e abundância dos organismos da comunidade ao longo do gradiente. Utilizamos para todas as análises descritas acima o Software R (R Core Team 2014).

O programa Statistica 8.0 foi utilizado para a geração de um gráfico ilustrativo da abundância de *Ulva* spp., abundância dos demais produtores primários e da densidade dos herbívoros ao longo do gradiente.

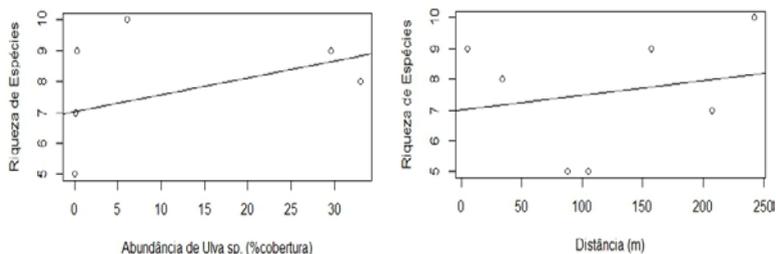
Resultados

A riqueza total foi de 11 espécies ao longo do gradiente estudado. A maior riqueza de espécies foi encontrada no último ponto amostral, correspondendo ao final do gradiente, onde há menor influência do riacho Sangradouro (10 espécies). A menor riqueza (5 espécies) foi encontrada na porção mediana do gradiente, pontos 3 e 4 (tabela 1). A riqueza de espécies não está relacionada à densidade de *Ulva* spp. ($R^2=0,16$; $p=0,37$). Tampouco, observou-se relação linear da riqueza de espécies ao longo do gradiente ($R^2=0,04$; $p=0,65$) (Figura 4).

Tabela 1: Distribuição da riqueza de espécies ao longo do gradiente de maior (pt 1) e menor influência do riacho Sangradouro (pt 7). Para cada um dos pontos amostrais, a média e o desvio padrão dos grupos tróficos categorizados.

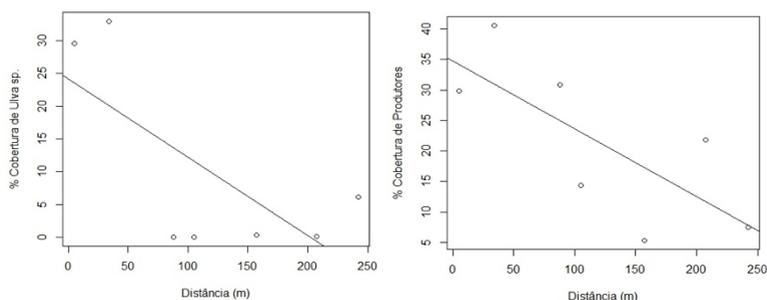
Grupo	Família	Morfoespécie	5m	34m	88m	105m	157m	207m	242m
Produtores (abundância / área)	Ulveaceae	<i>Ulva</i> sp.1	23±17,9	33±27,7	-	-	0,2±0,2	0,1±0,2	0,1±0,2
		<i>Ulva</i> sp.2	6,6±8,5	-	-	-	0±0,1	-	6±8,9
	Bangiaceae	<i>Porphyra</i> sp.	0,1±0,2	0*	2,4±1,52	7,2±5,4	1,1±1,1	1,3±1,5	0,7±1,3
Filtradores	Rodophyceae	<i>Rodophyta</i> (NI)	-	3,8±3,9	13±18,57	-	1,4±2,2	9,5±8,3	-
	Mytilidae	<i>Brachidontes solisianus</i>	32±25,9	20±20,3	19±6,52	35±5,0	42,8±22,1	56±16,7	14±5,4
		<i>Perna perna</i>	12±21,7	1,8±1,9	-	-	-	-	4±6,5
(abundância / área)	Chthamalida e	<i>Chthamalus bisinuatus</i>	12,6±21	11,6±16,3	19±7,42	27±8,3	16±8,2	18±8,4	13,2±10,6
		<i>Tetraclita stalactifera</i>	-	0,1±0,2	-	-	0,8±1,8	-	7,1±8,2
	Acmaeidae	<i>Callisella subrugosa</i>	24±28,6	60±43,5	-	-	84,7±32,6	31,3±17,6	31,3±17,5
(densidade / área)	Littorinidae	<i>Littorina ziczac</i>	86,7±83,7	-	65,4±6±350,	460,6±102,	373,3±436,	560±180,	200±182,
		<i>Tegula</i> sp.	16±33,4	-	9	1	8	1	5
Riqueza			9	8	5	5	9	7	10

(*) Presença do organismo no ponto amostrado com valores inferiores a 0,01; (-) Ausência da espécie no ponto amostral.



a **b**
Figura 4: Riqueza de espécies em função da abundância de *Ulva* spp. (a) e em função do gradiente da pluma de dispersão do riacho Sangradouro (b).

A cobertura de *Ulva* spp. se relaciona com o gradiente, mas de forma marginalmente significativa ($R^2=0,49$; $p=0,08$) e, considerando-se a cobertura de todos os produtores primários do costão rochoso, esta diminui ao longo do gradiente também com significância marginal ($R^2=0,55$; $p=0,06$) (Figura 5).



a **b**
Figura 5: Relação da abundância de *Ulva* spp. (a) e de todos os produtores (b) ao longo do gradiente de influência do riacho Sangradouro.

Ulva spp. contribui com cerca de 30% da cobertura do substrato no início do gradiente (pontos amostrais 1 e 2), sendo que após o terceiro ponto, os produtores primários são melhor representados por outras espécies (Figura 6).

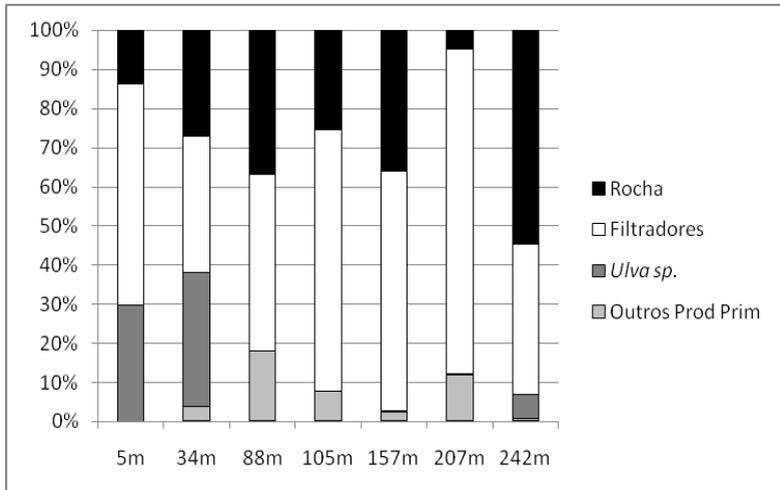


Figura 6: Proporção da abundância de cobertura no costão rochoso ao longo do gradiente da pluma de dispersão do riacho Sangradouro.

Observamos uma relação negativa significativa entre a abundância de *Ulva* spp. e a densidade dos herbívoros ($R^2=0,75$; $p=0,008$) e uma relação positiva entre a abundância dos demais produtores com a densidade dos herbívoros ($R^2=0,59$; $p=0,027$), conforme ilustrado na figura 7.

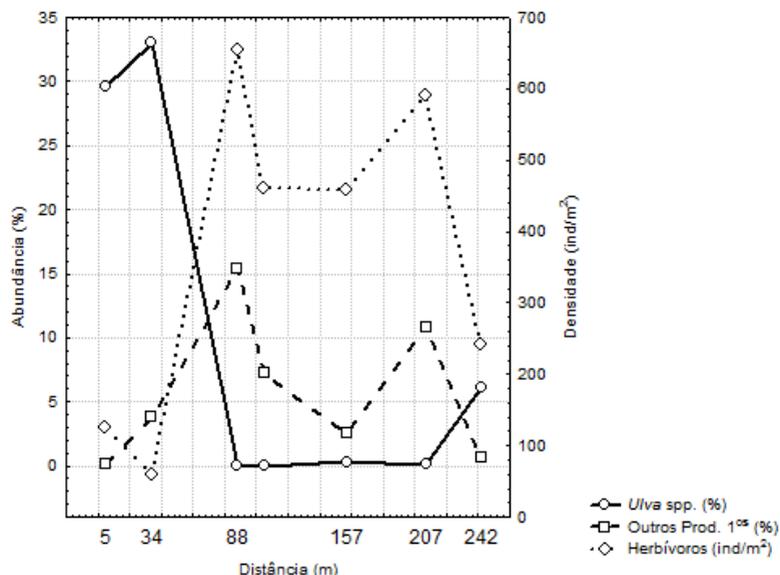


Figura 7: Correlação entre abundância de *Ulva* spp., outros produtores primários e herbívoros ao longo do gradiente de influência do riacho Sangradouro.

Há diferença significativa na composição das comunidades de cada ponto amostral considerando todos os grupos tróficos ($F=5,19$, $R^2=0,53$, $p=0,001$). Dentre os diferentes grupos tróficos, observou-se haver diferença na composição de espécies dos grupos ao longo do gradiente. O grupo dos herbívoros varia ao longo do gradiente ($F=6,97$, $R^2=0,62$, $p=0,001$). O grupo dos produtores primários também apresenta variação em sua composição ($F=4,55$, $R^2=0,50$, $p=0,001$). O mesmo observa-se para o grupo dos filtradores ($F=2,13$, $R^2=0,31$, $p=0,005$).

O diagrama de ordenação RDA reflete a heterogeneidade da comunidade ao longo do gradiente estudado (Eixo 1=53,1%; Eixo 2=0,02%). Os pontos amostrais 1 e 2 (sit 1 e sit 2) estão relacionados à abundância de *Ulva* spp. e inversamente relacionados à distância. As outras espécies de produtores primários estão relacionadas aos herbívoros (her) (Figura 8).

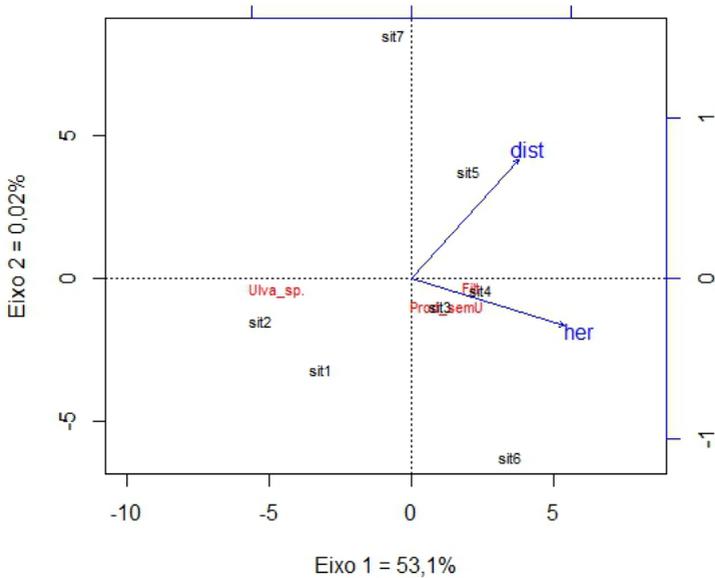


Figura 8: Diagrama de ordenação RDA para a composição e abundância dos organismos da comunidade ao longo do gradiente (Eixo 1=53,1%; Eixo 2=0,02%).

Discussão

As mudanças abióticas são importantes porque nos permitem entender que em escalas pequenas a maioria dos organismos interage com seu ambiente (Carpenter *et al.* 1998). Percebemos que os fatores abióticos, possivelmente a maior concentração de nutriente e menor salinidade associados a menor distância do aporte fluvial são explicativos para a maior abundância de *Ulva* spp. próximo à foz do riacho Sangradouro, bem como os nutrientes são explicativos para a maior produtividade do sistema a partir deste local em direção à praia.

Um estudo realizado por Anderson *et al.* (2010) comparou a estrutura de comunidades de macroalgas bentônicas de costão

rochoso sob a influência de diferentes concentrações de salinidade. O estudo relatou abundância de macroalgas foliáceas no ambiente com baixa salinidade (foz do riacho Sangradouro), sendo a macroalga do gênero *Ulva* a mais abundante, com 54,5% de cobertura média nesta área. Bouzon (2005), comparando a diversidade β (beta), encontrou diferenças na riqueza de espécies quando comparadas comunidades macrofitobênticas expostas a diferentes concentrações de salinidade. Nesse sentido, a salinidade estaria sendo responsável pela estruturação da comunidade de macroalgas bentônicas, selecionando espécies e regulando seus padrões de abundância e distribuição.

No presente estudo, a riqueza de espécies não foi afetada pela maior abundância de *Ulva* spp., nem ao longo do gradiente estudado. A abundância dos filtradores também não foi afetada pela maior abundância de *Ulva* spp. Segundo Cloern (2001), em geral, as regiões que tem uma alta proporção de espécies móveis e oportunistas são mais resistentes a eutrofização, comparadas a regiões caracterizadas por espécies perenes, longevas e sésseis. Este fenômeno pode ser o que observamos na foz do riacho Sangradouro. A presença de *Ulva* spp., uma espécie oportunista, pode estar exercendo o papel de minimizar o impacto que o aporte de nutrientes teria sobre a riqueza de espécies no início do gradiente estudado.

Se a riqueza não reflete a densidade de *Ulva* spp., observamos que a composição da comunidade sim. O que é coerente, pois segundo Whal (2009) a estruturação da comunidade do costão rochoso ocorre como um produto de sinergias entre os condicionantes dos fatores abióticos (gradiente estudado) e bióticos (densidade de *Ulva* spp.) e que não pode ser previsto simplesmente pela soma dos efeitos dos condicionantes individuais.

Observamos forte correlação negativa entre a quantidade de *Ulva* spp. e os herbívoros, contrariando nossa predição. Ainda, os herbívoros apresentaram a composição mais heterogênea ao longo do gradiente. Worm *et al.* (2002) explicam que o efeito dos nutrientes pode tornar-se importante quando os herbívoros são

removidos. Devido à remoção do efeito de pastejo rápido que exercem, algas oportunistas podem então dominar o espaço quando não estão sujeitas às taxas de consumo intenso (Eriksson *et al.* 2007). Por esta lógica, a ausência dos herbívoros permitiria alta abundância de *Ulva* spp..

O fator salinidade pode ser limitante aos herbívoros. Neste caso, sua abundância é menor na porção inicial do gradiente estudado e, à medida que a salinidade aumenta, a densidade destes também aumenta. O aumento da densidade dos herbívoros levaria a um controle *top-down* da *Ulva* sp. a partir de 88m da foz do riacho Sangradouro (ponto amostral 3), e, também, disponibilidade de espaço (recurso) para o aumento da abundância de outras macroalgas. Isto explicaria a forte correlação entre herbívoros e as outras espécies de produtores.

A ausência dos herbívoros na presença de *Ulva* spp. poderia estar relacionada ao fato de o recurso ou hábitat formado pela *Ulva* spp. não ser o preferencial aos herbívoros. Contudo, segundo Dolecal & Long (2013) algas efêmeras como *Ulva* spp. e *Porphyra* spp., tipicamente, não têm defesas morfológicas ou químicas. Ou seja, são bem palatáveis. Além disto, Steneck & Walting (1982) mostram que o aparelho bucal que as espécies de herbívoros identificadas neste trabalho possuem são versáteis e fisicamente capazes de preda macroalgas em seus estágios iniciais e biofilme. Desta forma, parece que de fato a salinidade é o fator limitante a estes herbívoros.

Neste contexto, a estrutura da comunidade responde ao aporte fluvial de forma pontual e não ao longo de um gradiente, conforme esperava-se, uma vez que os pontos amostrais 1 e 2 são aqueles que diferem dos demais. A abundância das espécies no sistema de costão rochoso estudado não apresenta uma variação espacial gradual ao longo do gradiente ambiental estudado, e sim, o efeito do aporte fluvial é marcado na foz do riacho Sangradouro.

Os padrões espaciais de pequena escala são a principal característica da estruturação das espécies de costões rochosos (Fraschetti *et al.* 2005). Evidentemente, este trabalho aponta para

uma comunidade estruturalmente diferente em uma escala pequena cujo fator determinante é o aporte fluvial.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à direção do Parque Municipal Lagoa do Peri e aos seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante a pesquisa. Agradecemos à Professora Dra. Malva Isabel Medina Hernández, ao Dr. Eduardo Giehl e ao Dr. Pedro Cavalin pelas contribuições nas análises de dados e sugestões para a discussão dos resultados. Agradecemos todo o apoio das amigas de campo Vanessa Freire de Carvalho e Larisse Faroni Perez pelo auxílio na identificação das espécies e empréstimo de materiais de campo.

Bibliografia

- Anderson, A. B; Campos, R. C; Rovai, A. S.; Tonetta, D.; Schmidt, G.; Martins, I. M.; Batista, M.B.; Longo, G. O.; Segal, B.; Floeter, S.R. 2010. Estrutura de comunidades de macroalgas marinhas sujeitas a diferentes concentrações de salinidade, na Praia da Armação, Florianópolis, Santa Catarina. p.91-98. In: Doria, J. G.; Gianuca, A.; Hernández, M. I. M. (orgs). **Ecologia de Campo no Parque Municipal da Lagoa do Peri**.
- Bouzon, J. L. 2005. Composição e estrutura espacial da comunidade macrofitobêntica de fundos consolidados das baías da ilha de Santa Catarina (SC): subsídios para a avaliação do impacto da urbanização. **Dissertação de mestrado**, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil. p.61.
- 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 : p.559 – 568.

- Cloern, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. **Marine Ecology Progress Series** 210 : 223 – 253.
- Coutinho, R. 2002. Bentos de costões rochosos. In: Pereira, R. C. E Soares-Gomes (eds). **Biologia marinha**. Editora Interciência, Rio de Janeiro. 382p.
- Dolecal, R. E.; Long, J. D. 2013 Ephemeral macroalgae display spatial variation in relative palatability. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 440: 233–237.
- Eriksson, B. K.; Rubach, A.; Hillebrand, H. 2007. Dominance by a canopy forming seaweed modifies resource and consumer control of bloom-forming macroalgae. **Oikos** 116 : p. 1211 - 1219.
- 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:p.284–296.
- Fraschetti, S.; Terlizzi, A.; Benedetti-Cecchi, L. 2005. Patterns of distribution of marine assemblages from rocky shores: evidence of relevant scales of variation. **Marine Ecology Progress Series** 296 : p.13 – 29
- Gorostiaga, J. M.; Díez, I. 1996. Changes in the sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximal coast (northern Spain). **Marine Ecology Progress Series**, v. 130, p. 157-167.
- Lawton, J. 1996. Patterns in ecology. **Oikos** 75 : p.145 – 147.
- Leslie, H. M. 2005. Positive intraspecific effects trump negative effects in high-density barnacle aggregations. *Ecology*.
- Levinton, J. S. 1995. **Marine Biology: function, biodiversity, ecology**. New York, Oxford University Press. p.420.
- Masi, B. P. 2007. Distribuição vertical, variabilidade espacial e temporal da comunidade bêntica da zona entremarés na costa norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Dissertação de Mestrado**, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, 113p.

- Menge, B. A.; Sutherland, J. P. 1987. Community regulation: variation disturbance, competition, and predation in relation to environmental stress and recruitment . The **American Naturalist** 130 : 730 – 757.
- Nybakken, J. W. 2001. **Marine biology – an ecological approach**. 5th ed. Benjamin Cummings, San Francisco.
- Pereira, R. C.; Soares-Gomes, A. 2009. **Biologia Marinha**. Editora Interciência, p.281.
- 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/>.
- Ribeiro, H. L. 2012. Clorófitas (Algas Verdes). p.29. In Ghilardi-Lopes, N. P; Hadel, V. F.; Berchez, F. (orgs). **Guia para educação ambiental em Costões Rochosos**. Editora Artmed.
- Steneck, R. S.; Watling, L. 1982. Feeding Capabilities and Limitation of Herbivorous Molluscs: A Functional Group Approach. **Marine Biology** 68: 299-319.
- Whal, M. 2009. **Marine Hard Bottom Communities: Patterns, Dynamics, Diversity and Change**. Springer: Germany.
- Wootton, J. T. 2001. Local interactions predict large-scale pattern in empirically derived cellular automata. **Nature** 413: 841 – 843.
- Worm, B.; Lotze, H. K.; Hillebrand, H.; Sommer, U. 2002. Consumer versus resource control of species diversity and ecosystem functioning. **Nature** 417 : 848 -851.

O estresse higrotérmico influencia a infestação e densidade do Diptera galhador *Pisphondylia brasiliensis* na planta hospedeira *Guapira opposita*?

Faroni-Perez, L.; Castellani, T.T.; Cavalin, P.O.

Introdução

Insetos indutores de galhas são considerados herbívoros especializados devido à sua capacidade de modificar o metabolismo da planta hospedeira para produzir um crescimento diferenciado (*i.e.* galha). Assim, os galhadores proveem aos seus imaturos suprimento alimentar e abrigo de condições ambientais adversas, tais como altas temperaturas e baixa umidade (*i.e.* estresse higrotérmico; Price *et al.* 1987). A relação ecológica entre galhadores e plantas é geralmente considerada como uma relação de parasitismo, em que há benefícios aos indutores de galha e custo à planta hospedeira (Stone & Schönrogge 2003). A hipótese do estresse higrotérmico prediz que em ambientes xéricos (*i.e.* com limitação hidronutricional) há maior densidade e riqueza de galhas que em ambientes méxicos (Fernandes & Price 1988), como consequência de maior sobrevivência das populações de insetos galhadores nos habitats xéricos (Fernandes & Price 1992). No Brasil, alguns estudos têm documentado a riqueza e densidade de galhas em áreas de restinga (Monteiro *et al.* 2004, Bregonci *et al.* 2010, Maia & Souza 2013, Mendonça *et al.* 2014). Contudo, poucos estudos têm avaliado a relação da infestação e densidade de galhas na planta hospedeira pelo gradiente de estresse higrotermal.

Estudos sobre morfologia de galhas e os organismos indutores têm demonstrado que grande parte dos galhadores apresentam especificidade pela espécie de planta hospedeira e órgão a ser abrigado (Weis *et al.* 1988). Portanto, essa preferência resulta numa associação espécie-específica entre inseto galhador e sua planta hospedeira, e pode estar relacionada a processos de

coevolução (Price *et al.* 1987; Stone & Schönrogge 2003). Seis espécies de Cecidomyiidae (Diptera) já foram identificadas como indutores de galhas na planta hospedeira *Guapira opposita* Vell (Reitz) (Nyctaginaceae) (Maia 2014). No entanto, a espécie *Pisphondylia brasiliensis* Couri & Maia 1992, é galhadora nas gemas, e geralmente, as outras espécies induzem galhas nas folhas e caules (Araújo 2009; Maia & Souza 2013; Maia 2013, 2014). Sendo assim, *P. brasiliensis* ocupa um nicho peculiar, sendo inexistente competição com outros indutores de galhas pelo órgão da planta hospedeira (Araújo 2009). Ainda, a galha induzida por *P. brasiliensis* é facilmente diferenciada das outras que ocorrem em *G. Opposita*, tanto pela localização como pela morfologia externa (Araújo 2009; Maia *et al.* 2010; Maia *et al.* 2014). Assim, a galha de *P. brasiliensis* ocorre na parte apical das gemas axilares de brotos, sendo caracterizada como uma roseta globular de folhas diminutas nos galhos, e pode ser identificada *in situ* por ser bastante visível (Araújo 2009; Maia *et al.* 2010; Maia & Souza 2013; Maia *et al.* 2014).

A planta *G. opposita*, popularmente conhecida como “maria-mole”, é muito abundante e frequente sendo amplamente distribuída na região leste do Brasil (Lorenzi 2000). Essa planta é uma espécie arbustiva-arbórea, que ocupa diversos habitats, tais como, floresta pluvial atlântica (*i.e.* ambientes sombreados e úmidos) e restinga litorânea (*i.e.* ambientes iluminados e secos; Lorenzi 2000). Portanto, *G. opposita* pode ser encontrada em ambientes mais fechados como florestas (mésicos), ou áreas mais abertas como restingas (xéricos). Haja vista a ocupação dessa espécie em ambientes distintos, buscamos responder se a infestação e densidade de galhas induzidas por *P. brasiliensis* responde ao gradiente de estresse higrotérmico.

Considerando os pressupostos: i) as áreas com maior estresse higrotérmico favorecem a presença de galhas, ii) *G. opposita* apresenta distribuição em áreas sombreadas e com iluminação direta, e iii) a associação do galhador *P. brasiliensis* é específica com o hospedeiro *G. opposita*, testamos duas hipóteses: i) *G. opposita* no ambiente xérico terá maior frequência de

infestação, e ii) a densidade de galhas de *P. brasiliensis* será maior no ambiente xérico.

Material e métodos

Área de Estudo:

Realizamos as coletas na porção sul do Parque Municipal Lagoa do Peri, em duas áreas contíguas de restinga com diferentes disponibilidades de água e luminosidade (27°43'57.36"S, 48°30'33.49"O a 27°43'49.71"S, 48°30'31.61"O). Uma área refere-se à restinga em regeneração inicial (R.I.), onde até três anos atrás havia uma plantação de *Pinus elliottii* Engelmann, apresentando a paisagem aberta, seca (xérica) e com vegetação herbáceo-subarbusativa. A outra área, adjacente, compreende uma paisagem mais fechada, úmida (mésica) e com vegetação arbustiva-arbórea (A.A.), em estágio sucessional mais avançado, podendo ser considerada como estável. Os dois ambientes foram selecionados porque a planta hospedeira *G. opposita* é encontrada em ambos, e variam quanto às características de estresse higrotérmico (Figura 1 B,C).

As áreas estudadas se encontram na imediação do mar (150 – 200 m; Figura 1 A). Sendo assim, fatores como vento direto, intensidade solar, serapilheira, perda de nutrientes por erosão hídrica, fazem com que a restinga em regeneração inicial apresente maior temperatura do ar e solo e estresse higrotérmico em relação à área arbustiva-arbórea.

Ecologia de Campo: do ambiente à comunidade
PPG Ecologia UFSC 2014



A



B



C

Página anterior:

Figura 1: Área de estudo no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC (A), com restinga em regeneração inicial, seca (xérica) e com vegetação herbáceo-subarbusciva (B), e restinga mais fechada e úmida (mésica), com vegetação arbustiva- arbórea (C). (A; escala = 50m; modificado de “Google Inc © 2014, Image © 2014 DigitalGlobe”).

Delineamento amostral e aquisição de dados:

1. ocorrência de infestação pelo estresse higrotérmico:

Para avaliar se a frequência de infestação de galhas de *P. brasiliensis* em *G. opposita* difere em áreas com distinto estresse higrotérmico (Figura 2 A-D), em cada um dos tipos de fitofisionomia (arbustiva-arbórea e restinga em regeneração inicial) amostramos seis parcelas de 16 m² (Figura 3). Nas fitofisionomias, as parcelas foram subdivididas em dois conjuntos de 3 parcelas, sendo estas alocadas a 3 m de uma trilha central, um conjunto à direita e outro à esquerda. Este distanciamento de 3 m visou minimizar o efeito da trilha quanto ao pisoteio e perda de cobertura vegetal, ou abertura de dossel na área A.A. Nas parcelas, cada ramete de *G. opposita* que saía diretamente do solo foi contabilizado para a estimativa de densidade da planta hospedeira e também teve o diâmetro basal mensurado (Figura 2 E, F). Cada ramete encontrado foi analisado quanto à presença/ausência de galhas de *P. brasiliensis*.



Figura 2: Planta hospedeira, *Guapira opposita* (A) e galha de *Pisphondylia brasiliensis* (B), no ambiente mésico (C) e xérico (D) de restinga, e mensuração do diâmetro do ramete que sai do solo no ambiente mésico (E) e xérico (F).

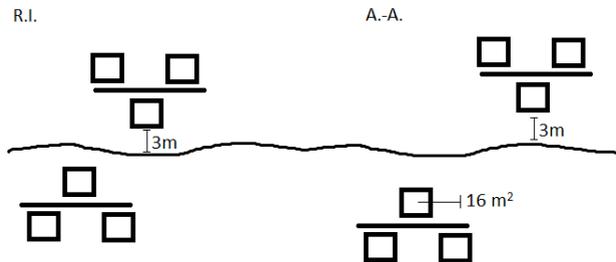


Figura 3: Plano esquemático da distribuição das parcelas pelas fitofisionomias (R.I. e A.-A.) para acessar a ocorrência de infestação por *Pisphondylia brasiliensis* na hospedeira *Guapira opposita* em relação estresse higrotérmico. R.I.: restinga em regeneração inicial, A.-A.: arbustiva-arbórea, linha central representa a trilha.

2. densidade das galhas pelo estresse higrotérmico:

Para determinar a densidade de galhas de *P. brasiliensis* pelo gradiente do estresse higrotérmico, em cada fitofisionomia seis rametes de *G. opposita* foram completamente vistoriados. Para cada ramete, fizemos medições de altura, diâmetro da base do ramete, e todas as galhas de *P. brasiliensis* foram contabilizadas.

Para evitar viés amostral nos dados de densidade de galhas devido às diferenças possíveis no tamanho dos rametes de *G. opposita* entre as duas áreas fitofisionômicas, essa amostragem ocorreu através de busca ativa de indivíduos com porte similares. Isto é, somente plantas com até 1,60 m foram consideradas. Ainda, nos casos em que ocorreram mais de um ramete do mesmo indivíduo saindo diretamente do solo, somente um foi levado em consideração a fim de não agregar espacialmente a amostragem.

Análise de dados:

A frequência de infestação das galhas de *P. brasiliensis* em rametes de *G. opposita* foi avaliada pelo teste exato de Fisher (Routledge 2005). O teste exato de Fisher examina o significado da associação (contingência) entre os dois tipos de classificação (fitofisionomias com diferente estresse higrotérmico). Teve como hipótese nula que as fitofisionomias não afetam esta frequência de

infestação.

Para testar se existe diferença na abundância de infestação de galhas nos rametes entre as áreas com diferente estresse higrotérmico, fizemos a análise não-paramétrica de Mann-Whitney. Todas as análises foram feitas no *software* R (R Core Team 2014).

Resultados e discussão

1. ocorrência de infestação pelo estresse higrotérmico:

Nossos resultados mostram que infestações de *P. brasiliensis* em plantas de *G. opposita* podem ocorrer em ambas as localidades estudadas. Para a presença de galhas nos rametes, as diferentes fitofisionomias (arbustiva-arbórea e em regeneração inicial) não diferiram significativamente (teste exato de Fisher, $p = 0,49$; Tabela 1). Portanto, a probabilidade de *G. opposita* estar infestada por galha de *P. brasiliensis* não é condicionada ao estresse higrotérmico, refutando nossa primeira hipótese. Alguns estudos têm demonstrado maior frequência de plantas infestadas em ambientes xéricos, quando comparados a ambientes méxicos (Fernandes & Price 1988, Waring & Price 1990). Entretanto, nossos resultados não corroboram esses estudos prévios realizados para insetos galhadores, uma vez que, para galhas induzidas por *P. brasiliensis* os ambientes xérico e méxico não diferiram quanto ao desempenho de infestação.

A densidade de rametes de *G. opposita* no gradiente de estresse higrotérmico estudado variou e a área arbustiva-arbórea (mésica) apresentou maior densidade de rametes, com maior área basal média (Tabela 1, Figura 4). A área em regeneração inicial (xérica) apresentou menores diâmetros de rametes e densidade ($0,07$ rametes/m²) e a fitofisionomia arbustiva-arbórea (mésica) apresentou $0,28$ rametes/m². A área xérica está em regeneração inicial após um recente corte do plantio de *P. elliotii* e, por isso, os rametes de *G. opposita* tenderam a ter o diâmetro menor e uma densidade inferior que na área arbustiva-arbórea. Assim, há aparente variação quantitativa no recurso disponível para

oviposição pelos indutores de galhas entre as áreas. No entanto, a disponibilidade de recursos não parece ter sido um fator determinante para a probabilidade de infestação de galhas de *P. brasiliensis* em *G. opposita*. Portanto, como as duas fitofisionomias estudadas não diferiram significativamente, nossos resultados não corroboram estudos anteriores que apontam agregação na distribuição de galhas e galhadores, com maior sobrevivência dos insetos e infestação de galhas em ambientes xéricos (Fernandes & Price 1988, 1992), ou ainda onde há maior quantidade de sítios de oviposição (Waring & Price 1990).

Tabela 1: Frequência de infestação de galhas do Cecydomyiidae *Pisphondylia brasiliensis* em rametes de *Guapira opposita* amostrados em 96 m² em duas fitofisionomias de restinga.

		Arbustiva- Arbórea	Regeneração inicial	Total
Rametes	sem	3	0	3
infestação				
Rametes	com	24	7	31
infestação				
Total		27	7	34

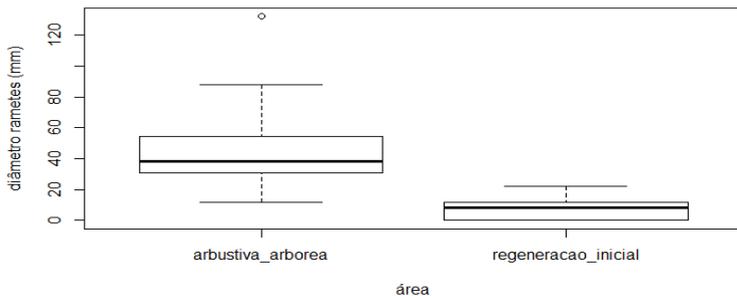


Figura 4. Variação no diâmetro basal dos rametes de *Guapira opposita* amostrados nas duas fitofisionomias de restinga.

2. densidade das galhas pelo estresse higrotérmico:

Para as galhas de *P. brasiliensis* em *G. opposita*, a análise da densidade feita em relação ao estresse higrotérmico (Fernandes & Price 1988, 1992) revelou existir diferença significativa entre as áreas (teste de Mann-Whitney: $U = 2.35$, $p = 0.019$), sendo a maior densidade encontrada na fitofisionomia méstica (arbustiva-arbórea; Tabela 2, Figura 5). Portanto, a hipótese testada não explica satisfatoriamente a distribuição de *P. brasiliensis* em *G. opposita* no ambiente de restinga. A tabela 2, que mostra a densidade média das galhas em rametes nas fitofisionomias com distinto estresse higrotérmico, também evidencia a ausência de viés amostral nas medidas de altura e diâmetro dos rametes usados para avaliar esta densidade. Deste modo, nossos resultados sugerem que a interação entre *P. brasiliensis* e *G. opposita* deve ser explicada por outros fatores

Tabela 2: Densidade (média \pm D.P.) de infestação de galhas de *Pisphondylia brasiliensis* em seis rametes de *Guapira opposita* nas fitofisionomias arbustiva-arbórea (A.A.; méstica) e restinga em regeneração inicial (R.I.; xérica), e diâmetro (média \pm D.P.) e altura (média \pm D.P.) dos rametes vistoriados.

	Densidade de galhas	Diâmetro do ramete (mm)	Altura da planta (cm)
A.A.	16 \pm 14.4	28 \pm 9.6	130.3 \pm 25.1
R.I.	2 \pm 3.1	26.6 \pm 9.8	122.3 \pm 24.6

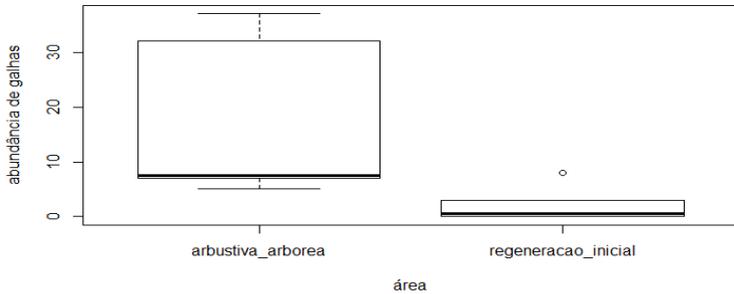


Figura 5. Abundância de galhas de *Pisphondylia brasiliensis* em rametes de *Guapira opposita* amostrados nas duas fitofisionomias de restinga.

Paradoxalmente à hipótese do estresse higrotérmico, o Cecidomyiidae *Asphondylia garryae*, também galhador em gemas, mas em *Garrya flavescens* (Cornaceae), não mostrou maior abundância em habitats xéricos (Fernandes & Price 1992), logo, exibiu tendência oposta ao esperado como também observado em nosso estudo. Portanto, para os Cecidomyiidae galhadores de gemas, esta tendência observada de maior abundância em ambiente méxico é uma hipótese plausível e precisa ser testada. Ainda, outro estudo mostrou que a abundância de galhas de Cecidomyiidae (*Anisodiplosis waltheriae*) não foi explicada pela biomassa da planta hospedeira, pois, nem o comprimento do caule e nem o número de folhas contribuíram para explicar a associação das galhas e plantas (Almeida *et al.* 2006). Estes autores também observaram que as plantas maiores hospedaram menos galhas por unidade de peso que as plantas menores. Por outro lado, nossos resultados mostram maior tamanho e densidade da planta hospedeira no ambiente méxico (Tabela 1, Figura 4), onde também houve maior densidade de galhas, mesmo quando padronizado o tamanho do ramete vistoriado (Tabela 2). Neste sentido, é provável que plasticidades fisiológica e morfológica da planta hospedeira frente ao estresse higrotérmico resultem em sítio de oviposição (gemas) com qualidade diferente, sendo no méxico a melhor

qualidade. Ainda, a aptidão biológica dos galhadores característicos de gemas pode também explicar a preferência pelos habitats méxicos. Sendo assim, estudos ainda são necessários para avaliar as características morfológicas, histológicas e anatômicas da planta hospedeira de áreas com diferente estresse higratérmico, e verificar possível relação com a biologia reprodutiva e do desenvolvimento do inseto indutor de galhas.

Nossos resultados fornecem indícios de relação entre preferência de oviposição pelas fêmeas e sobrevivência dos imaturos na área méxica, tendendo às hipóteses do vigor da planta e nutrição. A hipótese proposta por Fritz *et al.* (1987) e Price (1991) prediz que a densidade de galhadores herbívoros pode responder à qualidade (*i.e.* vigor) da planta hospedeira. Ainda, a hipótese de nutrição prediz que galhas modificam a qualidade nutritiva da planta hospedeira como resultado da atividade de alimentação das larvas sobre os tecidos ou fluidos das plantas (Price *et al.* 1987, Stone *et al.* 2003). As alterações citológicas e morfológicas nos tecidos da planta e perto do galhador são benéficas para a alimentação e desenvolvimento do inseto. Quando plantas são infestadas por larvas de Cecidomyiidae, uma das primeiras reações é a redução da espessura da parede celular, e em poucos dias o tecido nutritivo se desenvolve em resposta à alimentação da larva (Price *et al.* 1987). As gemas são naturalmente intensos drenos de nutrientes, o que por si, assegura vantagem nutricional às galhas induzidas por *P. brasiliensis*. Ainda, substâncias nutritivas fotoassimiladas por *G. opposita* foram encontradas em galhas de *P. brasiliensis* (Araújo 2009), reforçando a possível relação com a hipótese da nutrição (Price *et al.* 1987). O solo na área em regeneração inicial (xérica), onde recentemente havia plantação de *P. elliotii*, possivelmente apresenta menor teor de nutrientes. Portanto, considerando a provável limitação hidronutricional da área xérica estudada e as hipóteses levantadas por Fritz *et al.* (1987), Price (1991), e Price *et al.* (1987), é possível explicar que a área arbustiva-arbórea (méxica) com melhor qualidade no solo em teor nutricional e higrótermia proporciona rametes de *G. opposita*

com mais vigor, e conseqüentemente, *P. brasiliensis* apresenta preferência por plantas nesta área para oviposição.

A maior densidade de insetos galhadores pode estar relacionada ao crescimento arquetônico difuso da planta hospedeira (Waring & Price 1990). Neste sentido, apesar de termos padronizado a altura e diâmetro dos ramos visorçados para avaliar a densidade de galhas induzidas por *P. brasiliensis*, a quantidade de recursos (gemas) por ramo não foi realmente quantificada. A alta densidade de galhas em *G. opposita* nessa mesma área arbustiva-arbórea estudada foi anteriormente documentada. Um estudo prévio com o mesmo morfótipo de galha em *G. opposita* avaliou a densidade das galhas abrangendo três áreas não contíguas; a mesma arbustiva-arbórea do presente estudo cujo teor de umidade foi classificado como intermediário, além de outras duas áreas florestais, sendo essas duas últimas os extremos de umidade (mais e menos úmidas; Dias *et al.* 2008). Os autores encontraram diferença significativa na densidade da galha, sendo a maior registrada na área arbustiva-arbórea, e diferenciando essa das outras duas localidades com os extremos de umidade. Considerando nossos resultados e os encontrados por Dias *et al.* (2008) evidenciamos que outros fatores, além do estresse higrótico, podem ser determinantes para elevada densidade das galhas de *P. brasiliensis* em *G. opposita*. Deste modo, estudos são necessários para verificar se as hipóteses de nutrição, vigor e crescimento arquetônico da planta hospedeira, além da aptidão biológica do inseto, proporcionam possível efeito na densidade das galhas em relação às diferentes fitofisionomias.

Concluimos que o ataque do inseto indutor de galhas *P. brasiliensis* à planta hospedeira *G. opposita* pode não ser diferenciado pelo gradiente higrótico, porém, a densidade das galhas na planta hospedeira mostrou diferença significativa, sendo maior na fitofisionomia méscica.

Agradecimentos

Agradecemos aos gestores e funcionários do Parque Municipal da Lagoa do Peri, pelo oferecimento de infraestrutura para a realização deste trabalho. Ao Dr. Eduardo Giehl e Dr. Benedito Cortês Lopes pelo apoio na análise dos dados e discussão dos resultados.

Bibliografia

- Almeida, F. V. M.; Santos, J. C.; Silveira, F. A. O.; Fernandes, G. W. 2006. Distribution and frequency of galls induced by *Anisodiplosis waltheriae* Maia (Diptera: Cecidomyiidae) on the invasive plant *Waltheria indica* L. (Sterculiaceae). **Neotropical Entomology**, 35(4), 435-439.
- Araújo, G. F. C. 2009. **Reações estruturais, histoquímicas e fotossintéticas de *Guapira opposita* (Vell.) Reitz (Nyctaginaceae) à Cecidomyiidae galhadores**. Universidade Federal de Minas Gerais.
- Bregonci, J. M.; Polycarpo, P. V.; Maia, V. C. 2010. Galhas de insetos do Parque Estadual Paulo César Vinha (Guarapari, ES, Brasil). **Biota Neotropica**, 10(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n1/en/abstract?inventory+bn01410012010>.
- Dias, B. B.; Viancelli, A.; Castellani, T. T.; Lopes, B. C. 2008. **Distribuição de um morfotipo de galha em *Guapira opposita* em três diferentes áreas de restinga do Parque Municipal Lagoa do Peri, Florianópolis, SC**. In: Cantor, M.; Macedo-Soares L. C. P.; Hanazaki N. (Orgs.). Ecologia de Campo na Lagoa do Peri 2008. 1. ed. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2009. p. 103-112.
- Fernandes, G. W.; Price P. W. 1988. Biogeographical gradients in galling species richness: tests of hypotheses. **Oecologia**, 76: 161-167.
- 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.
- Fritz, R. S.; Gaud, W. S.; Sacchi, C. F.; Price, P. W. 1987. Variation in herbivore density among host plants and its consequences for community structure. **Oecologia** 72: 577-588.
- Lorenzi, H. 2000. **Árvores Brasileiras: manual de Identificação e cultivo de plantas nativas do Brasil**. 3ª edição. vol.2. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2000. p. 282-283.
- Maia, V. C. 2013. Insect galls from restingas of Southeastern Brazil, with new records. **Biota Neotropica**, 13(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n1/en/abstract?inventory+bn01613012013>.
- Maia, V.C. 2014. New state record of four species of gall midges (Insecta, Diptera, Cecidomyiidae). **Check List**, 10(4): 942–943.
- Maia, V. C.; Fleury, G.; Soares, G. L. G.; Isaias, R. M. S. 2010. Description of the female, pupa and gall of *Pisphondylia brasiliensis* Couri and Maia, 1992 (Diptera: Cecidomyiidae, Schizomyiina) with new records. **Brazilian Journal of Biology**, 70 (4):1059-1063.
- Maia, V. C.; Souza, M. C. 2013. Insect galls of the xeric vegetation of Ilha do Cabo Frio (Arraial do Cabo, RJ, Brazil). **Biota Neotropica**, 13(3), 278-288.
- Maia, V. C.; Cardoso, L. J. T.; Braga, J. M. A. 2014 Insect galls from Atlantic Forest areas of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil: characterization and occurrence. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, 33:47-129.
- Mendonça Jr., M. S, Toma, T. S. P.; da Silva, J. S. 2014. **Galls and Gallling Arthropods of Southern Brazil**. Neotropical Insect Galls, 221-256.
- Monteiro, R. F.; Oda, R. A. M.; Narahara, K. L.; Constantino, P. A. L. 2004. **Galhas: Diversidade, Especificidade e Distribuição**. In Pesquisa de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação (C.F.D. Rocha; F.A. Esteves; F.R. Scarano, orgs.). Rima Editora, São Carlos, p.127-

141.

- Price, P. W. 1991. The plant vigor hypothesis and herbivore attack. **Oikos**, 62, 244–251.
- Price, P. W.; Ferandes, G. W.; Waring, G. L. 1987. Adaptive nature of insect galls. **Environmental Entomology**, 16:15–24.
- R Development Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Routledge, R. 2005. **Fisher's Exact Test**. Encyclopedia of Biostatistics. 3.
- Stone, G. N.; Schönrogge, K. 2003. The adaptive significance of insect gall morphology. **Trends in Ecology and Evolution**, 18: 512–522.
- Waring, G. L.; Price, P. W. 1990. Plant water stress and gall formation (Cecidomyiidae: *Asphondylia* spp.) on creosote bush. **Ecological Entomology**, 15: 87-95.
- Weis, A. E.; Walton, R.; Crego, C. L. 1988. Reactive plant tissue sites and the population biology of gall makers. **Annual Review in Entomology**, 33:467- 486.

Tricomas como estratégia de defesa contra herbivoria em dois arbustos congêneros na Floresta Atlântica

Grillo, A.C.M.; Cavalin, P.O.

Introdução

Em resposta à perguntas relacionando a limitação de recursos no crescimento de populações e a alta riqueza de plantas no planeta (Hairston *et al.* 1960), várias hipóteses foram formuladas. Segundo uma delas, “o mundo é espinhento e de sabor desagradável” (Murdoch 1966), e há uma associação entre esta diversidade de plantas e suas estratégias de defesa frente ao consumo por herbívoros.

A herbivoria é definida como o consumo de partes vegetativas das plantas, principalmente folhas, por patógenos ou animais vertebrados e invertebrados (Mello 2007). Por ser uma interação ecológica desarmônica, acarreta diversos efeitos negativos nas plantas e, dependendo do grau de herbivoria, esta pode afetar o desenvolvimento, reprodução e até sobrevivência delas. Os herbívoros invertebrados são classificados em distintos grupos, de acordo com o tipo de dano produzido. Alguns deles são os mastigadores, que rasgam e mastigam as folhas; os minadores, que consomem o tecido vegetal entre as lâminas foliares sem romper a cutícula; os sugadores, que perfuram os tecidos das plantas para obter a seiva; e os galhadores, que promovem a formação de galhas, ou tumores, ao se alojarem no interior da planta, e a utilizam como abrigo e fonte de alimento (Ângelo & DalMolin 2007).

Por sua vez, as plantas respondem à herbivoria de diversas maneiras, possuindo, dentre outras, defesas químicas (produtos do metabolismo secundário, como compostos tóxicos) e mecânicas (*e.g.* tricomas, espinhos, rigidez dos tecidos, secreção de resinas, etc.; Ângelo & DalMolin 2007). Os tricomas possuem uma alta

variação quanto a formas e tamanhos, mas se referem a apêndices epidérmicos uni ou multicelulares, glandulares ou não, que podem dificultar a herbivoria, oviposição e fixação dos herbívoros invertebrados (Levin 1973; Fahn 1990). Já a rigidez das folhas costuma estar positivamente correlacionada à quantidade de matéria seca presente nelas (e esta também positivamente correlacionada à porção de fibras na planta, incluindo celulose e lignina). Assim, um maior conteúdo de matéria seca influenciaria a palatabilidade da planta por dificultar sua digestão pelos herbívoros (Elger & Willby 2003; Turner 2004).

A família Piperaceae é muito estudada quanto aos efeitos da herbivoria por possuir uma grande variedade de plantas e de interações conhecidas com artrópodes. No gênero *Piper* são encontrados arbustos e árvores de pequeno porte, com filotaxia alterna e venação pinada ou palmada (Mello 2007). As espécies *P. mollicomum* Kunth e *P. mosenii* C.DC. são morfologicamente bastante parecidas, com áreas foliares semelhantes. Entretanto, diferem quanto à quantidade de tricomas encontrados no limbo, já que *P. mollicomum* possui uma alta quantidade de apêndices em relação à *P. mosenii*.

Este estudo teve como objetivo geral avaliar a herbivoria em função da presença de tricomas e do conteúdo de matéria seca das folhas. Assim, esperou-se que (1) as folhas pubescentes (espécie *P. mollicomum*) seriam menos herbivoradas, e (2) haveria uma relação negativa entre conteúdo de matéria seca da folha e taxa de herbivoria.

Material e métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado no Parque Municipal da Lagoa do Peri, na Ilha de Santa Catarina, Sul do Brasil, ao longo da Trilha do Saquinho (composta principalmente por Floresta Ombrófila Densa),

localizada na porção norte do parque, em outubro de 2014.

Desenho Amostral

As espécies estudadas foram escolhidas devido à diferença na quantidade de tricomas presentes em suas folhas, sendo que, ao toque, nota-se que *P. mollicomum* possui uma maior quantidade de tricomas do que *P. mosenii* (Figura 1).

As duas espécies foram coletadas por busca ativa ao longo da trilha, eventualmente adentrando a mata até uma distância de 10 metros em busca dos indivíduos. Foram amostrados 30 ramos de 30 indivíduos, correspondendo a 15 de cada espécie, distantes pelo menos 2 metros entre si. Quando encontrados vários indivíduos juntos, foi amostrado o de maior porte, e o ramo selecionado foi o terminal mais próximo à altura de 1.60 m. Cada ramo foi considerado uma amostra.



Figura 1. Espécies coletadas: *Piper mollicomum* (esquerda) e *Piper mosenii* (direita).

Aquisição e Análise de Dados

Em laboratório, as folhas foram analisadas no microscópio para visualização de seus tricomas.

Para cálculo da porcentagem de herbivoria por amostra, cada ramo teve suas folhas frescas fotografadas e estas foram analisadas com ajuda do software ImageJ (Schneider *et al.* 2012). Foi considerada herbivoria quando faltavam partes das folhas, na região central e nas bordas. Foram considerados os danos causados por raspadores, mastigadores e minadores; e, como não foi possível diferenciar a herbivoria realizada por raspadores e mastigadores, estas três classes de herbivoria foram consideradas conjuntamente.

Para determinar a massa fresca (MF) de cada ramo, suas

folhas foram retiradas e pesadas. Logo após, foram deixadas em estufa durante aproximadamente 9 horas à temperatura de 100°C para sua secagem, e foram pesadas novamente para calcular a massa seca (MS). Para obter o conteúdo de matéria seca (%), foi aplicada a fórmula $100 \times MS/MF$.

Para avaliar se a porcentagem de herbivoria estava associada à diferença de espécies e ao conteúdo de matéria seca foliar, foi feita uma análise de covariância, na qual a espécie foi considerada um fator categórico e o conteúdo de matéria seca, contínuo.

Resultados

Em análise no microscópio foi evidenciado que as folhas de *Piper mollicomum* são pubescentes, possuindo apêndices tanto na face adaxial quanto na abaxial. Já, *Piper mosenii*, glabrescente, possui poucos apêndices na face adaxial, e na face abaxial estes se concentram na nervura principal.

O conteúdo de matéria seca foliar foi semelhante entre as espécies. A média encontrada em *P. mollicomum* foi de 21.0 % \pm 2.1, e a média em *P. mosenii* foi de 22.3 % \pm 4.8.

Segundo a análise de covariância, o conteúdo de matéria seca não influenciou a porcentagem de herbivoria. Contudo, as espécies diferiram quanto à porcentagem de herbivoria (Tabela 1).

Tabela 1. Análise de covariância para porcentagem de herbivoria em função do conteúdo de matéria seca e da espécie (*P. mollicomum* e *P. mosenii*): graus de liberdade (g.l.), soma dos quadrados (SQ), F de Fisher e valor de p.

	g.l.	SQ	F	p
matseca	1	107.0	3.0	0.095
espécie	1	391.4	11.0	0.002
matseca:espécie	1	0.0	0.0	0.992
Residuals	24	853.7		

Na análise estatística, houve exclusão de dois valores de porcentagem de herbivoria considerados *outliers*. Estas amostras se referem à dois ramos de *P. mollicomum* encontrados altamente herbivorados. Contudo, com inclusão destes valores na análise, não encontrou-se diferença significativa da porcentagem de herbivoria entre as duas espécies ($F_{1,26}=0.4$; $p=0.51$) (Figura 2).

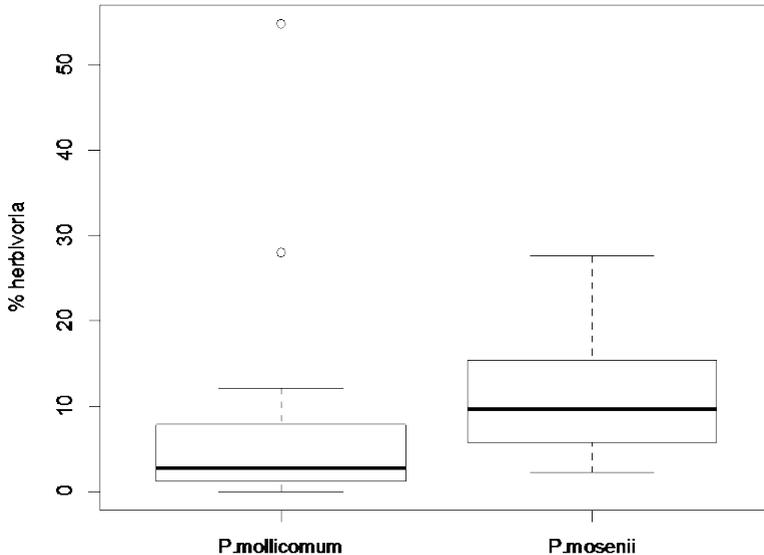


Figura 2. Porcentagem de herbivoria nas folhas das espécies *P. mollicomum* (pubescente) e *P. mosenii* (glabrescente). Em cada diagrama, a linha central representa a mediana, a caixa delimita o intervalo entre quartis, as barras representam a amplitude total da variação, com exceção de outliers, representados por círculos. Os dois outliers foram excluídos da comparação de herbivoria entre espécies.

Discussão

Os resultados confirmaram parcialmente a presença de defesas mecânicas atuando contra a herbivoria. Neste estudo, uma maior quantidade de tricomas de fato contribuiu para diminuição da porcentagem de herbivoria nas folhas (realizada conjuntamente por

mastigadores, raspadores e minadores). Contudo, o conteúdo de matéria seca pareceu não influenciar a herbivoria, contrário ao que era esperado.

Os tricomas desempenham diversas funções nas plantas, pois além de servirem como barreira contra herbívoros e patógenos, protegem contra a radiação ultravioleta e perda de água. Além disso, alguns tipos de tricomas podem secretar substâncias (tricomas glandulares) tóxicas ou repelentes (Levin 1973). Na literatura, vários trabalhos corroboram a presença de tricomas na redução de danos realizados por insetos herbívoros, pois dificultam principalmente seu acesso à planta e à sua epiderme (e.g.: Singh *et al.* 1971; Handley *et al.* 2005; Løe *et al.* 2007), fato confirmado neste estudo para duas espécies semelhantes do gênero *Piper*.

O conteúdo de matéria seca das folhas, relacionado à rigidez e à quantidade de fibras, também é considerado uma forma de defesa mecânica, mais especificamente um redutor de digestibilidade para os herbívoros, já que estes buscam alimento com maior qualidade nutricional e conteúdo de água (Turner 2004; Ângelo & DalMolin 2007). Segundo estudos realizados com macrófitas aquáticas e algas, existe uma correlação negativa entre o conteúdo de matéria seca e de rigidez das folhas e seu consumo por herbívoros gastrópodes (Pennings & Paul 1992; Elger & Willby 2003). Neste trabalho, contudo, não foi observada influência da matéria seca sobre a herbivoria.

No presente estudo, as espécies foram escolhidas com base na quantidade de tricomas presentes nas folhas, e não pela diferença na rigidez. Quando realizadas as medidas de conteúdo de matéria seca foi verificado que, além de diferir muito pouco entre as duas espécies, ambas possuem valores baixos (cerca de 15-25% do peso total), quando podem ser encontrados valores de até 50-60% de conteúdo de matéria seca em folhas de florestas tropicais (Lebrija-Trejos *et al.* 2010). Ainda, embora exista uma correlação positiva entre o conteúdo de matéria seca e a rigidez foliar (Elger & Willby 2003), existem métodos mais específicos para mensurar a

força necessária para rasgar, cortar ou perfurar uma folha (Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013). Também, vale ressaltar que os ramos foram escolhidos independentemente da maturidade das folhas, e folhas jovens tendem a ser mais tenras, com uma menor concentração de fibras e alto conteúdo de água, tornando-as mais atrativas para a herbivoria (Turner 2004). Dessa forma, é sugerida uma continuidade nos estudos envolvendo conteúdo de matéria seca e herbivoria em *Piper*, de preferência entre espécies com diferentes graus de rigidez foliar, utilizando outras medidas que são mais diretamente associadas à ela, e avaliando a herbivoria diferenciada que ocorre em folhas jovens.

De maneira geral, este estudo confirmou que a presença de apêndices foliares na defesa mecânica de plantas tem um importante papel contra a herbivoria. Contudo, outros fatores também influenciam a palatabilidade da planta, como sua fase de desenvolvimento, a produção de compostos secundários, a proporção de água, proteínas e fibras das folhas, entre outros.

Agradecimentos

Agradecemos à FLORAM e aos funcionários do Parque Municipal da Lagoa do Peri pelo suporte e acolhimento durante o curso de campo.

Bibliografia

- Ângelo, A. C; DalMolin, A. 2007. Interações herbívoro-planta e suas implicações para o controle biológico: que tipos de inimigos naturais procurar? In: Pedrosa-Macedo, J. H; DalMolin, A.; Smith, C. W., orgs. **O Araçazeiro: Ecologia e Controle Biológico**. Curitiba, FUPEF, 71-91.
- Elger, A.; Willby, N .J. 2003. Leaf dry matter content as an integrative expression of plant palatability: the case of

- freshwater macrophytes. **Functional Ecology** 17:58-65.
- Fahn, A. 1990. **Plant anatomy**. 4th edition. Oxford: Pergamon. 544 p.
- Hairston, N. G.; Smith, F. E.; Slobodkin, L. B. 1960. Community structure, population control, and competition. **The American Naturalist** 94:421-424.
- Handley, R.; Ekbom, B.; Agren, J. 2005. Variation in trichome density and resistance against a specialist insect herbivore in natural populations of *Arabidopsis thaliana*. **Ecological Entomology** 30:284-292.
- Lebrija-Trejos, E.; Pérez-García, E.; Meave, J.A.; Bongers, F.; Poorter, L. 2010. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. **Ecology** 91(2):386-398.
- Levin, D. A. 1973. The role of trichomes in plant defence. **The Quarterly Review of Biology** 48:3-15.
- Løe, G.; Torang, P.; Gaudeul, M.; Agren, J. 2007. Trichome production and spatiotemporal variation in herbivory in the perennial herb *Arabidopsis lyrata*. **Oikos** 116:134-142.
- Mello, M. A. R. 2007. Influence of herbivore attack patterns on reproductive success of the shrub *Piper hispidum* (Piperaceae). **Ecotropica** 13:1-6.
- Murdoch, W.W. 1966. Community structure, population control, and competition – a critique. **The American Naturalist** 100:219-226.
- Pennings, S. C.; Paul, V. J. 1992. Effect of plant toughness, calcification, and chemistry on herbivory by *Dolabella auricularia*. **Ecology** 73(5):1606-1619.
- Pérez-Harguindeguy, N.; Díaz, S.; Garnier, E.; Lavorel, S.; Poorter, H.; Jaureguiberry, P.; Bret-Harte, M. S.; Cornwell, W. K.; Craine, J. M.; Gurvich, D. E.; Urcelay, C.; Veneklaas, E. J.; Reich, P. B.; Poorter, L.; Wright, I. J.; Ray, P.; Enrico, L.; Pausas, J. G.; de Vos, A. C.; Buchmann, N.; Funes, G.; Quétier, F.; Hodgson, J. G.; Thompson, K.; Morgan, H. D.; ter Steege, H.; van der Heijden, M. G. A.; Sack, L.; Blonder, B.; Poschlod, P.; Vaieretti, M. V.; Conti, G.; Staver, A. C.; Aquino, S.; Cornelissen, J. H. C.

2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**. 61:167-234.
- Schneider, C. A.; Rasband, W. S.; Eliceiri, K. W. 2012. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. **Nature Methods** 9:671-675.
- Singh, B. B.; Hadley, R. R.; Bernard, R. L. 1971. Morphology of pubescence in soybeans and its relation to plant vigor. **Crop Science** 11:13-16.
- Turner, I. M. 2004. **The ecology of trees in the tropical rain forest**. Cambridge University Press. 298 p.

A influência do bambu na riqueza e composição de espécies de formigas em áreas de restinga e mata

Carvalho, V.F.; Lastrucci, N.S.; Cavalin, P.O.; Lopes, B.C; Giehl, E.H.

Introdução

A riqueza de espécies pode ser influenciada pelas características do habitat (Albuquerque & Diehl 2009). A complexidade estrutural do habitat geralmente possui uma associação positiva com a riqueza de espécies (McCoy & Bell 1991). Assim, áreas mais complexas fornecem maior diversidade de nichos e mais oportunidades para forrageamento (Andersen 1986) e quanto menor for a complexidade e a heterogeneidade do habitat, menor será o número de espécies (Leal & Lopes 1992; Lobato *et al.* 2009).

Algumas espécies de formigas tornam-se mais abundantes e às vezes exclusivas de determinados ambientes (Kaspari & Majer 2000; Andersen *et al.* 2002; Armbrecht & Ulloa-Chaco 2003; Costa *et al.* 2010). Outros trabalhos já documentaram que há um aumento na densidade e riqueza de espécies de formigas de acordo com o aumento na densidade da vegetação do local (Gotelli & Ellison 2002; Ribas *et al.* 2003). Essa maior densidade pode levar a uma maior complexidade do hábitat, possibilitando a diferenciação de nichos e culminando em uma maior riqueza de espécies (Finke & Snider 2008). A complexidade de habitat também pode influenciar a composição de comunidades (Cramer & Wilig 2005). A ocorrência da maioria das espécies de formigas em um habitat está restrita a certas condições de temperatura e umidade (Hölldobler & Wilson 1990).

As formigas são os insetos onívoros mais comumente encontrados sobre plantas (Davidson *et al.* 2003). Elas são oportunistas quanto à utilização de espaços em plantas, sejam eles naturais ou gerados por outros animais (Oliveira & Freitas 2004), o

que permite a ocupação de cavidades em troncos de árvores, galhos vivos e mortos, cavidades no interior do súber e de colmos de bambu (Hölldobler & Wilson 1990).

Em bambu da Australásia tropical, foram encontradas várias espécies de formigas, muitas delas especialistas, que habitam os entrenós dos colmos (Kohout 1988; Dorow & Maschwitz 1990). Apesar de fornecer um habitat com elevada complexidade (com colmos, entrenós e nós de dimensões variadas), os bambus favorecem o estabelecimento de colônias de formigas dominantes, já que as adaptações morfológicas de algumas facilitarão a entrada por buracos preexistentes (Fagundes *et al.* 2010).

A maioria das espécies encontradas em bambu não ocorre na floresta ao redor (Espírito-Santo 2008). Dessa forma, o bambu cria condições e recursos utilizáveis por várias espécies que dificilmente ocupariam a floresta ou o fariam em menor densidade (Espírito-Santo 2008). Assim, o objetivo do trabalho é verificar se a presença de bambu alteraria a composição e riqueza de espécies de formigas em áreas de Restinga e de Floresta Ombrófila Densa no Parque Municipal da Lagoa do Peri. Trabalhamos com as seguintes hipóteses: 1) as áreas próximas ao bambu possuem uma menor riqueza de espécies, devido aos colmos apresentarem uma complexidade estrutural menor em relação à vegetação adjacente, e 2) a composição de espécies em áreas próximas ao bambu é diferente das áreas distantes, pois há um predomínio de espécies especialistas na colonização de nós e internos

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP), Florianópolis, SC (27°43'05,62"S, 48°30'49,93"W) situado ao sul da Ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis – Brasil. A amostragem na área de restinga foi feita na porção leste do PMLP, numa trilha denominada “Trilha da Restinga”, localizada

numa área de planície sedimentar. A vegetação é característica de restinga arbórea (CECCA 1997), e a área apresenta diversas touceiras de bambu. A amostragem na área de mata foi realizada na porção norte do PMLP, na "Trilha do Saquinho". A área é caracterizada como Floresta Ombrófila Densa, com altitudes máximas entre 300 m a 500 m e clima do tipo mesotérmico úmido, sem estação seca definida e com verão quente (Penteado 2002).

Coleta de dados

A amostragem foi realizada ao longo da respectiva trilha de cada área estudada. Os pontos foram definidos com uma distância mínima de 10 m entre elas (Figura 1), e foram escolhidos de forma pareada à medida em que foram encontrados na trilha: uma área sob influência de bambu, seguida de uma área sem influência de bambu (Figura 2). A definição dos pontos foi de acordo com a presença ou não de bambu e o tipo de serrapilheira.

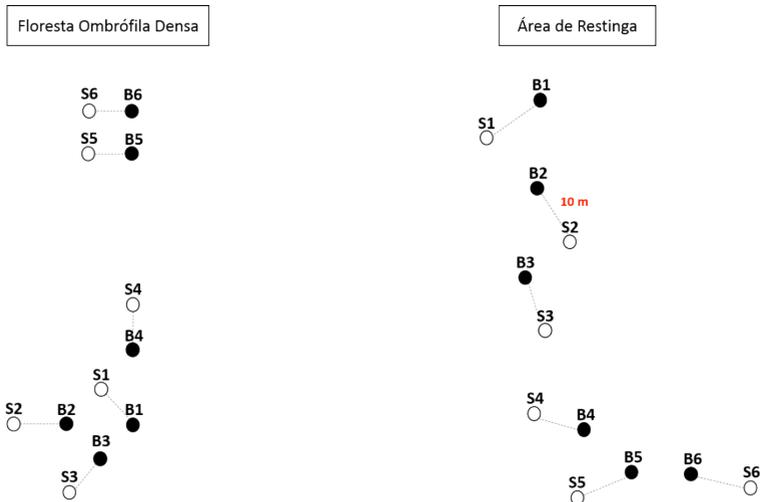


Figura 1: Esquema das áreas de Floresta Ombrófila Densa (mata) e restinga amostradas, demonstrando o pareamento de pontos com e sem bambu distantes 10m, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

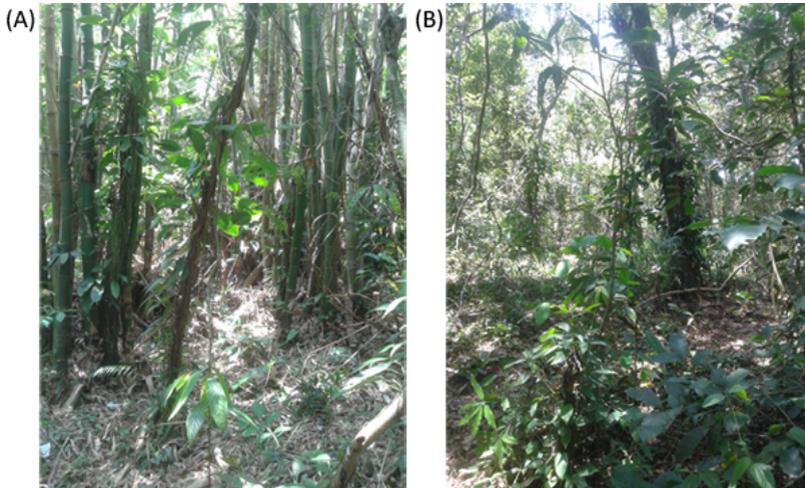


Figura 2: Pontos sob influência de bambu (A) e sem influência de bambu (B), Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

A coleta de formigas foi feita nos dias 30 e 31 de outubro, sempre no período de manhã entre 9h e 11h. Em cada ponto, colocou-se três iscas à base de sardinha em óleo dispostas em papel higiênico, com espaçamento mínimo de 1m entre elas para maximizar a amostragem de riqueza de espécies. Esperou-se uma hora após a montagem das iscas, tempo suficiente para que as formigas encontrassem estas, recrutassem outros indivíduos e se alimentassem (Bestelmeyer *et al.* 2000). Passado esse tempo, recolheu-se as iscas para a triagem de morfoespécies.

Cada isca foi coletada juntamente com o folhígio abaixo e colocada em bandeja plástica. Com o auxílio de pincel e pinça, pelo menos um indivíduo representante de cada morfoespécie observada foi coletado e fixado em álcool 70% em tubos Falcon. Os tubos foram numerados sequencialmente de acordo com o tipo de ponto, sendo que amostras das três iscas de um mesmo ponto foram reunidas em um único tubo.

Em laboratório, as formigas foram dispostas em placas de Petri de acordo com o ponto onde foram coletadas. A identificação

foi realizada utilizando um microscópio estereoscópico Medilux e baseada em Loureiro & Queiroz (1990).

Análise de dados

A comparação de riqueza entre a área de mata e área de restinga foi feita através de uma análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas a partir dos dados de riqueza de espécies nos pareamentos de pontos com e sem bambu. A comparação da composição entre os pontos em cada área foi realizada através de uma matriz de ordenação (PCOA), com base na dissimilaridade de Sorensen. Posteriormente diferenças na composição de espécies foram testadas com a análise de variância multivariada com base em permutações (PERMANOVA). As análises foram realizadas utilizando o programa R e o pacote *vegan*.

Resultados

Foram identificadas 21 espécies de formigas nas duas áreas. Na área de restinga, ocorreram 12 espécies com a influência do bambu e 13 sem a influência do bambu. Na mata, 10 espécies ocorreram em pontos com bambu e 11 em pontos sem bambu (Tabela 1). Seis espécies ocorreram em todos os tipos de habitat: *Crematogaster* sp.1, *Crematogaster* sp.2, *Pheidole* sp.1, *Pheidole* sp.2, *Wasmannia* sp. e *Pachycondyla striata*.

Tabela 1: Espécies de formigas coletadas em área de restinga (R) e de mata (M), com (B) ou sem (S) influência de bambu, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. Ponto: RB = restinga com bambu, RS = restinga sem bambu, MB = mata com bambu, MS = mata sem bambu

Família					
Formicidae					
Subfamília	Espécie	RB	RS	MB	MS
Dolichoderinae	<i>Tapinoma melanocephalum</i>	x			
Ectatomminae	<i>Gnamptogenys</i> sp.			x	
Formicinae	<i>Brachymyrmex</i> sp.				x
	<i>Camponotus lespesii</i>		x	x	
	<i>Camponotus</i> sp.	x	x		
	<i>Nylanderia</i> sp.	x	x		x
	<i>Paratrechina longicornis</i>		x		
Myrmicinae	<i>Crematogaster</i> sp.1	x	x	x	x
	<i>Crematogaster</i> sp.2	x	x	x	x
	<i>Crematogaster</i> sp.3		x		
	<i>Pheidole</i> sp.1	x	x	x	x
	<i>Pheidole</i> sp.2	x	x	x	x
	<i>Pheidole</i> sp.3	x			x
	<i>Pheidole</i> sp.4		x		
	<i>Pheidole</i> sp.5			x	x
	<i>Solenopsis</i> sp.1	x	x		
	<i>Solenopsis</i> sp.2	x			
	<i>Solenopsis</i> sp.3			x	
	<i>Wasmannia</i> sp.	x	x	x	x
Ponerinae	<i>Odontomachus chelifer</i>				x
	<i>Pachycondyla striata</i>	x	x	x	x
Total		12	13	10	11

Não foi observada diferença significativa na riqueza de espécies entre as áreas ($F=0,61$, $p=0,453$) e entre pontos com e sem bambu ($F=0,10$, $p=0,756$), nem interação significativa entre a presença do bambu e os tipos de vegetação ($F=0,92$, $p=0,360$). Quanto à composição de espécies, foi encontrada diferença significativa entre a área de restinga e mata ($R^2=0,13$; $p=0,007$) e entre a composição de espécies sob influência ou não do bambu dentro da área de mata ($R^2=0,21$, $p=0,049$) (Figura 3).

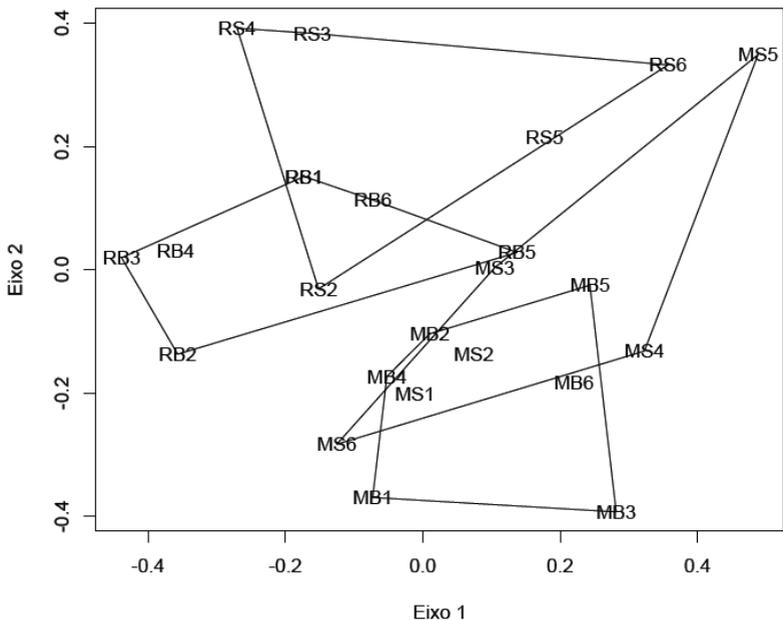


Figura 3. Matriz de ordenação (PCOA) evidenciando agrupamentos das comunidades de formigas nos pontos de coleta nas áreas de restinga (R), mata (M), sem bambu (S) e com bambu(B).

Discussão

Apesar de trabalhos anteriores mencionarem a preferência de algumas espécies de formigas pelos colmos de bambu (Kohout

1988; Dorow & Maschwitz 1990), essas plantas não exerceram influência significativa na riqueza de espécies. No entanto, a presença do bambu influenciou significativamente a composição de espécies na área de mata, ao contrário da área de restinga. Isto pode estar relacionado ao fato da área de restinga ser um ambiente menos complexo e mais aberto se comparado a mata. Estas características permitiriam uma maior locomoção das formigas, onde a superfície do solo é mais transponível (Kaspari & Weiser 1999) e, portanto, uma maior homogeneização na composição de espécies. No caso da área de mata, que possui maior complexidade estrutural, as espécies que possuem maior afinidade por um tipo de habitat tendem a uma maior separação por ter sua locomoção mais restrita.

A serrapilheira das áreas sob a influência do bambu possui menor rugosidade quando comparada à área de mata (Martins *et al.* 2011). Estudos anteriores demonstraram que a rugosidade do terreno é um dos fatores que influenciam a distribuição e composição da comunidade de formigas (Sarty *et al.* 2006; Martins *et al.* 2011). Desta forma, a influência do bambu na composição de espécies de formigas estaria condicionada a características estruturais dos habitats, pois a diferença na complexidade da serapilheira de bambu na restinga não foi suficiente para alterar a composição da fauna de formigas, ao contrário do observado para a serapilheira do bambu na mata.

A diferença significativa na composição de espécies entre mata e restinga indica que algumas formigas são exclusivas ou ocorrem em maior frequência em diferentes tipos de vegetação. Diferenças na composição de espécies de formigas também foram encontradas por Cereto (2011), para diferentes fisionomias da vegetação de restinga. Tanto a distribuição quanto a composição das espécies de formigas são influenciadas pelas características estruturais das diferentes fisionomias vegetais (Wall & Moore 1999). Dessa forma, a influência da vegetação sobre essas comunidades está associada à disponibilidade de recursos e de

condições de micro-habitats para formigas e outros insetos (Ribas *et al.* 2003; Vargas *et al.* 2007).

Nossos resultados mostram que o bambu exerce influência na composição de espécies na área de mata. Entretanto, em um estudo anterior na cidade de Hiroshima, a fauna de formigas em florestas latifoliadas com a presença do bambu foi semelhante as áreas sem a presença do bambu em diversidade e composição de espécies (Touyama *et al.* 1998). Outros resultados mostram que espécies encontradas dentro dos colmos dos bambus não ocorrem na floresta ao redor, pois o bambu oferece condições favoráveis para a colonização por espécies que dificilmente ocupariam outras áreas (Espírito-Santo *et al.* 2008). Isto sugere a realização de amostragens no interior dos colmos de bambu, a fim de verificar mais detalhadamente as diferenças na composição das espécies de formigas da área de mata.

Agradecimentos

Agradecemos ao Parque Municipal da Lagoa do Peri pela infraestrutura oferecida para a realização deste trabalho. À Malva Medina Hernández e ao Victor Alves pelas contribuições ao trabalho.

Bibliografia

- Albuquerque, E. Z.; Diehl, E. 2009. Análise faunística das formigas epígeas (Hymenoptera, Formicidae) em campo nativo no Planalto das Araucárias, Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Entomologia**, 53: (3) 398-403.
- Armbrecht, I.; Ulloa-Chacon, P. 2003. The little fire ant *Wasmannia auropunctata* (Roger)(Hymenoptera: Formicidae) as a diversity indicator of ants in Tropical Dry Forest fragments of Colombia. **Environmental Entomology**, 32 (3): 542-547.

- Andersen, A. N. 1986. Diversity, seasonality and community organization of ants at adjacent heath and woodland sites in south-eastern Australia. **Australian Journal of Zoology** 34: 53-64.
- Andersen, A. N.; Hoffmann, B. D.; Müller, W. J.; Griffiths, A. D. 2002. Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. **Journal of Applied Ecology**, 39: 8-17.
- Bestelmeyer, B. T.; Agosti, D.; Alonso, L. E.; Brandão, C. R. F.; Brown, W. L.; Delabie, J. H. C.; Silvestre, R. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants. In: Agosti, D.; Majer, J.; Alonso, L. E.; Schultz, T. R. (eds). **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution Press, p.122-144.
- CECCA 1997. Centro de Estudos Cultura e Cidadania. **Unidades de Conservação e Áreas Protegidas da Ilha de Santa Catarina: caracterização e legislação**. Florianópolis: Insular. 160p.
- Cereto, C. E. **Aspectos ecológicos da mirmecofauna em comunidades de restingas na ilha de Santa Catarina, sul do Brasil: composição, densidade de espécies e influência de fatores ambientais**. 2011. 141 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Costa, C. B.; Ribeiro, S. P.; Castro, P. T. A. 2010. Ants as bioindicators of natural succession in savanna and riparian vegetation impacted by dredging in the Jequitinhonha River Basin, Brazil. **Restoration Ecology**, 18: 148–157.
- Cramer, M. J.; Wilig, M. R. 2005. Hábitat heterogeneity, species diversity and null models. **Oikos**, 108: 209-218.
- Davidson D W; Cook S C; Snelling R R; Chua T H .2003. Explaining the abundance of ants in lowland tropical rainforest canopies. **Science** 300: 969-972.
- Dorow, W. H. O.; Maschwitz, U. 1990. The *arachne*-group of *Polyrhachis* (Formicidae, Formicinae): weaver ants cultivating Homoptera on bamboo. **Insectes Sociaux** 37: 73-89.

- Espírito-Santo, N. B. 2008. **Assembléia de formigas do Parque Estadual do Itacolomi (MG) e relações intra e interespecíficas entre espécies dominantes**. Dissertação de mestrado, Juiz de Fora, ICB/UFJF, 86p.
- Fagundes, R.; Terra, G.; Ribeiro, S. P.; Majer, J. P. 2010. O Bambu *Merostachys fi scheriana* (Bambusoideae: Bambuseae) como Habitat para Formigas de Floresta Tropical Montana. **Neotropical Entomology** 39(6): 906-911.
- Finke, D. L.; Snyder, W. E. 2008. Niche partitioning increases resource exploitation by diverse communities. **Science**, 321: 1488-1490.
- Gotelli, N. J.; Ellison, A. M. 2002. Biogeography at a regional scale: determinates of ant species density in the New England bogs and forests. **Ecology**, 83 (6): 1604-1609.
- Hölldobler, B.; Wilson, E. O. **The ants**. Cambridge: Harvard University Press, 1990. 732 p.
- Kaspari, M.; Majer, J. D. Using ants to monitor environmental change. 2000. In: Agosti, D.; Majer, D. J.; Alonso, L.E.; Schultz, T. R.: (Eds.). **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**, Washington and London: Smithsonian Institution Press, p.89-98.
- Kaspari, M.; Weiser, M. D. 1999. The size-grain hypothesis and interspecific scaling in ants. **Functional Ecology**, 13 (4): 530-538.
- Kohout, R. J. 1988. A new species of *Polyrhachis* from Papua New-Guinea with a review of the New Guinean and Australian species (Hymenoptera: Formicidae: Formicinae). **Memoirs of the Queensland Museum** 25: 417-428.
- Leal, I. R.; Lopes, B. C. 1992. Estrutura das comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de solo e vegetação no Morro da Lagoa da Conceição, Ilha de Santa Catarina, SC. **Biotemas**, 5 : 107-122.
- Lobato, F. L.; Otegui, M. B. P.; Lopes, B. C. 2009. Diversidade de espécies de formigas da Mata Atlântica em áreas de Mata Atlântica em áreas de mata primária e capoeirão: uma

- comparação por indicadores ecológicos. In Hanazaki, N.; Dias, B. B.; Otegui, M. B. P.; Petrucio, M. M. (Org.). **Ecologia de Campo do PPGE-UFSC**. Florianópolis: UFSC, p. 126-135.
- Loureiro, M. C.; Queiroz, M.V.B. 1990. **Insetos de Viçosa: Formicidae**. Viçosa: Imprensa Universitária da Universidade Federal de Viçosa. 106p.
- Martins, L.; Chevalier, L. X. T; Almeida, F. S. 2011. Teste da Hipótese Size-Grain: Influência da Rugosidade do Ambiente sobre Formigas (Hymenoptera: Formicidae). **EntomoBrasilis** 4(3): 100-102.
- McCoy, E. D.; Bell, S.S. 1991. Habitat structure: The evolution and diversification of a complex topic, p. 169-196. In S.S. Bell, E. D. McCoy & H. R. Mushinsky (eds.). **Habitat Structure—The Physical Arrangement of Objects in Space**. Chapman & Hall, London, United Kingdom.
- Oliveira, P. S.; Freitas, A. V. L. Ant-plant herbivore interactions in the neotropical cerrado savanna. **Naturwissenschaften**, Berlin, v. 91, p. 557-570, 2004.
- Penteado, A. N., 2002. **Subsídios para o plano de manejo do parque Municipal da Lagoa do Peri – Ilha de Santa Catarina, Florianópolis – SC**. Dissertação de Mestrado. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina.
- Ribas, C. R.; Schoederer, J. H.; Pie, M.; Soares, S. M. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. **Austral Ecology**, Alice Springs, 28: 305-314.
- Sarty, M.; K.L. Abbott; P. J. Lester. 2006. Habitat complexity facilitates coexistence in a tropical ant community. **Oecologia**, 149: 465–473.
- Touyama, Y.; Yamamoto, T.; Nakagoshi, N. 1998. Myrmecofaunal change with bamboo invasion into broadleaf forests. **Journal of Forest Research** 3: 155-159.
- Vargas, A. B.; Mayhé-Nunes, A. J.; Queiroz, J. M.; Souza, G. O.; Ramos, E. F. 2007. Efeitos de fatores ambientais sobre a

mirmecofauna em comunidades de restinga no Rio de Janeiro, RJ. **Neotropical Entomology**, 36 (1): 28-37.

Wall, D. H.; Moore, J. C. 1999. Interactions underground. **BioScience**, 49: 109-107.

Dinâmica da metacomunidade fitotelmata associada a *Vriesea friburgensis* Mez. (Bromeliaceae) em área de restinga

Leite, G. F. M.; Riffel, R.F.; Hernández, M. I. M.

Introdução

A ecologia de comunidades tem como interesse principal entender e explicar como processos ecológicos podem determinar os padrões de distribuição, dispersão, abundância e interação entre as espécies (Leibold *et al.* 2004; Vellend 2010). Contudo, grande parte da teoria aplicada a comunidades foi construída assumindo que comunidades são fechadas e isoladas, desconsiderando que os padrões de comunidades podem ser emergentes e ocorrer em diferentes escalas no espaço e no tempo (Levin 1992; Wilson 1992).

A teoria da biogeografia de ilhas é um modelo teórico que reconhece a importância do ambiente (*i.e.* distância entre manchas, tamanho de hábitat) e troca de espécies na determinação da riqueza de espécies encontradas em ilhas (MacArthur & Wilson, 1967). Essa teoria prediz que o número de espécies presentes em uma ilha, ou ambiente isolado por uma matriz heterogênea, é resultado do equilíbrio dinâmico entre as taxas de imigração e de extinção. Segundo MacArthur & Wilson (1967), o suporte de espécies em cada ilha é influenciado pelo grau de isolamento (distância da área fonte) e tamanho da ilha, desconsiderando o recrutamento e mortalidade como fatores críticos na determinação da composição da comunidade. Contudo, a interação entre as espécies pode ocorrer em uma rede de comunidades locais, onde os efeitos da colonização e padrões de extinção podem ser fatores importantes na determinação da composição das comunidades, como descrito pela teoria geral de metacomunidades (Leibold *et al.* 2004).

O conceito de metacomunidades descreve um grupo de comunidades locais de espécies potencialmente interatuantes,

relacionadas por dispersão, sendo a estrutura dessa comunidade determinada tanto por processos regionais como por interações locais (Wilson 1992; Leibold *et al.* 2004; Vellend 2010). A abordagem de uma metacomunidade é válida somente quando se admite alguns princípios como: i) existir manchas habitáveis que suportam comunidades reprodutivamente ativas, como ilhas em uma matriz de paisagem heterogênea; ii) a interligação das populações por dispersão (migração); e iii) uma associação entre as manchas determinada pela distância, de modo que exista uma interação entre elas mas, ao mesmo tempo, não se tornem uma mesma comunidade (Leibold *et al.* 2004). Assim, a distribuição das espécies entre manchas podem ser influenciados por três fatores principais: i) restrições de dispersão, onde o que limita a presença de algumas espécies é sua incapacidade de chegar ao local; ii) restrições ambientais, onde o ambiente atuaria como filtro seletor das espécies que iriam colonizar o local; e iii) dinâmicas internas, originadas pelas relações entre os participantes da comunidade (Leibold *et al.* 2004).

A teoria de metacomunidades prevê quatro modelos teóricos que poderiam determinar a composição de comunidades locais, cada qual com processos específicos que determinariam os padrões empíricos das comunidades: dinâmica de manchas; triagem de espécies; fonte-dreno e modelo neutro (Figura 1). i) *Modelo de dinâmica de manchas*, descreve a composição de espécies em manchas homogêneas, o que permite que ocorram em todas as manchas, e enfatiza a dinâmica de colonização e diferentes habilidades competitivas entre as espécies na determinação das comunidades; ii) *Modelo de triagem de espécies*, onde a composição das espécies seria resultado dos filtros ambientais; nesse modelo a heterogeneidade das manchas e características individuais das espécies favoreceriam certas espécies e não outras, determinando a composição da comunidade; iii) *Modelo fonte-dreno*, onde diferentes capacidades de dispersão e a heterogeneidade do ambiente interagem para determinar a composição local e regional das comunidades; e iiiii) *Modelo neutro*,

onde existe uma equivalência ecológica entre todas as espécies participantes da metacomunidade e, portanto, a composição e abundância das espécies na comunidade seria determinada por fatores estocásticos (Hubbell 2001; Leibold *et al.* 2004).

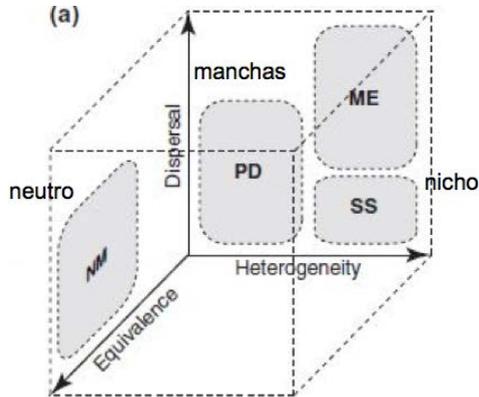


Figura 1. Predições teóricas para a composição de comunidades segundo os modelos de metacomunidades. Variações representam a importância das variáveis para ajustamento aos modelos. NM= Modelo neutro; PD=Dinâmica de manchas; SS=Triagem de espécies; ME=Fonte-dreno (adaptado de Logue *et al.* 2011).

As Bromélias representam comunidades naturais com alta replicação na paisagem, tornando-se potencialmente valiosas para o estudo ecológico, especialmente para o estudo de dinâmica de metacomunidades (Leibold *et al.* 2004). Bromélias são plantas muito abundantes em florestas tropicais das Américas, encontradas tanto sobre o solo, como epífitas e contribuem significativamente para a complexidade dos ecossistemas, devido sobretudo à conformação de suas folhas que são em forma de cisternas, sendo capazes de acumular água e matéria orgânica em decomposição. Estes corpos de água, também definidos como fitotelmos, podem abrigar alta diversidade de protistas, invertebrados e vertebrados, que buscam um local para reprodução, abrigo contra predadores ou mesmo para forragear (Kitching 2000). Portanto, principalmente na

ausência de outros corpos d'água lênticos, o fitotelmo fornece um importante hábitat de água doce, sendo ambientes essenciais para muitas espécies que dependem da água doce para estabelecimento e reprodução. Desta forma, as bromélias estabelecem uma relação complexa com diversos organismos dependentes de água que habitam em seus reservatórios e, por outro lado, se beneficiam desta interação por assimilar componentes orgânicos deixados por seus hóspedes (Benzing 2000).

Nosso objetivo foi investigar como a heterogeneidade espacial e ambiental influenciam na composição das comunidades fitotelmatas de macroinvertebrados associadas à bromélia *Vriesea friburgensis* Mez. em um ecossistema de restinga. Devido à proximidade das plantas e mobilidade dos organismos estudados, além da heterogeneidade ambiental presente em ambientes de restinga, esperamos encontrar o modelo de metacomunidades *fonte-dreno*, onde a composição da comunidade fitotelmata em *V. friburgensis* é regida principalmente por processos de alta dispersão entre os locais e a presença de ambientes heterogêneos.

Material e métodos

As amostragens foram realizadas em uma área de restinga arbustiva no Parque Municipal da Lagoa do Peri, localizada no sul da ilha de Florianópolis/SC. Os macroinvertebrados associados ao fitotelmo da bromélia *Vriesea friburgensis* Mez. foram coletados em 46 plantas escolhidas aleatoriamente ao longo da trilha do Sertão. Para cada planta amostrada foi coletada a água presente no reservatório para posterior análise da composição da comunidade de macroinvertebrados. A altura e raio das plantas amostradas foram mensuradas com fita métrica como medida indireta do volume potencial de água no fitotelmo que cada planta é capaz de manter (Figura 1).

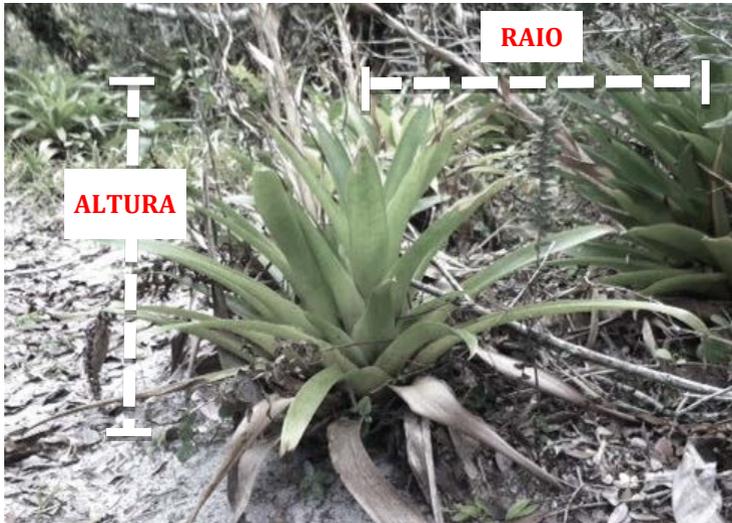


Figura 2 . Parâmetros morfométricos obtidos de *V. friburgensis* para a determinação do volume da planta.

Variáveis ambientais (abertura de dossel, cobertura do solo) também foram obtidas para determinação dos fatores ambientais que poderiam determinar a composição da comunidade de macroinvertebrados. A cobertura do solo foi medida através de estimativa visual sendo o limite amostrado dentro de uma parcela de 1x1 m, tendo como centro a bromélia. A água do fitotelmo foi coletada com uma bomba a vácuo manual e armazenada em frascos de polietileno. Essas amostras foram levadas ao laboratório, fixadas com álcool 70% e analisadas quanto a composição de espécies de macroinvertebrados. A composição das comunidades foi analisada de alíquotas (10-30ml) obtidas do fitotelmo e a abundância dos organismos extrapolada para o volume total de água coletado no tanque das bromélias.

Todas as plantas amostradas foram georreferenciadas para obter a distribuição espacial dos indivíduos. A distância entre os indivíduos selecionados variou de 1 a 163 m (Figura 2).

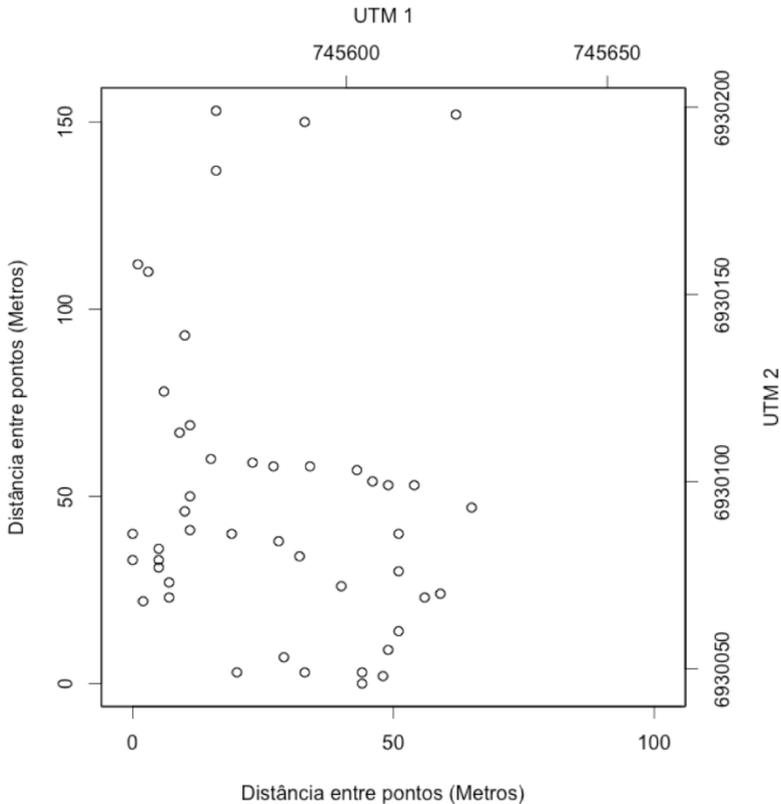


Figura 2. Distribuição espacial (em metros) das bromélias *V. friburgensis* amostradas ao longo da área de restinga.

A importância das variáveis ambientais (abertura de dossel e cobertura de solo) na estrutura da comunidade de macroinvertebrados fitotelmáticos foi analisada por uma análise de redundância parcial (pRDA). Os parâmetros físicos locais usados foram: abertura de dossel, abundância relativa de cobertura de solo, vegetação e serrapilheira. A pRDA consiste da realização de uma RDA, porém se retirando o efeito de covariáveis em uma técnica de ordenação multivariada que também é conhecida como uma análise de gradiente ambiental, pois assume uma associação linear entre as variáveis dependentes (Boccard *et al.* 1992). Uma

pRDA envolve a ordenação de uma matriz de variáveis dependentes por meio de uma PCA, seguida pela associação dos resultados desta análise com uma segunda matriz de variáveis explanatórias.

As coordenadas geográficas (latitude e longitude em UTM (Universal Transversal Mercator)) de cada ponto amostral foram usadas em uma análise de coordenadas principais de matrizes vizinhas (PCNM), segundo método descrito por Bocard & Legendre (2002). Posteriormente, uma pRDA foi usada para remover os efeitos de variáveis menos importantes das matrizes espacial e ambiental. Uma seleção progressiva (*forward selection*) foi feita para cada conjunto de variáveis preditoras (variáveis espaciais e locais) de onde obteve-se os valores de R^2_{ajustado} do modelo.

A importância das variáveis ambientais na estrutura da macrofauna fitotelmática foi obtida, primeiro selecionando as variáveis explanatórias que maximizam o ajustamento do modelo, e computando uma razão F e p-valor por permutação dos valores obtidos dos resíduos (Blanchett *et al.* 2008). Todas as análises foram realizadas utilizando o software R (R Development Core Team 2014). A matriz de composição da comunidade foi *a priori* transformada através do método de Hellinger, o qual reduz a importância de espécies dominantes em favorecimento de espécies raras, de forma a distribuir a importância da composição da comunidade em torno da riqueza.

Resultados e discussão

A riqueza total amostrada da fauna associada às bromélias foi de 18 morfotipos, sendo os grupos mais abundantes Chironomidae (47% da abundância total) e Culicidae (30%) (Tabela 1). Frequentemente esses grupos (Chironomidae e Culicidae) são os mais abundantes em fitotelmas de bromélias de florestas úmidas (Liria 2007). Um estudo conduzido com uma espécie do gênero *Vriesea* em floresta Atlântica encontrou uma riqueza de 23 táxons associadas ao fitotelma (com a predominância de Coleoptera

Scirtidae, Diptera e Hymenoptera Formicidae), sugerindo que a riqueza de táxons pode variar conforme a complexidade estrutural do ecossistema em que a bromélia está inserida: ambientes florestais com maior diversidade de vegetação podem abrigar maior diversidade de invertebrados, o que se reflete na diversidade encontrada no fitotelmo (Mestre *et al.* 2001). Contudo, a avaliação de dados obtidos a partir de diferentes esforços amostrais e em ecossistemas com diferenças de diversidade devem ser feitas com cautela.

Tabela 1. Riqueza e abundância relativa da macrofauna encontrada associada ao fitotelmo de *V. friburgensis* em áreas de restinga.

Táxon	Abundância	Abundância relativa (%)
Chironomidae	433	47
Culicidae	277	30
Copepoda	71	8
Odonata	61	7
TNI 1	16	2
Crisomelidae	14	1
Aracnidae	11	1
TNI 4	11	1
Hydrachnidiae	11	1
Formicidae	6	1
TNI 6	5	1
Diptera	2	<1
TNI 3	2	<1
Ceratopogonidae	2	<1
Hemiptera	2	<1
TNI 5	2	<1
Hymenoptera	1	<1
TNI 2	1	<1

* TNI – Táxon não identificado

A capacidade de armazenamento e o tamanho das bromélias variaram entre as plantas analisadas e não observamos uma relação linear entre esses dois fatores. O raio entre o tanque e o limite da maior folha de *V. frigurgensis* variou entre 0,19 m e 0,57 m e o armazenamento de água variou entre 13 mL e 407 mL. A abertura do dossel sobre os indivíduos de *V. friburgensis* variou de 10% (área bastante abrigada de radiação solar) a 100% (área totalmente aberta). A cobertura de solo foi bastante heterogênea, tendo locais onde havia ampla cobertura de vegetação circundante à bromélia (*i. e.* 85% da parcela), serrapilheira (*i. e.* 85% da parcela) e solo de restinga (*i. e.* 60% da parcela).

A seleção de variáveis para o modelo pelo R^2_{ajustado} não selecionou nenhuma variável, indicando que nenhum dos parâmetros utilizados, ambientais ou espaciais, são determinantes da composição da macrofauna associada a *V. frigurgensis* (R^2_{ajustado} ; $p > 0.05$) (Figura 2). Desta forma, os resultados não corroboram com nossa hipótese, sugerindo que a comunidade fitotelmata associada a *V. friburgensis* melhor se enquadra no modelo teórico de dinâmica de manchas, caracterizado por ambientes homogêneos e grande capacidade de dispersão entre as manchas (Leibold *et al.* 2004).

Possivelmente as variações ambientais (*i.e.* cobertura de dossel e do solo) não são fundamentais para a determinação da comunidade fitotelmática, pois exercem influência direta sobre a bromélia (*e.g.* maiores níveis de radiação solar, nutrientes disponíveis no solo), mas não no fitotelmo e fauna associada, que fica protegido entre as folhas. Além disso, é possível que as comunidades observadas sejam compostas principalmente por espécies oportunistas e generalistas, não sensíveis a variações nos parâmetros ambientais analisados, e que a capacidade de dispersão dessas espécies seja superior à distância entre as bromélias em nosso estudo. Estudos anteriores sugerem que o estabelecimento de Chironomidae epifíticos em macrófitas aquáticas são determinados por fatores estocásticos e comumente apresentam distribuição randômica (Tokeshi & Pinder 1986; Tokeshi 1995), o

que corrobora a alta capacidade de dispersão e generalismo na seleção de habitats observada em nosso estudo.

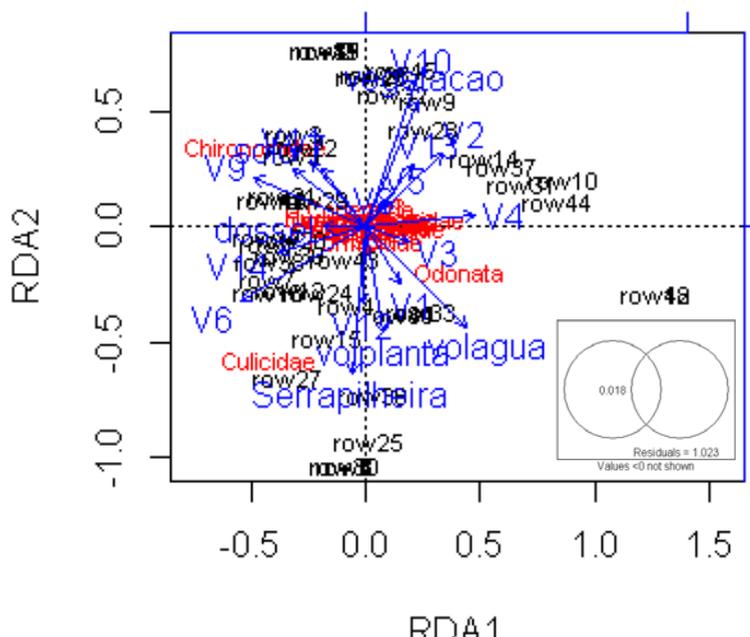


Figura 2. Análise de redundância parcial (pRDA) da comunidade de macroinvertebrados fitotelmata baseado nas matrizes espacial e ambiental. Variações explicadas são mostradas no diagrama de Venn.

O número de invertebrados encontrados em microhabitats muito similares (mesma espécie e estrutura de planta) pode variar conforme a localização relativa do habitat em relação à fonte de dispersão (Campbell *et al.* 1983; Fairchild 1981; Lang 1970). Nesse sentido, dispersão é um componente crucial na determinação dos padrões de diversidade e do modelo teórico de metacomunidades em que se enquadra. Porém, os dados quantitativos sobre dispersão das espécies e como isso afeta os padrões de diversidade e estrutura da comunidade ainda são limitados. Tanto Chironomidae quanto Culicidae (dominantes no presente estudo) são grupos com

grande número de espécies, as quais variam tanto em capacidade de dispersão e tamanho quanto na sua função no ecossistema (*e.g.* grupo trófico funcional: minadores, filtradores, predadores). Portanto, considerar essas famílias como grupos com características semelhantes é inserir um erro analítico na determinação dos padrões de dispersão e distribuição, sendo necessário um aprofundamento taxonômico para a determinação dos grupos. Além disso, estudos anteriores sugerem que a seleção de habitats para deposição de ovos e larvas por insetos (particularmente Chironomidae) pode ser devido a condições fisiológicas das plantas, presença e abundância de algas (Fairchild 1981), ou mesmo estágio de decomposição do folheto associado ao corpo d'água (Smock & Stoneburner 1980), parâmetros não avaliados em nosso estudo.

De maneira geral, observamos que a estrutura e composição das comunidades obedece a um padrão de distribuição dos organismos de dinâmica de manchas, devido sobretudo à baixa heterogeneidade do hábitat (dentre os parâmetros avaliados) e à alta capacidade de dispersão dos grupos identificados.

Agradecimentos

Agradecemos ao Parque Municipal da Lagoa do Peri, pelo oferecimento de infraestrutura para a realização deste trabalho. A Victor Michelin Alves, pelo auxílio na identificação dos Coleoptera e a Pedro Giovâni da Silva, por fornecer o script do R com as análises de metacomunidades, aos Drs. Eduardo Giehl e Pedro Cavalin pelas contribuições estatísticas para o desenvolvimento desse trabalho.

Bibliografia

Benzing, D. H. 2000. **Bromeliaceae: profile of an adaptive radiation.** New York, Cambridge University Press.

- Blanchet, F. G.; Legendre, P.; Bocard, D. 2008. Forward selection of explanatory variables. **Ecology**. 89(4), 2623-2632.
- Borcard, D.; Legendre. 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. **Ecological Modelling**. 1531-(2), 51-68.
- Borcard, D.; Legendre, P.; Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. **Ecology**. 73, 1045-1055.
- Campbell, J. M.; Clark, W. J. 1983. Effects of microhabitat heterogeneity on the spatial dispersion of small plant-associated invertebrates. **Freshwater Invertebrate Biology**. 2(4), 180-185.
- Fairchild, G. W. 1981. Movement and microdistribution of *Sida crystallina* and other littoral microcrustacea. **Ecology**. 62, 1341-1352.
- Hubbell, S. P. 2001. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton Univ. Press.
- Kitching, R. L. 2000. **Food webs and container habitats: the natural history and ecology of phytotelmata**. Cambridge, Cambridge University Press.
- Lang, K. L. 1970. **Distribution and dispersion of the Cladocera of Lake West Okoboji, Iowa**. Tese de Doutorado, University of Iowa, Iowa City, Iowa.
- Leibold, M. A.; Holyoak, M.; Mouquet, N.; Amarasekare, P.; Chase, J. M.; Hoopes, M. F. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, 7, 601–613.
- Levin, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. **Ecology**. 73, 1943–1967.
- Liria J. 2007. Fauna fitotelmata en las bromelias *Aechmea fendleri* André y *Hohenbergia stellata* Schult del Parque Nacional San Esteban, Venezuela. **Revista Peruana de Biología** 14: 33-38.
- Logue, J. B., Mouquet, N.; Peter, H.; Hillebrand, H. 2011. Metacommunity working group, empirical approaches to

- metacommunities: A review and comparison with theory. **Trends in Ecology and Evolution** 26, 482-492.
- MacArthur, R. O.; Wilson, E. O. 1967. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Mestre, L.A.; Aranha, J.M.; Esper, M.L. 2001. Macroinvertebrate Fauna Associated to the Bromeliad *Vriesea inflata* of the Atlantic Forest (Paraná State), Southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** 44: 89-94.
- R Development Core Team 2014
- Smock, L. A.; Stoneburner, D. L. 1980. The response of macroinvertebrates to aquatic macrophyte decomposition. **Oikos**. 35: 397-403.
- Tokeshi, M. 1995. Randomness and aggregation: analysis of dispersion in an epiphytic chironomid community. **Freshwater Biology**. 33(3), 567-578.
- Tokeshi, M.; Pinder, L. C. V. 1986. Dispersion of Epiphytic Chironomid Larvae and the Probability of Random Colonization. **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**. 71, (5), 613-620.
- Vellend, M. 2010. Conceptual synthesis in community ecology. **Q Rev Biol**. 85: 183-206.
- Wilson, D. S. 1992. Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. **Ecology** 73, 1984.

Pode haver convergência filogenética em resposta à herbivoria? Um estudo em árvores de restinga

Alves, V. M.; Giehl, E.H.

Introdução

Uma das principais interações negativas enfrentadas pelas plantas é a herbivoria. Os efeitos negativos provocados pelos herbívoros influenciam no crescimento e na capacidade reprodutiva, reduzindo a habilidade competitiva das plantas (Coley *et al.* 2006). Assim, a herbivoria pode restringir a distribuição das espécies, funcionando como um filtro ambiental (Harley 2003) por diminuir a chance de sobrevivência dos organismos vegetais (Strauss & Irwin 2004). Por isso, espécies com baixo investimento em defesa podem ser excluídas das comunidades (Silva & Batalha 2009).

As taxas de herbivoria dependem da qualidade nutricional, da idade e de outras estratégias de defesa das plantas. Nesse sentido, distintos graus de investimento em defesa ocorrem em diferentes espécies (Feeny 1976). As principais respostas de defesa à herbivoria são: a tolerância, que é a habilidade de manter a aptidão independentemente da herbivoria; e a resistência, que é o desenvolvimento de estratégias de defesa. A resistência pode ser estrutural (tricomas e espinhos), química (alcaloides e terpenos) ou nutricional (redução de nutrientes para os herbívoros) (Hanley *et al.* 2007). Esses tipos de respostas podem ocorrer de maneira complementar, aumentando a eficiência da proteção (Berenbaum *et al.* 1991).

As características morfológicas relacionadas com as diferentes estratégias de defesa podem ser interpretadas como atributos funcionais. Esses atributos podem ser características morfológicas, bioquímicas, fisiológicas, estruturais, fenológicas, ou comportamentais que são expressas através do fenótipo dos

organismos e são relevantes para a resposta desses ao ambiente e para os seus efeitos sobre as propriedades do ecossistema (Violle *et al.* 2007). Alguns atributos são filogeneticamente conservados nas linhagens de plantas (Ackerly 2003), com os filtros ambientais gerando padrões de agregação filogenética. Assim, a evolução das características funcionais pode ser avaliada como a relação entre as distâncias funcionais e filogenéticas, informando sobre padrões de organização de comunidades. Essa relação de atributos com a filogenia é conhecida como sinal filogenético, pode ser estimada por diferentes métodos (Grafen 1989). Neste caso, espécies filogeneticamente próximas podem compartilhar atributos do ancestral comum e apresentar respostas similares às diferentes pressões ambientais (Nunez-Farfan 2007). Como consequência, tanto os atributos funcionais, quanto a filogenia podem auxiliar a identificar grupos de espécies mais suscetíveis à herbivoria e explicar quais espécies são mais abundantes ou raras nas comunidades.

A resposta à herbivoria também pode depender das condições ambientais, especialmente da disponibilidade de nutrientes no solo (Silva & Batalha 2011). Em locais com solos pobres, a perda de folhas pode ser extremamente custosa para as plantas (Fine *et al.* 2006). Portanto, na restinga, que apresenta solos arenosos, facilmente lixiviados, se espera que a estratégia predominante seja a resistência à herbivoria, com alto investimento das plantas em estratégias de defesa.

O objetivo deste trabalho foi de avaliar se atributos associados à defesa contra a herbivoria (como tricomas e espinhos) se conservam filogeneticamente entre espécies semelhantes. Trabalhamos com a hipótese de que as espécies proximamente relacionadas irão apresentar taxas semelhantes de herbivoria, convergindo filogeneticamente, e que as diferentes estratégias de defesa possam explicar os padrões de abundância e raridade das espécies.

Material e métodos

Local de Estudo

O Estudo foi realizado no parque municipal da Lagoa do Peri (PMLP; coordenadas 27°42' S e 27°32' W). O PMLP está margeado em suas porções norte, sul e oeste por encostas cobertas por Floresta Ombrófila Densa, com altitudes máximas entre 300 m e 500 m. O clima da região é o tipo Cfa: clima mesotérmico úmido, sem estação seca definida e com verão quente (Penteado 2002). As amostras foram realizadas ao longo da “Trilha da Restinga”. Foi utilizado o método do quadrante centrado. Foram alocados 15 pontos de amostragem ao longo de uma transeção, distantes 20 m entre si. Em cada ponto era lançada uma cruzeta ao chão e amostrada a árvore mais próxima em cada quadrante até uma distância máxima de 10 m e com perímetro a altura do peito ≥ 15 cm.

Montagem da Filogenia

Para poder calcular o sinal filogenético foi construída a filogenia no *software* R utilizando como base a árvore filogenética datada de Zanne *et al.* (2014). A mesma foi convertida para nível de gênero e logo após foram removidos os gêneros não observados na amostra. Em seguida o comprimento dos ramos das espécies foi determinado pela idade máxima dos gêneros, ou, no caso de duas espécies do mesmo gênero, a separação foi definida como a metade da idade do gênero.

Atributos funcionais e índice de herbivoria

Para os cálculos dos atributos foram utilizados cinco folhas de cada indivíduo. Foram utilizados três atributos funcionais associados à folha: área foliar, tricomas e látex. A estimativa da área foliar foi feita através da fórmula que considerou a elipse como modelo foliar: $A(\text{folha}) = C \cdot L / 4 \cdot \pi$. Em que A é área, C é o comprimento e L e a largura da folha. Para folhas compostas,

estimou-se a área do folíolo e a área total foi calculada multiplicando-se esta área pelo número de folíolos.

Também foi calculado o índice de herbivoria para cada espécie (Dirzo & Dominguez 1995): $IH = \sum(n_i \times i)/N$, em que n é número de folhas na categoria i de dano (Tabela 1) e N é o número total de folhas amostradas. Para amostragem das folhas e cálculo do índice, estas foram acondicionadas em sacos plásticos, de onde foram sorteadas até 20 folhas, sem reposição.

Tabela 1. Classes de herbivoria de acordo com a área foliar consumida. De acordo com Dirzo & Dominguez (1995).

Classe de herbivoria	Área foliar consumida (%)
0	0
1	1-6
2	7-12
3	13-25
4	26-50
5	51-100

Quantificação do sinal filogenético

Para avaliar o sinal filogenético foram testados os atributos: tricomas (presença-ausência), latescência (presença-ausência) e área foliar (cm²). Além disso, foi avaliado o sinal filogenético sobre o índice de herbivoria e a abundância absoluta de cada uma das espécies, e modelada a relação entre essas variáveis, visando quantificar os efeitos da herbivoria sobre a estrutura das comunidades. Para o teste do sinal filogenético foi utilizada a estatística K de Blomberg, que quantifica o quanto o grau de variação de um atributo é explicado pela árvore filogenética. O mesmo assume o valor de zero (0) na ausência de sinal filogenético ou um (1) quando o atributo segue o esperado caso tivesse evoluído por deriva genética ou movimento Browniano. Para obtenção dos valores de K e respectivos testes de significância foi utilizado o pacote *picante* no R. Por fim, para visualização da variação dos

valores dos atributos ao longo da filogenia foi utilizado o método de decomposição da diversidade de atributos entre os nós da árvore filogenética (Paivone *et al.* 2010).

Resultados

Foram amostrados 56 indivíduos pertencentes a 25 espécies (Tabela 2).

Tabela 2. Composição da família, espécie e número de indivíduos encontrados durante o estudo.

Família	Espécie	Nº Indivíduos
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i>	11
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i>	7
Myrtaceae	<i>Calyptranthes tricona</i>	5
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i>	3
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum argentinum</i>	3
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i>	3
Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i>	3
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	2
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i>	2
Annonaceae	<i>Annona glabra</i>	1
Apocynaceae	<i>Aspidosperma sp.</i>	1
Urticaceae	<i>Coussapoa microcarpa</i>	1
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i>	1
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i>	1
Moraceae	<i>Ficus cestrifolia</i>	1
Moraceae	<i>Ficus luschnatiana</i>	1
Euphorbiaceae	<i>Gymnanthes concolor</i>	1
Primulaceae	<i>Myrsine guianensis</i>	1
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i>	1
Malvaceae	<i>Pseudobombax longiflorum</i>	1
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i>	1
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	1
Meliaceae	<i>Trichilia lepidota</i>	1

Em relação à montagem da árvore filogenética, as espécies encontradas se distribuíram em dois clados principais, um mais externo com as espécies *A. glabra*, *N. oppositifolia* e *O. pulchella*

(angiospermas basais), e outro clado interno com as espécies restantes (dicotiledôneas; Figura 2).

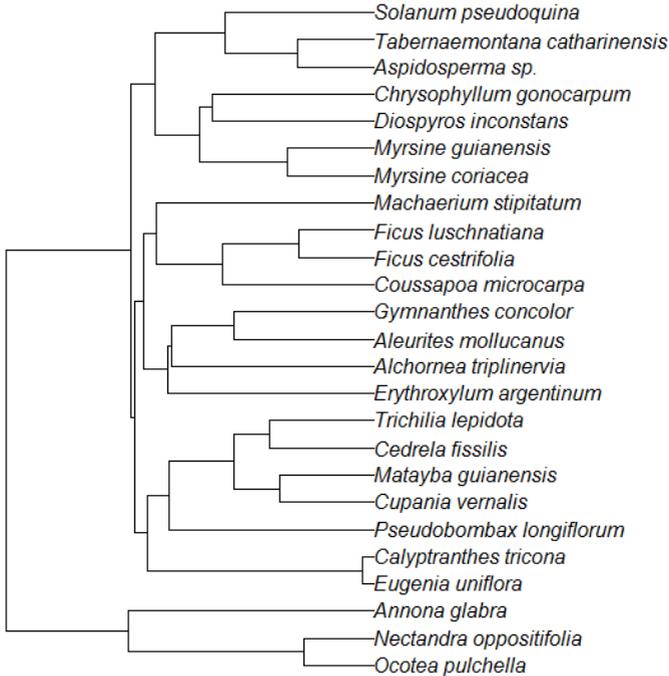


Figura 2. Relações filogenéticas das 24 espécies encontradas no estudo. Filogenia elaborada com base na árvore de Zanne *et al.* (2014).

O teste da relação entre a abundância das espécies e a taxa de herbivoria indicou uma relação positiva significativa, com o aumento da abundância associado com um aumento na taxa de herbivoria (Figura 3). Isso indica que o índice de herbivoria pode estar associado à densidade das espécies.

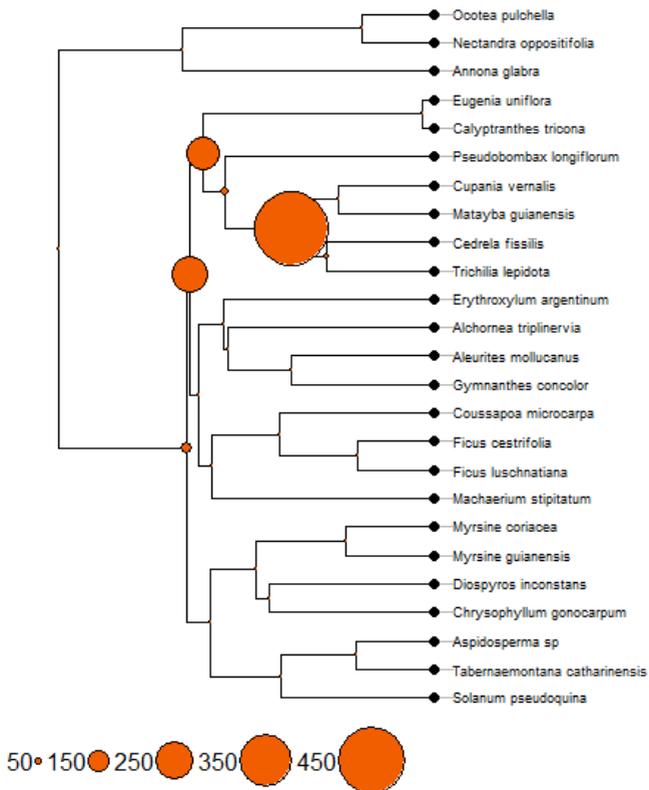


Figura 4. Variação da área foliar na filogenia. A variação aumenta de acordo com o tamanho do círculo.

Observa-se que a área foliar é bem conservada na filogenia (Figura 4). Sendo que a maior parte da variação ficou concentrada dentro da ordem Sapindales, entre as espécies *C. vernalis*, *M. guianensis*, *C. fissilis* e *T. lepidota*.

Em relação ao sinal filogenético do índice de herbivoria (Figura 5), a falta de significância provavelmente se deve ao fato da extrema variação encontrada entre as espécies, o que pode indicar uma evolução convergente de índices semelhantes em diferentes

clados. Portanto, não existe evidência de que clados específicos são mais eficientes ou ineficientes em suas estratégias de defesa.

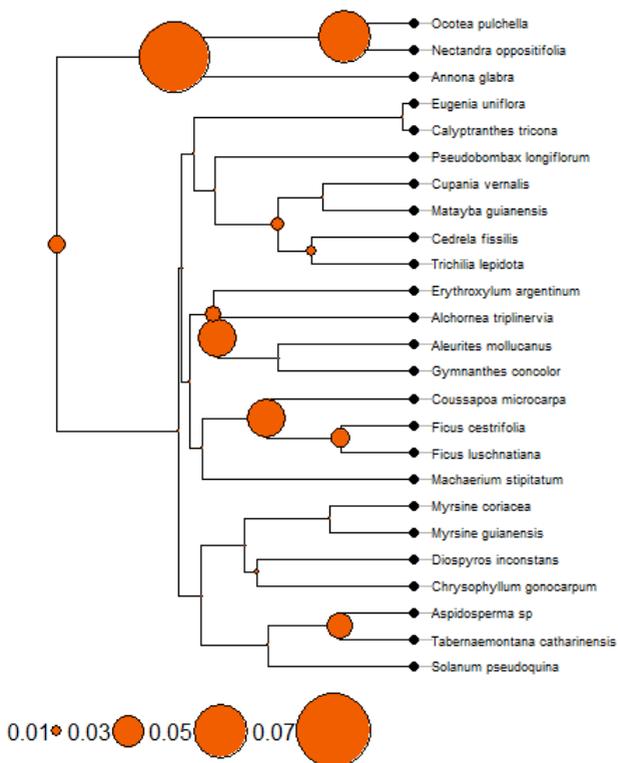


Figura 5. Relação não significativa entre o índice de herbivoria e a filogenia. Notar a alta variação em distintos pontos da filogenia.

Em relação à abundância (Figura 6) também não foi observado sinal filogenético. A maior parte da variação se concentrou entre as espécies *E. argentinum*, *A. triplinervia*, *A. mollucanus* e *G. concolor*. Assim, não é possível afirmar que clados específicos sejam mais propensos a manter altas densidades na restinga avaliada.

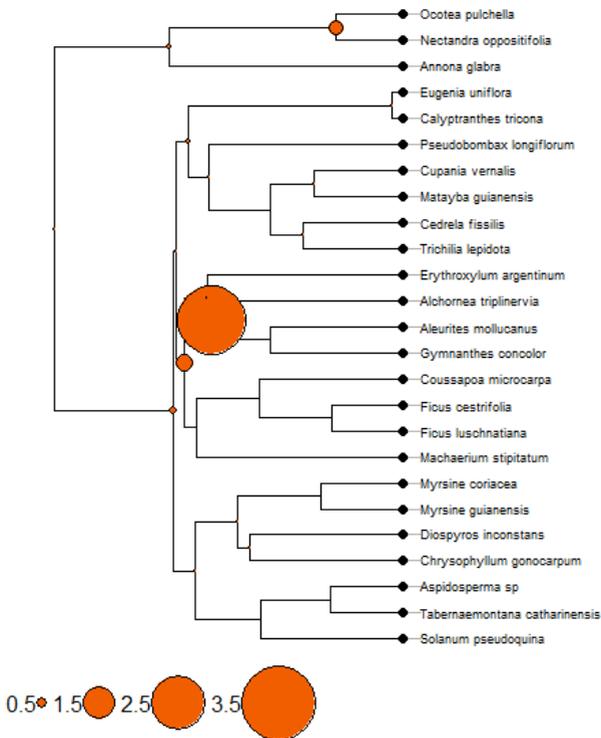


Figura 6. Relação não significativa entre a abundância e a filogenia. Notar a alta variação no clado central da filogenia.

Discussão

O fato do índice de herbivoria ser dependente da diversidade pode ser explicado pela hipótese de Janzen-Connell que busca responder como se mantém a alta diversidade de árvores em florestas tropicais. A hipótese propõe que quando propágulos ou plântulas estão localizados mais próximos a adultos coespecíficos, as altas densidades os tornam mais suscetíveis à herbivoria. Como resposta aos efeitos dependentes de densidade, há uma redução na sobrevivência de propágulos ou plântulas coespecíficos nas áreas

próximas aos parentais, aumentando a chance de colonização por outras espécies, contribuindo para a coexistência de espécies em escala local e garantindo vantagens para espécies raras (Janzen 1970).

Em relação ao sinal filogenético sua significância com a área foliar pode estar correlacionada com a fotossíntese, um maior investimento na área foliar implica em maiores taxas fotossintéticas e maior crescimento do indivíduo. De forma complementar, plantas que possuem menor área foliar geralmente apresentam folhas mais grossas, baixa concentração de nitrogênio, e maior concentração de taninos. Essas características podem agir em conjunto para defender a planta contra a herbivoria (Silva & Batalha 2011).

A falta de sinal filogenético para o índice de herbivoria pode estar associada às taxas de crescimento das diferentes espécies. O crescimento está intimamente ligado à hipótese da disponibilidade de recursos (*e.g.* luz, nutrientes; Coley *et al.* 1985). Esta hipótese prediz que espécies que historicamente evoluíram em ambientes mais ricos em recursos investem mais em crescimento do que em defesas, ao passo que as espécies que evoluíram em ambientes pobres investem mais em defesas que em crescimento. Portanto a estratégia de crescimento dos ancestrais, associado ao tempo de divergência filogenética, podem causar as divergências verificadas nos índices de herbivoria. Outros trabalhos também não conseguiram detectar esse sinal filogenético (Silva & Batalha 2011). Provavelmente isso se deve ao fato de que algumas espécies possam ser mais tolerantes do que outras (Silva & Batalha 2011) mudando sua estratégia defensiva. Também outras variáveis não mensuradas associadas à herbivoria podem estar influenciando na eficiência da proteção contra a herbivoria.

Portanto, a hipótese inicial não foi corroborada neste estudo, sendo que o índice de herbivoria não se conservou na filogenia, indicando que tanto as espécies proximamente relacionadas, quanto as mais distantes podem apresentar diferentes graus de semelhança nas respostas à herbivoria. Porém, foi observado que a incidência da herbivoria pode estar associada aos

padrões de abundância das espécies, em uma relação de densidade-dependência, em que as espécies mais herbivoradas são as espécies mais abundantes na comunidade.

Bibliografia

- Ackerly, D. 2009. Conservatism and diversification of plant functional traits: Evolutionary rates versus phylogenetic signal. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 106: 19699-19706
- Berenbaum, M. R.; Nitao, J. K.; Zangerl, A. R. 1991. Adaptive significance of furanocoumarin diversity in *Pastinaca sativa* (Apiaceae). **Journal of Chemical Ecology** 17: 207-215.
- Coley, P. D.; Bateman, M.L.; Kursar, T.A. 2006. The effects of plant quality on caterpillar growth and defense against natural enemies. **Oikos** 115:219-228.
- Dirzo, R.; Domingues, C. 1995. Plant-animal interactions in Mesoamerican tropical dry forests. In: Bullock, S.H; H.A. Mooney; E. Medina (eds). **Seasonally Dry Tropical Forests**. Cambridge University Press, Cambridge.
- Dyer, L. A.; Singer, M. S.; Lill, J. T. 2007. Host specificity of Lepidoptera in tropical and temperate forests. **Nature** 448: 696-700.
- Feeny, P. 1976. **Plant apparency and chemical defense**. In: Biochemical Interactions Between Plants and Insects: Recent Advances in Phytochemistry. J Wallace & R.L. Mansell (Eds). New York: Plenum. 1-40pp.
- Fine, P. V. A.; Miller, Z. J.; Mesones, I.; Irazuzta, S.; Appel, H. M.; Stevens, M. H. H.; Saaksjarvi, I.; Schultz, J. C.; Coley, P. D. 2006. The growth-defense trade-off and habitat specialization by plants in Amazonian forests. **Ecology** 87: 150-162
- Hanley, M. E.; Lamont, B. B.; Fairbanks, M. M.; Rafferty, C. M. 2007. Plant structural traits and their role in anti-herbivore defence. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics** 8: 157-178.

- Harley, C. D. G. 2003. Abiotic stress and herbivory interact to set range limits across a two-dimensional stress gradient. **Ecology** 84:1477-1488.
- Janzen, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **The American Naturalist** 104: 501-528.
- Núñez-Farfán, J.; Fornoni, J.; Valverde, P. L. 2007. The evolution of resistance and tolerance to herbivores. **The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** 38: 541-566
- Pavoine, S.; Baguette, M.; Bonsall, M. Decomposition of trait diversity among the nodes of a phylogenetic tree. **Ecological Monographs** 80: 485-507.
- Silva, D. M.; Batalha, M. A. 2011. Defense syndromes against herbivory in a cerrado plant community. **Plant Ecology** 212:181-193.
- Strauss, S. Y; Irwin, R.E. 2004. Ecological and evolutionary consequences of multispecies plant-animal interactions. **The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** 35: 435-466.
- Violle, C.; Navas, M. L.; Vile, D.; Kazakou, C.; Fortunel, I.; Hummel. 2007. Let the concept of trait be functional! **Oikos** 116: 882-892