

**PPG Ecologia UFSC
2012**



**Ecologia de Campo: Ecossistemas Terrestres,
de Águas Continentais e Marinhos**

Organizadores:
Douglas Lemos Farias
Ana Flora Sarti de Oliveira
Maurício Mello Petrucio
Malva Isabel Medina Hernández

ISBN 978-85-8328-003-3

ISBN 978-85-8328-003-3

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**Ecologia de Campo:
Ecossistemas Terrestres, de Águas
Continentais e Marinhos**

Organizadores:

Douglas Lemos Farias
Ana Flora Sarti de Oliveira
Maurício Mello Petrucio
Malva Isabel Medina Hernández

**Florianópolis
Universidade Federal de Santa Catarina**

2013

Programa de Pós-Graduação em Ecologia – CCB - UFSC
Copyright © 2013 – PPG Ecologia UFSC
Impresso no Brasil / Printed in Brazil

Diagramação: Douglas Lemos Farias e Ana Flora Sarti de Oliveira
Foto da capa: Floresta Ombrófila de Mata Densa com Guarapuvus
(*Schizolobium parahyba* Vell. S. F. Blake) e a Lagoa do Peri.
Autor da foto: Takumã Machado Scarponi Cruz

Revisão: Autores e organizadores

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

E19 Ecologia de campo : ecossistemas terrestres, de
águas continentais e marinhas / organizadores:
Douglas Lemos Farias...[et al.]. - Florianó-
polis : UFSC/CCB/PPGE Ecologia, 2013.
319 p. : il., grafs., tabs, mapas.

Inclui bibliografia.

1. Ecologia - Florianópolis (SC). 2. Pesquisa
ecológica - Lagoa do Peri (SC). I. Farias,
Douglas Lemos.

CDU: 556.55(816.4)

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



Programa de Pós-Graduação em Ecologia



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

Ecologia de Campo: Ecossistemas Terrestres, de Águas Continentais e Marinhos
PPG Ecologia UFSC 2012



DISCENTES

- 1 Renan de Souza Rezende (PPGE –UFSC)
- 2 Michele de Sa Dechoum (PPGE –UFSC)
- 3 Takumã Machado Scarponi Cruz (PPGE –UFSC)
- 4 Douglas Lemos Farias(PPGE –UFSC)
- 5 Letícia Santos Maurício (PPGE –UFSC)
- 6 Yve Eligier Alves Gadelha (PPGE –UFSC)
- 7 Patricia Menegaz de Farias (PPGE –UFSC)
- 8 Ana Flora Sarti de Oliveira (PPGE –UFSC)
- 9 Aline de Oliveira Gonçalves (BEV –UFSC)
- 10 Raquel Elise Müller de Lima (PPGE –UFSC)
- 11 Mariana Serwy Oortman (PPGE –UFSC)
- 12 Caroline Angri (PPGE –UFSC)
- 13 Frederico Pinto de Brito (PPGERN - UENF)
- 14 Juliano Andre Bogoni (PPGE –UFSC)
- 15 Jomar Marques da Silva Junior (PPGERN - UENF)
- 16 Rodrigo Nascimento e Silva (PPGE –UFSC)



DOCENTES

Profs. Responsáveis

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

Prof. Dr. Mauricio Mello Petrucio (ECZ-UFSC)

Ecossistemas terrestres

Profa. Dra. Lucrecia Arellano (Instituto de Ecología, México)

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

Prof. Dr. Nivaldo Peroni (ECZ-UFSC)

Profa. Dra. Tânia Castellani (ECZ-UFSC)

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

Dra. Vanessa Tavares Kanaan (Pós-Doc Ecologia-UFSC)

Ecossistemas de águas continentais

Prof. Dr. José Fernandes Bezerra Neto (ICB-UFMG)

Prof. Dr. Mauricio Petrucio (ECZ-UFSC)

Prof. Dr. Carlos Brisola Marcondes (MIP-UFSC)

Profa. Dra. Ana Emília Siegloch (UNIPLAC)

Dra. Ana Carolina Figueiredo Lacerda (Pós-Doc Ecologia-UFSC)

Ecossistemas marinhos

Profa. Dra. Bárbara Segal (ECZ-UFSC)

Prof. Dr. Paulo Horta (Biologia Vegetal-UFSC)

Dr. Charles Gorri (Pós-Doc Ecologia-UFSC)

Dra. Vanessa Tavares Kanaan (Pós-Doc Ecologia-UFSC)

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	9
APRESENTAÇÃO	10
ÁREA DE ESTUDO	11
ECOSSISTEMAS TERRESTRES	19
A permeabilidade do dossel como filtro na sucessão ecológica.....	21
O modelo de disponibilidade de recursos e a herbivoria em duas áreas de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC..	31
Efeito da condição ambiental sobre a biomassa das populações de <i>Deltochilum irroratum</i> e <i>Dichotomius assifer</i> no Parque Municipal da Lagoa do Peri.....	43
Avaliação comportamental de passeriformes à técnica de playback...	53
Fezes de carnívoros, herbívoros ou onívoros: Quais preferem os besouros escarabeíneos como recurso alimentar?	63
Formigas como indicadores na avaliação de estágio sucessional em área de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC..	74
ECOSSISTEMAS DE ÁGUAS CONTINENTAIS	89
A análise espacial de dados limnológicos na Lagoa do Peri.....	91
Colonização por Diptera em internódios de bambu no Parque Municipal da Lagoa do Peri (SC)	101
Taxas de produção primária e respiração na região litorânea da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.....	110
Comunidades de parasitos de peixes em diferentes níveis de degradação ambiental	120
Dinâmica das concentrações de gases CO ₂ e O ₂ na região litorânea da Lagoa do Peri (SC)	130
Avaliação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos ao longo de um gradiente de perturbação no Parque Municipal da Lagoa do Peri, SC	137

ECOSSISTEMAS MARINHOS.....	149
Composição e biomassa de zooplâncton entre a praia da Armação e a Ilha do Campeche, Santa Catarina, Brasil.....	151
Influência da ação humana sobre a distribuição e o comportamento de <i>Ocypode quadrata</i> (Fabricius, 1787) (Crustacea: Decapoda, Ocypodidae)	161
Resposta da comunidade macrobêntica a um gradiente de distúrbios de ação mecânica das ondas e de dessecação.....	171
Avaliação do efeito sinérgico do hidrodinamismo e da dessecação sobre macroalgas marinhas – uma análise de espécies ecologicamente antagônicas	186
Variação nictemeral do zooplâncton na Praia da Armação, Florianópolis - SC.....	197
Efeito da competição intra-específica e do ambiente sobre a população de <i>Chthamalus bisinuatus</i> na Praia da Armação, Florianópolis, Santa Catarina	210
PROJETOS LIVRES	225
Parque Municipal da Lagoa do Peri: benefícios e ameaças do ponto de vista de serviços ecossistêmicos	227
Distribuição e diâmetro de tocas de <i>Ocypode quadrata</i> (Fabricius, 1787) (Crustacea: Decapoda, Ocypodidae) em diferentes fisiografias praias	241
Resposta comportamental de <i>Ocypode quadrata</i> (Fabricius, 1787) (Crustacea: Ocypodidae) na presença humana	250
Eficiência de pesca de <i>Sula leucogaster</i> (Pelecaniformes: Sulidae)	260
Resposta comportamental de gaivotas ao trânsito de embarcações pesqueiras	269
A morfologia e o tipo de habitat de bromélias afetam sua função como plantas-berçário em restingas, Florianópolis-SC.....	278
<i>Solanum pseudoquina</i> : o tamanho da planta influencia na herbivoria?	291

Tipos de herbivoria em duas espécies pioneiras com diferentes estratégias de defesa física	300
Herbivoria foliar em <i>Eugenia uniflora</i> L. (Myrtaceae) de duas formações de restinga distintas da Lagoa do Peri, SC	310

AGRADECIMENTOS

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 de materiais utilizados no Curso de Ecologia de Campo. À FLORAM, ao Parque Municipal da Lagoa do Peri e a todos aqueles que ali trabalham pelo auxílio e apoio logístico. À Associação Couto de Magalhães de Preservação da Ilha do Campeche pelo transporte de alunos e professores até a Ilha do Campeche, ao IPHAN (Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional) que permitiu o desenvolvimento de estudos na Ilha e ao Instituto Ilha do Campeche que ofereceu cordialmente aos alunos e professores uma caminhada na trilha Volta Leste, dentro da Ilha do Campeche.

A todos os pesquisadores que colaboraram para o desenvolvimento dos projetos em campo e dos capítulos deste livro, agradecemos pelo profissionalismo, companheirismo e amizade nas atividades desenvolvidas. Agradecemos também a todas as pessoas que apoiaram de forma direta ou indireta para a realização desta 5ª edição do Curso de Ecologia de Campo da Pós Graduação em Ecologia da UFSC.

Os autores

APRESENTAÇÃO

Este livro é a compilação das atividades do Curso de Campo do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, que aconteceu pela quinta vez em 2012. O curso ofereceu aos estudantes de Mestrado e Doutorado a oportunidade de ter contato com abordagens teóricas e práticas em Ecologia, no período de 23 de outubro 03 de novembro.

O Parque Estadual da Lagoa do Peri foi a sede das atividades do curso, o local conta com o privilégio de ser cercado por ecossistemas terrestres, de águas continentais e marinhos. Neste contexto, o cronograma disciplinar foi subdividido em períodos de atividades temáticas voltadas para cada ecossistema, as quais consistiam em palestras introdutórias e execução de projetos temáticos. O objetivo central do curso foi oferecer aos estudantes a oportunidade de executar e conceber projetos de pesquisas ecológicas nestes três ambientes.

O curso contou com a participação de docentes e pós doutorandos do próprio programa e de docentes vindos de outras instituições, nacionais e do exterior. A pluralidade dos participantes resultou no encontro de pesquisadores de várias linhas de pesquisa, o que foi extremamente enriquecedor do ponto de vista da discussão da teoria ecológica e do exercício da interdisciplinaridade.

Somadas todas as experiências foram produzidos 27 artigos, dos quais 21 foram trabalhos pré-definidos pelos pesquisadores participantes e oito foram projetos idealizados em conjunto por alunos e professores. Ao término do curso os participantes compartilhavam novas experiências, demonstrando o êxito do Curso de Campo do PPGE – 2012.

ÁREA DE ESTUDO

Ilha de Santa Catarina e Parque Municipal da Lagoa do Peri

A Ilha de Santa Catarina possui um histórico de desmatamento após a chegada dos colonizadores açorianos em 1748. A derrubada da mata para a obtenção de lenha e abertura de espaço para a agricultura, deram início ao desmatamento, que aumentou com o passar dos anos devido à demanda dos núcleos habitacionais e dos inúmeros engenhos instalados na Ilha. Em 1978 o desmatamento alcançou 87% em toda a Ilha de Santa Catarina (CARUSO, 1983). Atualmente, a vegetação da Ilha é constituída por um mosaico, com manchas de Restinga e de Floresta Ombrófila Densa em vários estágios sucessionais (Baptista, 2008). O clima da região é do tipo Cfa: clima mesotérmico úmido sem estação seca definida e com verão quente (Penteado, 2002).

Situada na costa sul da Ilha de Santa Catarina, a lagoa do Peri está localizada em 27°42' S e 27°32' W (Figura 1). A lagoa é o maior manancial de água potável da Ilha (CECCA, 1997) e está margeada pelo norte, oeste e sul por encostas com altitudes entre 300m e 500m cobertas por Floresta Ombrófila Densa. A bacia da lagoa do Peri também sofreu com o desmatamento no passado, por isso a vegetação secundária está presente em manchas por toda a sua extensão, devido às antigas lavouras que foram abandonadas e deram a oportunidade de regeneração da vegetação no local (CARUSO, 1983). A porção leste da Lagoa possui uma planície sedimentar, com uma vegetação característica de restinga (CECCA, 1997; IPUF, 1978).

A lagoa do Peri foi tombada como patrimônio Natural do Município em 4 de junho de 1976 e em 9 de dezembro de 1981 criou-se então o Parque Municipal da Lagoa do Peri (CECCA, 1997). O Parque cobre 2.030 ha e sua sede foi construída em 1997, com o apoio do Fundo Nacional do Meio Ambiente. Atualmente, é administrada pela FLORAM - Fundação Municipal do Meio Ambiente de Florianópolis, órgão vinculado à Prefeitura Municipal de Florianópolis (FLORAM, 2013).

No entorno do Parque encontram-se as praias da Armação e do Matadeiro, separadas pela desembocadura do Rio Sangradouro, sendo a primeira menos dissipativa que a segunda. Nesse sentido, Mazzer & Dillenburg (2009) classificaram a morfodinâmica dessas praias em reflectiva intermediária e dissipativa, respectivamente, onde existe ocupação antrópica em um nível intermediário.

Ecossistemas Terrestres

No Parque, a estrutura da Floresta Ombrófila Densa é caracterizada pelos seus estratos, que de forma geral dividem-se em estratos superior e médio, onde o extrato superior possui espécies que alcançam por volta de 30 metros de altura, como a canela-preta, peroba, garuva e o vistoso garapuvu na sua época de floração. As árvores do extrato médio alcançam por volta de nove metros de altura representados pelo palmitero, guamirim-vermelho, cortiça e canela-pimenta. O extrato arbustivo possui plantas com até três metros de altura representadas pela pimenteira e grandíuva. O extrato herbáceo é pouco denso e composto por samambaias, xaxins, marantáceas e gramíneas (Penteado, 2002).

A faixa de restinga está coberta por vegetação litorânea. Em camadas com desenvolvimento de húmus, os arbustos são substituídos por pequenas árvores e assim cria-se um microclima para o surgimento de bromeliáceas, piperáceas e cactáceas (CARUSO, 1983).

Ecossistemas de Águas Continentais

Os principais tributários da lagoa do Peri são os rios Ribeirão Grande, situado ao sul da bacia, e Cachoeira Grande, situado ao oeste da bacia, com suas nascentes situadas aproximadamente a 280 metros de altitude (Cabral, 1999). O escoamento da água da lagoa para o oceano é feita através do Rio Sangradouro que desemboca entre as praias do Matadeiro e da Armação (CECCA, 1997). A Lagoa possui uma superfície de 5,2 km², sendo um corpo d'água sobre um embasamento cristalino e barrado a leste por sedimentos marinhos (CECCA, 1997; Cabral, 1999).

A Lagoa atinge até 9 m de profundidade, caracterizando um ambiente raso. As baixas profundidades da lagoa associadas à forte ação dos ventos impede a estratificação do corpo d'água, deste modo, os valores de oxigênio dissolvido variam pouco em direção ao fundo. A temperatura varia entre as estações do ano, com médias oscilando entre 15 e 30°C (Simonassi, 2001; Teive et al., 2008).

Na comunidade fitoplanctônica da Lagoa do Peri destacam-se as Cyanophyceae e Chlorophyceae pela sua abundância e a presença de *Cylindrospermopsis raciborskii*, uma espécie de cianobactéria abundante e com grande potencial para produzir cianotoxinas (Grellmann, 2006; NEMAR, 1999). Quanto à ictiofauna da Lagoa do Peri foram identificadas 12 famílias, entre as mais abundantes estão Cichlidae, Clupeidae e Characidae. Para a carcinofauna três famílias são identificadas: Palaemonidae, Atyidae e Portunidae (NEMAR, 1999).

Ecossistemas Marinhas

A plataforma continental do estado de Santa Catarina está sob a influência de eventos climáticos subtropicais. Sendo assim, parâmetros relacionados às massas d'água que chegam até a região tendem a ser mais contrastantes entre as estações do ano com relação a sistemas tropicais. Por exemplo, a temperatura da superfície do mar (TSM) nos arredores da Ilha de Santa Catarina no verão permanece por volta de 25°C, no inverno esse valor cai para 17°C. A queda da TSM nos meses de inverno é atribuída diretamente à influência da pluma do Rio da Prata e, indiretamente, às variações da direção dos ventos, que no verão são predominantemente de nordeste e no inverno são de sudeste (Möller, 2008).

Em termos biológicos o litoral de Santa Catarina representa o limite sul de distribuição de muitas espécies marinhas (Palacio, 1982; Bouzon, 2012), nessa região há redução da fauna tropical dando lugar à fauna subtropical a medida em que se direciona a latitudes maiores (Floeter et al., 2004).

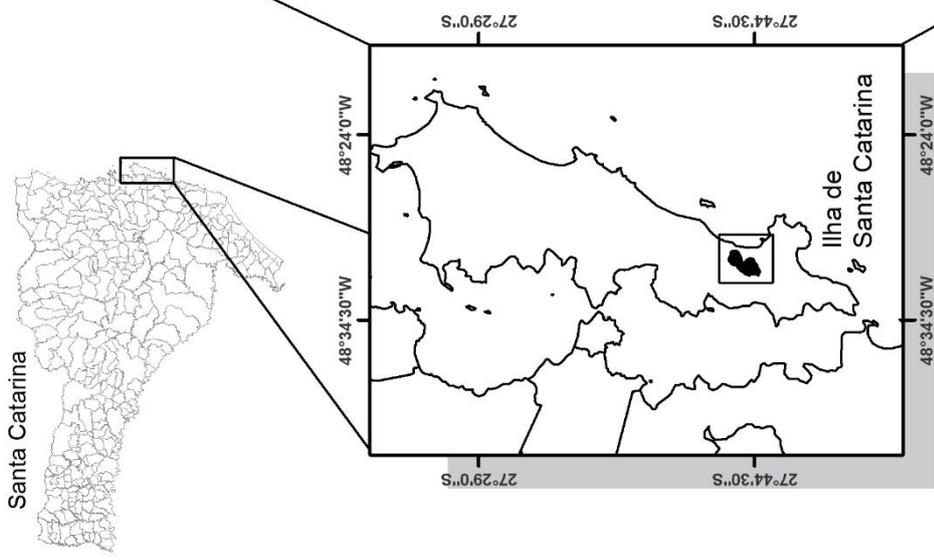
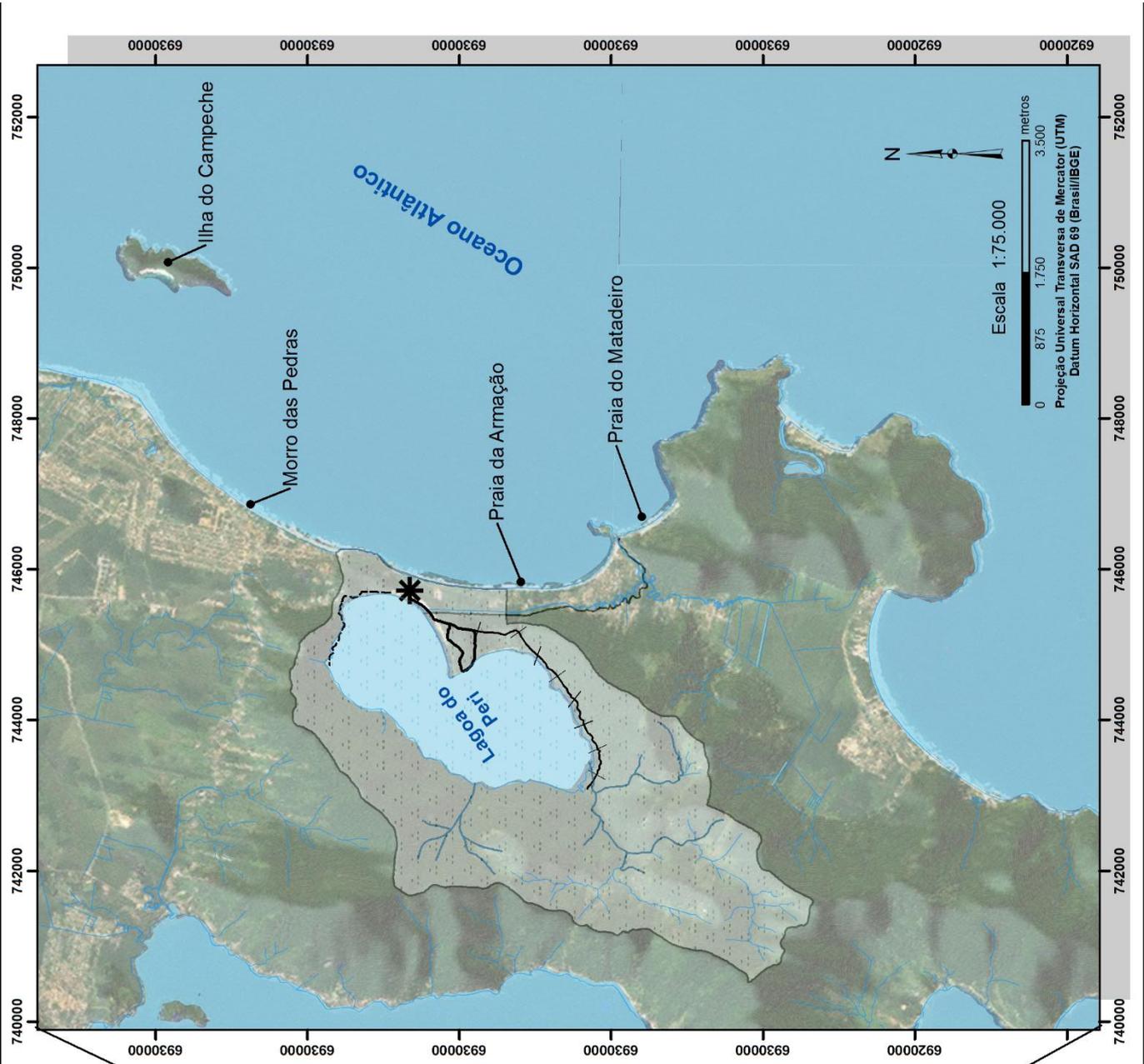
Ilha do Campeche

A Ilha do Campeche encontra-se a sudeste da Ilha de Santa Catarina, a leste da Praia do Campeche (Figura 1). Desde fevereiro de 1940, a Ilha está sob os cuidados da Associação Couto de Magalhães, sendo tombada no ano 2000 pelo IPHAN devido ao seu valor como patrimônio arqueológico e paisagístico (IPHAN, 2013). A Ilha conta com 10 sítios arqueológicos onde são encontrados mais de 100 petróglifos, monumentos rochosos e sambaquis, além da Mata Atlântica agora abundante, que em épocas pretéritas também sofreu alterações pelos colonizadores. O local recebe no máximo 400 visitantes por dia e suas trilhas são feitas com acompanhamento de monitores por percursos terrestres e sub-aquáticos (Associação Couto de Magalhães, 2013).

Bibliografia

- Associação Couto de Magalhães, 2013. Ilhadocampeche.org. Acesso feito em: 20/03/2013. Endereço: <http://www.ilhadocampeche.org/index-3.html>
- Baptista, S. R. 2008. Metropolitanization and forest recovery in southern Brazil: a multiscale analysis of the Florianópolis city-region, Santa Catarina State, 1970 to 2005. **Ecology and Society**. 13 (2), 5.
- Bouzon, J. L., Brandini, F. P. & Rocha, R. M. Biodiversity of Sessile Fauna on Rocky Shores of Coastal Islands in Santa Catarina, Southern Brazil. **Marine Science**. 2 (5), 39-47.
- Cabral, L. O. 1999. Bacia da Lagoa do Peri: sobre as dimensões da paisagem e seu valor. Dissertação de mestrado. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina.
- Caruso, M. M. L. 1983. **O desmatamento da Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais**. 1ª Edição. Florianópolis: UFSC, 160 p.
- Caruso, M. M. L. 1990. **O desmatamento da Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais**. 2ª Edição. Florianópolis: UFSC. 160p.
- CECCA, 1997. Centro de Estudos Cultura e Cidadania. **Unidades de Conservação e Áreas Protegidas da Ilha de Santa Catarina: caracterização e legislação**. Florianópolis: Insular. 160 p.
- Floeter, S. R., Ferreira, C. E. L., Dominici-Arosemena, A., & Zalmon, I. R. 2004. Latitudinal gradients in Atlantic reef fish communities: trophic structure and spatial use patterns. **Journal of Fish Biology**. 64 (6), 1680-1699.
- FLORAM, 2013. Fundação Municipal do Meio Ambiente de Florianópolis.. Unidades de Conservação. Acesso feito em:

- 20/03/2013. Endereço: <http://www.pmf.sc.gov.br/entidades/floram/index.php?cms=unidades+de+conservacao&menu=6>
- Grellmann, C. 2006. Aspectos da morfologia e ecologia de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszinska) Seenayya et Subba Raju e produção de cianotoxinas na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil, 94p.
- IPHAN, 2013. Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional. Acesso feito em: 20/03/2013. Endereço: <http://portal.iphan.gov.br/portal/montarDetalheConteudo.do?id=12745&sigla=Institucional&retorno=detalheInstitucional>
- 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). **Pesquisa em Geociências**. 36 (1), 117-135.
- Möller Jr, O. O., Piola, A. R., Freitas, A. C., & Campos, E. J. 2008. The effects of river discharge and seasonal winds on the shelf off southeastern South America. **Continental Shelf Research**. 28 (13): 1607-1624.
- Nemar, 1999. **Diagnóstico ambiental visando um programa de monitoramento da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, SC**. v. I e II. Programa Institucional de Estudo de Sistemas Costeiros – PIEESC, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil, 286p.
- Oliveira, J. S. 2002. Análise sedimentar em zonas costeiras: subsídio ao diagnóstico ambiental da Lagoa do Peri - Ilha de Santa Catarina - SC, Brasil. Dissertação de Mestrado. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina,.
- Palacio, F. J. 1982. Revisión zoogeográfica marina del sur del Brasil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**. 31 (1): 69-92.
- 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.
- 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



- Parque Municipal da Lagoa do Peri
- Sede da UC
- Trilha da Restinga
- Trilha do Saquinho
- Trilha da Gurita
- Hidrografia



ECOSSISTEMAS TERRESTRES

A permeabilidade do dossel como filtro na sucessão ecológica

*Dechoum, M.S., Oliveira-Gonçalves, A., Farias, D. L., Nascimento, R.,
Gadelha, Y., Peroni, N.*

Introdução

Florestas tropicais podem ser entendidas como mosaicos de manchas de vegetação em diferentes idades e em diferentes estágios de sucessão, sendo que em cada estágio há a dominância de um grupo de espécies mais adaptadas às condições abióticas e à disponibilidade de recursos (Begon, 2007). De acordo com o modelo de dinâmica de clareiras, esses mosaicos são formados pela abertura e fechamento do dossel da floresta devido à abertura de clareiras e ao processo de ocupação destas por espécies residentes (Hubbell et al., 1999).

A formação de clareiras pode ocorrer devido à queda de um ramo ou do tronco de um indivíduo arbóreo, e a partir do momento em que uma clareira é aberta, espécies pioneiras tendem a ocupar rapidamente o espaço, sendo posteriormente substituídas por espécies tolerantes à sombra, também chamadas de secundárias ou climáticas, dependendo do grau de tolerância à luz. A adaptação de espécies de árvores a sítios com maior ou menor intensidade luminosa tem sido considerada como o fator mais importante para explicar os padrões de regeneração e de distribuição de espécies arbóreas em florestas tropicais, especialmente em florestas ombrófilas e úmidas (Gandolfi et al., 2007).

Entretanto, alguns trabalhos realizados em florestas tropicais indicam que plântulas de espécies tolerantes à sombra são altamente sensíveis à heterogeneidade de luz e outros recursos disponíveis no sub-bosque, mesmo quando não há a abertura de clareiras, e que esta heterogeneidade pode afetar significativamente o crescimento e o recrutamento dessas espécies (Montgomery & Chazdon, 2002). De acordo com Gandolfi et al. (2007), a copa de cada árvore em uma floresta pode criar um microsítio específico, que pode funcionar como um filtro de biodiversidade, pelo qual plantas que estão regenerando têm que ultrapassar. Sendo assim, a heterogeneidade

criada pelas copas dos indivíduos que compõem o dossel faz com que as plantas presentes nos estratos inferiores sejam submetidas a diferentes regimes de luz, o que pode eventualmente gerar diferentes respostas biológicas, tais como germinação, estresse, crescimento, fotoinibição ou morte de indivíduos.

O efeito de filtro vai depender da relação entre cada "espécie focal", que está regenerando, e cada espécie que está atuando como filtro, afetando a estrutura e a composição de populações e comunidades no presente e no futuro. Dessa forma, tanto a diversidade atual quanto a futura, em comunidades florestais vegetais, podem ser parcialmente determinadas por diferentes níveis de permeabilidade criados pelas copas das árvores.

Um dos maiores desafios em estudos de dinâmica sucessional de florestas tropicais é revelar a importância relativa de processos estocásticos versus processos determinísticos que afetam a composição e a distribuição espacial de espécies, e as taxas de mudança destes ao longo do tempo. Processos sucessionais determinísticos são definidos como mudanças previsíveis e ordenadas na abundância de espécies, determinadas por clima, solo e história de vida das espécies, enquanto eventos estocásticos são influenciados por eventos aleatórios não-previstos (Chazdon, 2008).

Considera-se que a abertura de clareiras sejam eventos estocásticos e a permeabilidade conferida pela deciduidade das copas de espécies que compõem o dossel sejam eventos determinísticos. Entender como esses fatores atuam e interagem na determinação da dinâmica sucessional e da estrutura e composição de espécies parece ser extremamente relevante em florestas com alto grau de deciduidade, tais como as florestas decíduas e semidecíduas, nas quais a intensidade luminosa sob a copa de indivíduos de algumas espécies decíduas pode chegar a ser mais de 20 vezes maior do que sob a copa de espécies que não perdem as folhas (Gandolfi, 2000).

Entende-se que o mesmo pode ser afirmado para florestas em sucessão secundária nas quais estejam presentes espécies decíduas, como é o caso de parte das florestas presentes no Parque Municipal da Lagoa do Peri, nas quais podem ser observadas populações da

espécie arbórea decídua *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake (Fabaceae). A espécie é nativa na Floresta Atlântica, com área de distribuição natural que compreende a vertente litorânea da Serra do Mar, desde o Rio de Janeiro até o Rio Grande do Sul (Lorenzi 1992). É uma espécie pioneira, de rápido crescimento nas regiões sul e sudeste do Brasil (Inoue et al., 1984) e que, na região de estudo, apresenta deciduidade anual da copa na estação seca.

A deciduidade da copa de indivíduos de *S. parahyba* confere uma maior permeabilidade luminosa ao dossel, resultando em diferentes respostas biológicas das espécies que estão sob as copas desses indivíduos. Essas respostas podem variar de acordo com as idades dos indivíduos de *S. parahyba*, tendo em vista que o aumento da permeabilidade do dossel durante intervalos de tempo variados pode resultar em diferentes respostas das espécies presentes e em regeneração. Um estudo realizado, por Daltrini et al. (2010) no Parque da lagoa do Peri, revelou que *P. umbellatum* é uma das espécies mais abundantes e frequentes sob as copas de *S. parahyba* (Daltrini et al., 2010), dentre outras espécies que ocupam os diferentes estratos da floresta. Ressaltou, ainda, que a área de cobertura nas unidades amostrais por *P. umbellatum* foi maior sob as copas de *S. parahyba* do que em áreas nas quais a espécie não estava presente.

O objetivo geral deste trabalho é avaliar a influência da deciduidade de *Schizolobium parahyba* na cobertura da espécie arbustiva *Piper umbellatum* L. (Piperaceae), popularmente conhecida como pariparoba, espécie pioneira indicadora dos estágios iniciais de sucessão. Com base nas premissas expostas, foram formuladas as seguintes hipóteses: (1) há relação entre a idade de indivíduos de *S. parahyba* e a porcentagem de cobertura de indivíduos de *P. umbellatum*, e (2) há relação entre a permeabilidade do dossel e a porcentagem de cobertura de *P. umbellatum*. Considerando que, à medida que o tempo passa, as espécies que estão regenerando sob as copas de indivíduos de *S. parahyba* tendem a reduzir a permeabilidade do dossel, espera-se que quanto maior a idade dos indivíduos de *S. parahyba*, menor será a permeabilidade do dossel, e,

consequentemente, menor a porcentagem de cobertura da *P. umbellatum*.

Material e Métodos

Coleta de dados

Foram amostrados 31 indivíduos de *S. parahyba*, com uma distância mínima de 2 m entre eles, em uma área de Floresta Ombrófila Densa submontana em sucessão secundária, localizada na parte norte do Parque Municipal da Lagoa do Peri (Figura 1). Para cada indivíduo, foram medidos a circunferência a 1,30 m de altura do solo, e a altura, utilizando-se uma trena digital (Trena Laser Leica Disto D8). Para a estimativa da abertura do dossel sob a copa de cada indivíduo, foi utilizado um densiômetro esférico, por meio do qual quatro medidas de abertura foram tomadas junto ao tronco dos indivíduos, nas direções Norte, Sul, Leste e Oeste. A altura do sub-bosque foi estimada abaixo da copa de cada indivíduo amostrado, e foi usado o valor central de 4 classes de altura, com excessão da classe 4 (Tabela 1).

A cobertura por *P. umbellatum* foi estimada por meio da instalação de três parcelas de 1 m² sob a copa de cada indivíduo de *S. parahyba*, a uma distância de 2 metros do tronco, havendo um ângulo de 120 graus entre as parcelas.

Em cada parcela, a cobertura foi estimada, pelo valor central das classes de cobertura de DOUBERNMIRE (Felfili et al., 2011) (Tabela 2).

Análise de dados

A idade de cada indivíduo de *S. parahyba* foi estimada a partir da circunferência, por meio da qual foi obtido o raio, o qual foi multiplicado por um valor de crescimento radial anual da espécie, estimado em 1,12 cm por ano, segundo Callado & Guimarães (2010). O valor do raio foi então multiplicado por 1,12 para se obter a estimativa em anos.

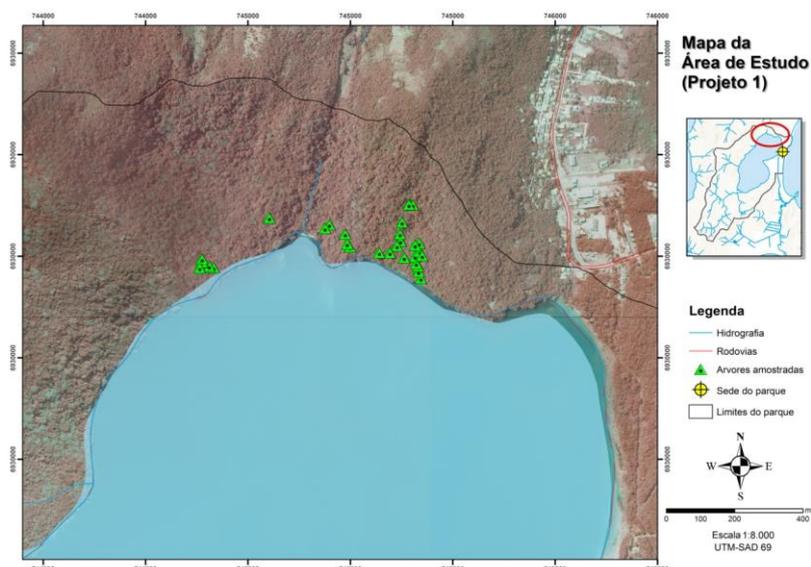


Figura 1. Mapa da área de estudo, localizada na parte norte do Parque Municipal da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC), com as árvores amostradas.

Tabela 1. Intervalo de classes para a estimativa da altura média do sub-bosque em uma área de Floresta Ombrófila Densa submontana em sucessão secundária, no Parque Municipal da lagoa do Peri (Florianópolis, SC).

Classe	Intervalo de altura	Ponto médio
1	0-2m	1 m
2	2-4m	3 m
3	4-6m	5 m
4	>6m	7 m

Por meio de análise de regressões simples foi avaliado as relações de causa e efeito entre (1) a idade dos indivíduos de *S. parahyba* (variável explicativa) e a porcentagem média de cobertura de *P. umbellatum* (variável-resposta) e (2) a cobertura média do dossel sob a copa de cada indivíduo *S. parahyba* (variável explicativa) e a porcentagem média de cobertura de *P. umbellatum* (variável-resposta). Os testes estatísticos foram feitos utilizando-se o programa Statistica versão 7.0 (StatSoft, 2004).

Tabela 2. Intervalos de classe de DOUBERNMIRE para a estimativa da cobertura por *P. umbellatum* utilizando os valores centrais, em uma área de Floresta Ombrófila Densa submontana em sucessão secundária, no Parque Municipal da lagoa do Peri (Florianópolis, SC).

Classe	% de cobertura	Valor central da classe
6	95-100	97,5
5	75-95	85,0
4	50-75	62,5
3	25-50	37,5
2	5-25	15,0
1	0-5	3,0

Resultados e Discussão

A média da circunferência dos indivíduos amostrados de *S. parahyba* foi de 151.10 cm (± 52.44), sendo a maior circunferência 240 cm e a menor 42 cm. Já para a altura, a média foi 14.76 m (± 2.99), com uma altura mínima de 9,2 m e máxima de 22,3 m. Assim a idade média dos indivíduos foi 26.95 anos (± 9.35), sendo que a idade mínima foi 7 anos e a idade máxima foi 42 anos.

A abertura máxima do dossel foi 47.67% e a mínima foi 14.08%, sendo o valor médio de abertura 34.21% (± 7.85). Com relação à cobertura de *P. umbellatum*, o valor mínimo observado foi 0% e o valor máximo 69.17%, sendo valor médio 28.75% (± 24.37).

Não foram observadas relações significativas entre a idade dos indivíduos de *S. parahyba* e a porcentagem de cobertura por *P. umbellatum* (Figura 2), assim como entre a porcentagem de abertura do dossel e porcentagem de cobertura pela espécie herbácea (Figura 3).

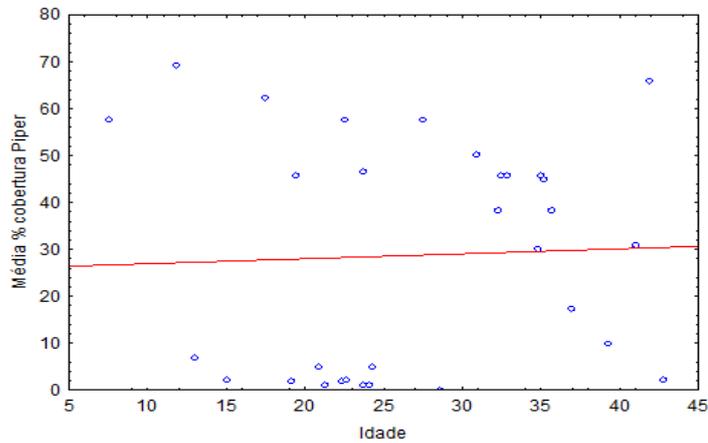


Figura 2. Relação entre a idade de indivíduos de *S. parahyba* e a porcentagem média de cobertura de *P. umbellatum* ($r^2 = 0.0016$; $p = 0.8285$), em uma área de Floresta Ombrófila Densa submontana em sucessão secundária, no Parque Municipal da lagoa do Peri (Florianópolis, SC).

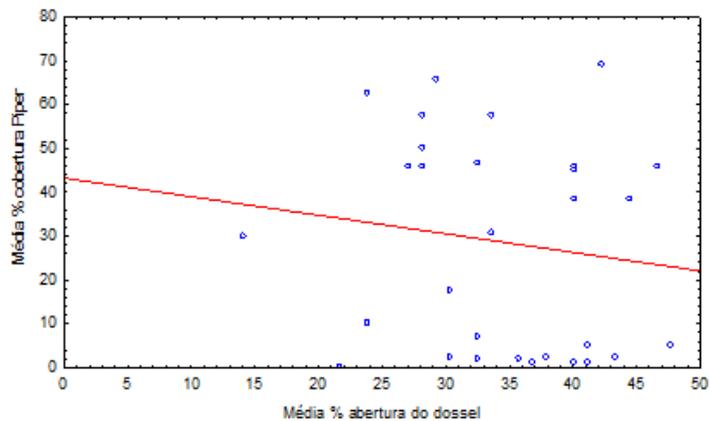


Figura 3. Relação entre a porcentagem de abertura de dossel e a porcentagem média de cobertura de *P. umbellatum* ($r^2 = 0.0186$; $p = 0.4649$), em uma área de Floresta Ombrófila Densa submontana em sucessão secundária, no Parque Municipal da lagoa do Peri (Florianópolis, SC).

Sendo assim, acredita-se que os microssítios existentes sob as copas de *S. parahyba* sejam áreas favoráveis à presença da espécie *P. umbellatum*, conforme já descrito por Nakamura et al. (2011), que

encontraram que a porcentagem de cobertura de *P. umbellatum* foi maior em áreas com *S. parahyba* do que em áreas sem a espécie.

Esses resultados não corroboram a predição de que a porcentagem de cobertura de *Piper* diminui à medida que as árvores têm maior idade, e podem significar que, em uma escala local, o padrão de deciduidade da espécie arbórea estudada esteja beneficiando a permanência de espécies pioneiras e/ou herbáceas em detrimento de espécies de estágios sucessionais mais avançados.

Com relação à abertura do dossel, parece que a *P. umbellatum*, apesar de ser considerada uma espécie pioneira, apresenta capacidade de colonizar ambientes com menor intensidade luminosa, apresentando certa tolerância à sombra. Hubbel & Foster (1987) afirmam que a deciduidade do dossel pode ser uma das possíveis explicações para a ocorrência de juvenis de espécies pioneiras no sub-bosque, no caso de florestas estacionais.

Pritchard & Comeau (2004), em estudo realizado em florestas boreais no Canadá, afirmaram que o perfil vertical de luz pode ser fortemente influenciado pela estrutura do sub-bosque, o que o levou a sugerir que modelos de desenvolvimento de espécies herbáceas devem ser desenvolvidos localmente, no sentido de prover uma descrição confiável desses padrões em clareiras sazonais. Neste sentido, considera-se que não somente a abertura do dossel e a idade de indivíduos de *S. parahyba* são fatores determinantes para a cobertura de *P. umbellatum*, mas também a complexidade estrutural dos estratos intermediário da floresta sob a copa de indivíduos de *S. parahyba*. Além disso, o arranjo espacial dos indivíduos que compõem o dossel, a arquitetura de suas copas e suas áreas foliares podem também determinar o grau de penetração de luz pelo dossel da floresta (Bianchini et al., 2001), também podendo influenciar nos padrões de regeneração nos estratos inferiores da floresta.

Ressalta-se que relações significativas poderiam ter sido encontradas caso um maior número de árvores fosse amostrado, tendo em vista que o esforço amostral pode ser considerado baixo em virtude da limitação de tempo. Destaca-se, ainda, que os resultados obtidos podem ser consequência de diferentes históricos de uso das áreas nas quais os indivíduos de *S. parahyba* foram

amostrados, ou ainda, da heterogeneidade nas condições de declividade, umidade do solo, proximidade de cursos d'água, presença de rochas nessas áreas, dentre outros, tendo em vista que esses fatores podem influenciar a regeneração natural. Recomenda-se que em futuros estudos um maior número de indivíduos de *S. parahyba* seja amostrado, contemplando toda a heterogeneidade de microhabitats existente na área de estudo, considerando-se, ainda o histórico de uso e ocupação da mesma no passado.

Bibliografia

- Begon, M., Townsend, C.R. & Harper, J.L. 2007. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. Editora Artmed. Porto Alegre, RS. 752p.
- Bianchini, E., Pimenta, J.A. & Santos, F.A.M. 2001. Spatial and Temporal Variation in the Canopy Cover in a Tropical Semi-Deciduous Forest. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 44(3): 269 - 276.
- Chazdon, R.L. 2008. Change And Determinism In Tropical Forest Succession. In: Carson, W.P. & Schnitzer, S.A. **Tropical Forest Community Ecology**. Wiley-Blackwell. p. 384-407.
- Daltrini, C.N., Menezes, B.S., Aued, A.W., Cereto, C.E., Costa, L.A.R., Doria, J.G., Reis, M.S. & Peroni, N. 2010. Clareiras intermitentes em Floresta Ombrófila Densa. In: Doria, J. G., Gianuca, A. & Hernández, M.I.M. (orgs.). **Ecologia de Campo na Ilha de Santa Catarina**. Editora UFSC. Florianópolis, SC. 248p.
- Felfili, J.M., Eisenlohr, P.V., Melo, M.M.R.F., Andrade, L.A. & Neto, J.A.A.M. 2011. **Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos**. Volume I. Editora UFV. 556p.
- Gandolfi, S. 2000. História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil). Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Brasil. 520p.
- Gandolfi, S., Joly, C.A. & Rodrigues, R.R. 2007. Permeability – Impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, 64 (4): 433-438.
- Hubbel, S.P., Foster, R.B., O'Brien, S.T., Harms, K.E., Condit, R., Wechsler, B., Wright, S.J. & Lao, S.L. 1999. Light-gap disturbance, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. **Science**, 283: 554-557.
- Lorenzi, H. 1992. **Árvores Brasileiras** - Volume 1. Instituto Plantarum, Nova Odessa.

- Montgomery, R.A. & Chazdon, R.L. 2002. Light gradient partitioning by tropical tree seedlings in the absence of canopy gaps. **Oecologia**, 131: 165-174.
- 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 co-ocorrente 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.
- Pritchard, J.M. & Comeau, P.G. 2004. Effects of opening size and stand characteristics on light transmittance and temperature under young trembling aspen stands. **Forest Ecology and Management**. 200: p.119–128.
- STATSOFT. 2004. STATISTICA (Data Analysis Software System), version 7. Disponível em: <www.statsoft.com>.

O modelo de disponibilidade de recursos e a herbivoria em duas áreas de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC

Scarponi, T.M., Oliveira A.F.S., Angri C., Marques J.S.J., Oortman M.S., Farias P.M., Castellani T.T., Lopes B.C.

Introdução

Herbivoria é o consumo de toda planta viva ou parte dela, exercendo efeitos ecológicos em nível de indivíduo, população, comunidade, paisagem ou ecossistema (Gurevitch et al., 2009). A herbivoria de folhas possui papel importante na dinâmica ecológica e evolutiva de herbívoros e plantas, ocorrendo nessas uma redução da área fotossintética e podendo afetar a competição entre plantas vizinhas e podendo ainda modificar a estrutura da comunidade (Coley et al., 1985; Coley & Barone, 1996).

As taxas e tipo de herbivoria podem variar consideravelmente na região tropical e entre espécies de plantas dentro de uma mesma comunidade e uma das razões para essa diferença seria a estratégia de utilização dos recursos e as relações evolutivas (Coley & Barone, 1996). Segundo Feeny (1976) e Rhoades & Cates (1976), as espécies de ciclo de vida longa seriam as mais visíveis, e assim, os herbívoros notariam com mais facilidade um indivíduo de grande porte ou mais abundante em relação a um indivíduo de pequeno porte ou menos abundante na área, que corresponde à hipótese da aparência ecológica ou da notoriedade.

Outro modelo que tenta explicar a variabilidade que se observa na herbivoria corresponde à inversão metabólica que uma planta realiza na produção de defesas químicas, ou hipótese de disponibilidade de recurso (HDR), proposta por Coley et al. (1985). Esta hipótese propõe que o custo metabólico da produção de defesas químicas assim como os benefícios relativos que delas se derivam, estão determinados pela disponibilidade de recursos oferecidos pelo habitat, como luminosidade e nutrientes. De acordo com os autores, as espécies pioneiras, que crescem onde a luz solar é abundante, desenvolveriam uma série de características para um melhor

aproveitamento do recurso abundante, como taxas fotossintéticas e de crescimento maiores, em comparação com plantas de crescimento mais lento (Coley et al., 1985; Coley & Barone, 1996).

A estratégia de utilização de recursos presente em plantas pioneiras implica em um ciclo de vida curto de suas folhas, isto também devido ao fato da taxa fotossintética tender a diminuir com o aumento da idade das folhas. Em contrapartida, em plantas de ciclo de vida longo e crescimento lento, a produção de folhas novas representa um gasto metabólico maior do que para plantas de crescimento rápido; assim, para um maior aproveitamento de suas folhas, as plantas de ciclo de vida longo investiriam uma maior parte dos recursos em compostos de defesa quantitativa, como, por exemplo, taninos e terpenos (Barone & Coley, 2002).

Em ecossistemas de restinga, a sucessão secundária depende de espécies pioneiras que facilitem a colonização por outras espécies, pois poucas se reproduzem por sementes e o rebrotamento é comum (Scarano, 2002). Nesse contexto, a hipótese central do trabalho é que, em área de restinga em processo inicial de regeneração haveria maior taxa de herbivoria do que na restinga em estágio sucessional mais avançado. Assim, o objetivo do presente estudo é comparar a taxa de herbivoria em duas áreas de restinga com diferentes estágios sucessionais.

Material e Métodos

Amostragem e análises dos dados

O presente estudo foi realizado na porção sul do Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP), Florianópolis, em duas fitofisionomias de restinga. Uma delas, predominantemente herbácea-subarbustiva, desenvolve-se onde havia uma plantação de *Pinus elliottii* cortada a cerca de um ano e meio, estando em processo de regeneração. A outra área, adjacente, se encontra em um fragmento de restinga com estrutura arbóreo-arbustiva em estágio sucessional mais avançado.

Para cada área de restinga foi percorrida uma trilha que cortava o fragmento de restinga arbórea (RA) e a em regeneração (RR), onde foram amostrados 40 indivíduos lenhosos para a RA e 38 para a RR, com a altura de coleta dos ramos variando entre 0,5 e 2,0 metros em

ambas as áreas. A cada dois metros, ao longo da trilha, eram coletados três ramos, em diferentes alturas, do primeiro indivíduo encontrado a dois metros perpendicular à trilha. As amostragens foram feitas em ambos os lados da trilha.

Cada indivíduo foi identificado quanto à espécie e retiradas, aleatoriamente, 10 folhas dos ramos coletados, que foram utilizadas para a análise do índice de herbivoria e identificação do agente de herbivoria. Esses agentes foram classificados em mastigadores, minadores, raspadores, sugadores e galhadores.

Para cada folha retirada por indivíduo foi feita uma estimativa visual dos danos causados por herbivoria, para se calcular a classe de herbivoria de acordo com a tabela 1. O Índice de Herbivoria (IH) para cada indivíduo foi calculado a partir da equação abaixo (Dirzo & Domingues, 1995):

$$IH = \sum(n_i) \cdot i / N$$

Onde:

n_i = número de folhas na categoria i de dano;

i = a categoria (0 a 5);

N = número total de folhas amostradas.

Tabela 1. Classificação do Índice de Herbivoria de acordo com a área foliar consumida.

Classe de herbivoria (i)	Área foliar consumida (%)
0	0
1	>0 e < 6
2	>6 e <12
3	>12 e <25
4	>25 e <50
5	>50 e <100

Para a comparação dos danos causados por herbivoria nas duas áreas foram realizados dois testes estatísticos. Quando os dados apresentaram homocedasticidade foi feito o teste t e quando não houve homocedasticidade foi realizado o teste U (Mann-Whitney).

Resultados e Discussão

Nas duas áreas estudadas foram registradas 18 espécies, distribuídas em 14 famílias botânicas. A área de restinga em regeneração apresentou maior riqueza (Tabela 2) comparada à restinga arbórea (Tabela 3). Isso pode ter ocorrido pelo fato da primeira área possuir tanto espécies pioneiras como as que regeneraram por rebrotamento.

Tabela 2. Lista florística das espécies coletadas na Restinga em Regeneração (RR). (*espécies originadas por rebrota), Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Família	Espécie
Aquifoliaceae	<i>Ilex brevicuspis*</i> <i>Ilex dumosa*</i>
Asteraceae	<i>Eupatorium casarettoi</i>
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella*</i>
Moraceae	<i>Ficus sp. 1*</i> <i>Ficus sp. 2*</i>
Myrtaceae	<i>Myrcia palustris*</i>
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca cf thyrsiflora</i>
Sapindaceae	<i>Dodonaea viscosa</i>
Solanaceae	<i>Solanum erianthum</i> <i>Solanum pseudoquina</i>
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i>
	Indeterminada

Tabela 3. Lista florística das espécies coletadas na Restinga Arbórea (RA), Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Família	Espécie
Aquifoliaceae	<i>Ilex brevicuspis</i> <i>Ilex dumosa</i>
Bignoniaceae	<i>Tabebuia</i> sp.
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i>
Myrtaceae	<i>Myrcia palustris</i>
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>
Ochnaceae	<i>Ouratea salicifolia</i>
Primulaceae	<i>Myrsine</i> sp.
Sapindaceae	<i>Paulinia trigona</i>

Comparando-se o IH médio para os indivíduos amostrados nas duas áreas não houve diferença significativa quanto à herbivoria (Tabela 4). Realizando a mesma análise considerando na comparação apenas os indivíduos de espécies pioneiras em RR, também não houve diferença significativa (Tabela 4). Isso indica que mesmo analisando somente as pioneiras, que seriam teoricamente mais suscetíveis ao herbivorismo, segundo a hipótese da disponibilidade de recursos (Coley et al., 1985), nossos resultados não corroboram essa idéia.

Observando os Índices de Herbivoria calculados por espécie, poucas apresentaram taxas elevadas de IH, como *Cecropia glaziovii*, *Phytolacca* cf *thyrsoiflora* e *Solanum erianthum*, havendo uma variação maior na área em regeneração que na arbórea (Figuras 1 e 2). Tal variação pode ser explicada por outros fatores que interferem na herbivoria, como a abundância de indivíduos, a vegetação no entorno e a acessibilidade do herbívoro à planta entre outros fatores (Barone & Coley, 2002). *Cecropia glaziovii* é uma pioneira, de crescimento rápido e colonizadora de clareiras (Tabarelli et al., 1993) e que obteve o maior IH médio dentre todas as espécies nas duas áreas estudadas, confirmando a hipótese de que plantas que crescem

rapidamente investem menos em defesa e são mais suscetíveis aos herbívoros.

Mesmo quando comparadas apenas as espécies pioneiras nas duas áreas, partindo da teoria que em ambientes de estresse, como a restinga, essas espécies investem mais em crescimento de biomassa que em defesas contra herbívoros, não houve diferença significativa entre as pioneiras nas duas áreas ($t = -0,55$ e $p = 0,29$. Ver tabela 4). Na área em regeneração ocorreram valores mais discrepantes, devido à grande área foliar herbivorada em alguns indivíduos.

Tabela 4. Valores médios de IH (Índice de Herbivoria) obtidos para plantas lenhosas amostradas na área de Restinga Arbórea (RA) e em Regeneração (RR), Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. Total indica análises feitas para todos os indivíduos amostrados, e Pioneiras indica análises que consideraram apenas as espécies pioneiras em RR na comparação.

	Total		Pioneiras	
	RA	RR	RA	RR
Média	1,28	1,33	1,28	1,42
Variância	0,66	1,18	0,66	1,38
n	40	28	40	26
Teste t	- 0,21		- 0,55	
p	0,41		0,29	

No presente estudo, a espécie do gênero *Myrsine* registrada, que ocorreu apenas na restinga arbórea, apresentou IH médio (IH = 1,5) maior que a média de todas as espécies. Schlindwein et al. (2006) verificaram em uma restinga no Rio Grande do Sul que *Myrsine umbellata* obteve a menor taxa de herbivoria foliar dentre as espécies estudadas, indicando uma baixa concentração de nitrogênio foliar e/ou uma alta taxa de escleromorfismo em suas folhas.

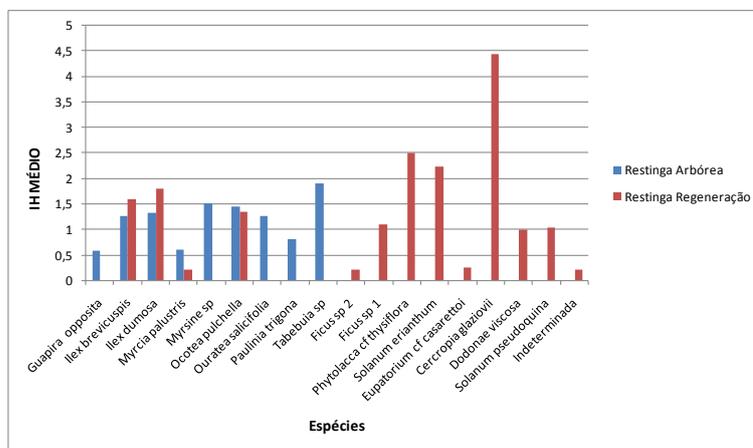


Figura 1. Índice de Herbivoria (IH) médio por espécie, amostradas em duas áreas de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

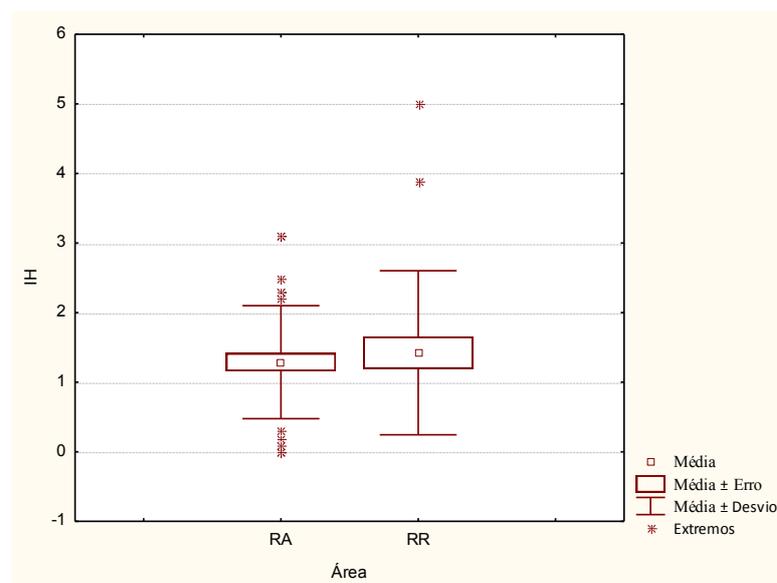


Figura 2. Média, desvio padrão e valores extremos de IH (Índice de Herbivoria) médio dos indivíduos amostrados na Restinga Arbórea (RA) e Restinga em Regeneração (RR), Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. (Em RR foram consideradas apenas as espécies pioneiras).

A herbivoria pode ter efeitos mais severos em áreas em processo de sucessão secundária como a estudada, onde os efeitos negativos sobre as plantas, como a diminuição das taxas de crescimento, reprodução e redução da capacidade competitiva (Coley & Barone, 1996) são acrescidos ao fato da pouca disponibilidade de nutrientes no solo arenoso e as espécies estarem investindo mais energia no seu crescimento, em detrimento da defesa (Coley et al., 1985; Endara & Coley, 2011).

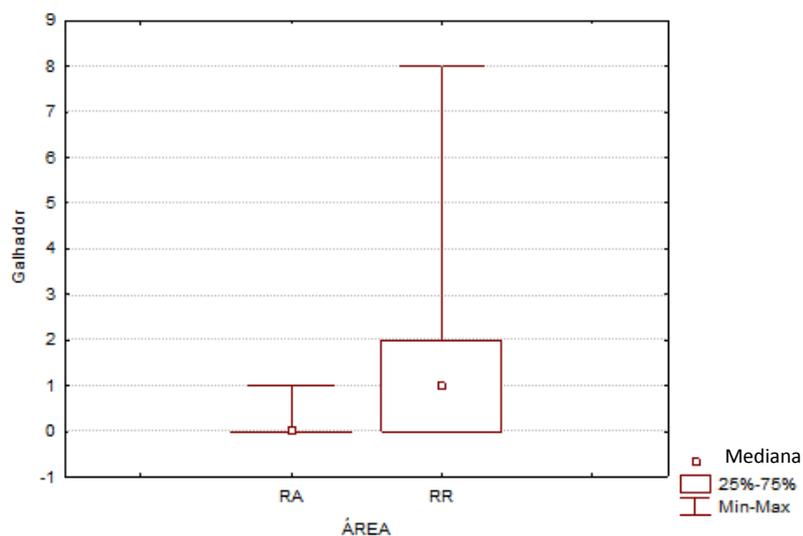


Figura 3. Incidência de danos causados por insetos galhadores em 10 folhas analisadas por indivíduo amostrado na Restinga Arbórea (RA) e na Restinga em Regeneração (RR), Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Apesar das porcentagens de danos foliares causados por herbívoros não serem estatisticamente diferentes entre as duas áreas, quando os diferentes tipos de danos são analisados quanto às suas ocorrências nas folhas analisadas nos indivíduos, diferentes tendências são encontradas. Observa-se diferença quanto aos danos causados por galhador ($U=322$; $p=0,00$) (Figura 3), minador ($U=278$; $p=0,00$) (Figura 4) e raspador ($U=164$; $p=0,00$) (Figura 5). Os danos causados por raspadores foram maiores na restinga arbórea que na em regeneração. Em contra partida, os danos causados por

galhadores e minadores foram maiores na área em regeneração. Os danos causados por mastigadores ($U=504$; $p = 0,37$) e sugadores ($U=382$; $p=0,52$) foram iguais nas duas áreas amostradas.

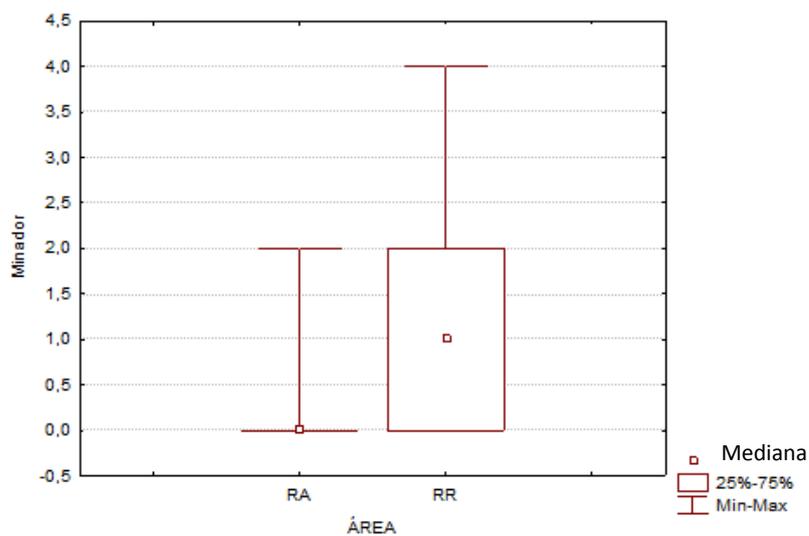


Figura 4. Incidência de danos causados por insetos minadores em 10 folhas analisadas por indivíduo amostrado na Restinga Arbórea (RA) e na Restinga em Regeneração (RR), Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Segundo Monteiro & Macedo (2000), em ambientes com estresse hídrico, como as restingas, é observada uma menor mortalidade de insetos de hábito endofítico, graças à sua proteção contra dessecação e patógenos. Insetos com esse hábito, como os formadores de galhas, se desenvolvem na planta, alterando o padrão de desenvolvimento de tecidos vegetais ou meristemáticos. Esse mesmo padrão de proteção contra dessecação pode ser aplicado aos insetos minadores, também observado com maior frequência na área em regeneração. Para estes dois tipos de dano, os dados obtidos corroboram com a hipótese de disponibilidade de recursos, uma vez que Coley et al. (1985) sugerem que haja uma maior taxa de herbivoria em plantas de crescimento rápido em áreas abertas.

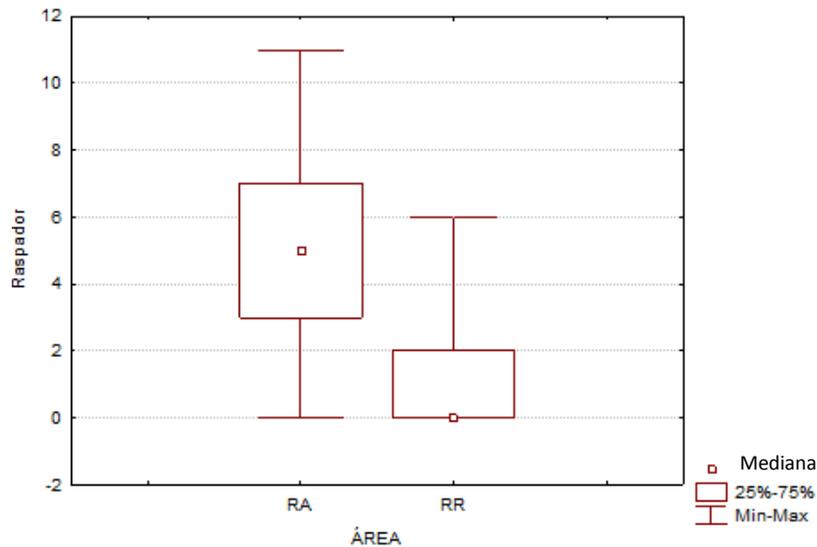


Figura 5. Incidência de danos causados por insetos raspadores em 10 folhas analisadas por indivíduo amostrado na Restinga Arbórea (RA) e na Restinga em Regeneração (RR), Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

No Cerrado, a concentração de alguns elementos, como alumínio e sílica, nas folhas das plantas pode inibir a herbivoria dos insetos em algumas espécies (Gonçalves-Alvim et al., 2011). Nesses ambientes, a proporção de área foliar danificada por herbívoros é bem menor que em florestas tropicais, devido grandemente à baixa disponibilidade de nutrientes no solo, dureza das folhas e maior concentração de fenóis (Morais et al., 1999). A herbivoria em flores também ocorre, sendo um recurso efêmero e mais nutritivo comparado às folhas e que gera uma grande abundância de insetos à sua procura e uso oportunístico pelos folívoros (Morais et al., 2009).

Em uma recente revisão da hipótese da disponibilidade de recursos, Endara & Coley (2011) avaliaram que essa hipótese fornece um quadro conceitual válido para estudar padrões de defesa de plantas e suas implicações na estrutura de populações e comunidades. Nossos resultados mostram que nas duas áreas de restinga puderam ser observadas diferentes taxas de herbivorismo entre as espécies, mas sem diferenças significativas entre as áreas. O modelo de disponibilidade de recursos não foi inteiramente

corroborado e investigações periódicas são necessárias para uma melhor avaliação das interações plantas-herbívoros em áreas de restinga semelhantes.

Agradecimentos

Agradecemos à FLORAM e aos funcionários do Parque Municipal da Lagoa do Peri.

Bibliografia

- Barone, J.A. & Coley, P.D. 2002. Herbivorismo y las defensas de las plantas. Pp. 465-492. *In* Guariguata, M.R; Kattan, G.H. (eds.), **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. Libro Universitario Regional, Costa Rica.
- Coley, P.D., Bryant, J.P. & Chapin III, F.S. 1985. Resource availability and plant anti-herbivore defense. **Science** 230: 895-899.
- Coley, P.D. & Barone, J.A. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. **Annual Review of Ecology and Systematics** 27:305-335.
- Dirzo, R. & Domingues, C. 1995. Plant-animal interactions in mesoamerican tropical dry forest. *In* Bullock, S.H., Money, S.H. & Medina, H.A. (eds.), **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge University Press, Cambridge.
- Endara, M.J. & Coley, P.D. 2011. The resource availability hypothesis revisited: a meta-analysis. **Functional Ecology** 25: 389-398.
- Feeny, P.P. 1976. Plant apparency and chemical defense. Pp. 1-40. *In* Wallace, J. & Mansell, R.L. (eds.), **Biochemical Interactions Between Plants and Insects**. **Recent Advances in Phytochemistry** 10, Plenum Press, New York.
- Gonçalves-Alvim, S.J., Lana, T.C., Ranieril, B.D. & Fernandes, G.W. 2011. Test of hypotheses about herbivory and chemical defences of *Qualea parviflora* (Vochysiaceae) in Brazilian Cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, 34 (2): 223-230.
- Gurevitch, J., Scheiner, S.M. & Fox, G.A. 2009. **Ecologia Vegetal**, 2ª edição, Artmed, Porto Alegre, Brasil.
- Leigh, E.G. Jr. 1999. **Tropical Forest Ecology: A view from Barro Colorado Island**. Oxford University Press.
- Monteiro, R.F. & Macedo, M. V. 2000. Flutuação populacional de insetos fitófagos em restinga. Pp. 77-88. *In* Esteves, F.A. & Lacerda, L. D. (eds.),

Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras. Rio de Janeiro, NUPEM/UFRJ, xii+394 p.

- Morais, H.C., Diniz, I.R. & Silva, D.M.S. 1999. Caterpillar seasonality in a central Brazilian cerrado. **Revista de Biología Tropical** 47(4): 1025-1033.
- Morais, H.C., Hay, J.D.V. & Diniz, I.R. 2009. Brazilian Cerrado folivore and florivore caterpillars: how different are they? **Biotropica** 41(4): 401-405.
- Rhoades, D.F. & Cates, R.G. 1976. Toward a general theory of plant antiherbivore chemistry. Pp. 168–213. *In* Wallace, J. & Mansell, R.L. (eds.), **Biochemical Interactions Between Plants and Insects. Recent Advances in Phytochemistry** 10, New York: Plenum.
- Scarano, F.R. 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rain forest. **Annals of Botany** 90: 517-524.
- Sch lindwein, C.C.D., Fett-Neto, A.G. & Dillenburg, L.R. 2006. Chemical and mechanical changes during leaf expansion of four woody species of a dry *restinga* woodland. **Plant Biology** 8: 430-438.
- Tabarelli, M., Vilani, J.P. & Mantovani, W. 1993. Aspectos da sucessão secundária em trecho da Floresta Atlântica no Parque Estadual da Serra do Mar, SP. **Revista do Instituto Florestal** 5: 99-102.

Efeito da condição ambiental sobre a biomassa das populações de *Deltochilum irroratum* e *Dichotomius assifer* no Parque Municipal da Lagoa do Peri

Bogoni, J.A., Maurício, L.S., Lima, R.E.M., Rezende, R.S., De Brito, F.P., Hernández, M.I.M., Arellano, L.

Introdução

Os besouros da subfamília Scarabaeinae incluem mais de 7000 espécies conhecidas, muitas das quais são encontradas abundantemente em ambientes tropicais terrestres úmidos (Hanski & Cambefort, 1991; ScarabNet, 2012). Alimentam-se de material orgânico em decomposição (fezes, carcaças e frutos) tanto nos estágios larvais quanto nos adultos (Halffter & Matthews, 1966) e atuam no ciclo de decomposição da matéria orgânica e na ciclagem de nutrientes, como dispersoras de sementes e podem evitar a ocorrência de doenças parasitárias em mamíferos (Halffter & Matthews, 1966; Galante & Marco-García, 1997; Steinfeld et al., 2006).

Escarabeíneos têm ciclo de vida com metamorfose completa, sendo que o desenvolvimento da fase larval depende fortemente da quantidade e qualidade do recurso consumido (Halffter & Edmonds, 1982). Usam fezes de vertebrados, ocasionalmente aves e répteis, mas em particular de mamíferos. Essas ligações ecológicas entre besouros escarabeíneos e mamíferos têm sido importantes na formação evolutiva e da estrutura de comunidades de escarabeíneos por pelo menos 40 milhões de anos (Howden & Young, 1981; Cambefort, 1991). Evidências fósseis sugerem que a coprofagia evoluiu associadamente com dinossauros, antes mesmo da diversificação de mamíferos (Chin & Gill, 1996) e que a evolução da preferência alimentar dos escarabeíneos para a necrofagia pode ter estado associada às grandes extinções de mamíferos ocorridas no quaternário, principalmente na região neotropical (Cambefort, 1991).

O tamanho, isolamento e o grau de preservação de áreas florestais são fundamentais para a conservação e a integridade

ecológica, mantendo as funções ecossistêmicas, incluindo as interações entre mamíferos e escarabeíneos (Barlow et al., 2010). Assim, os besouros apresentam respostas negativas com a diminuição da abundância e riqueza de mamíferos e conseqüentemente a oferta de fezes ou carcaças como recursos alimentares (Nichols et al., 2009; Barlow et al., 2010).

Hanski & Camberfort (1991) argumentam que a competição por recursos no espaço e no tempo é o maior modificador da dinâmica populacional de escarabeíneos. Assim, a quantidade e qualidade do recurso utilizado tende a influenciar o desenvolvimento larval e a morfologia e, conseqüentemente, o tamanho e biomassa dos indivíduos. Por sua vez, o tamanho e a morfologia virão a exercer influências na seleção sexual, dentre outros (Hanski & Camberfort, 1991; Simmons & Ridsdill-Smith, 2011).

Dessa forma, a hipótese da pesquisa é que condições ambientais locais exercem efeitos na biomassa total e individual das populações de besouros escarabeíneos. Os objetivos deste estudo são avaliar a biomassa total das duas espécies necrófagas mais abundantes de escarabeíneos em duas áreas de Mata Atlântica em diferentes estágios de regeneração.

Materiais e Métodos

Estratégia de amostragem e coleta de dados

As amostras foram coletadas na trilha do Saquinho, que contorna a margem noroeste do Parque Municipal da Lagoa do Peri, situado ao sul de Florianópolis, Santa Catarina. Nesse local são encontradas áreas de capoeirão, restinga e mata Atlântica secundária, composta principalmente por Floresta Ombrófila Densa. No passado, a maior parte da área era utilizada para agricultura, estando atualmente em diferentes estágios de regeneração da vegetação natural (Caruso, 1990).

Foram escolhidas duas áreas com características e condições ambientais diferentes em uma escala local. Uma área localizada mais ao norte da trilha, considerada como preservada e a outra área mais ao sul da trilha, próxima a casas, considerada alterada. As duas áreas são distantes aproximadamente um quilômetro entre si. Foram

estimados para cada ponto o dossel, serrapilheira, diâmetro à altura do peito (DAP) das árvores, sempre no segundo segmento de armadilhas que correspondem ao meio da parcela avaliada. Para estimar a abertura de dossel foi utilizado um densiometro. Para medir a serrapilheira, foram coletados 0,3 m², condicionados em sacos plásticos e separados em folhas e galhos e posteriormente pesados em laboratório. O DAP foi aferido com o auxílio de uma trena, sendo medida a árvore mais próxima da armadilha.

Para a coleta dos besouros escarabeíneos foram utilizadas armadilhas de queda do tipo “*pitfall*”. Foram instaladas nove armadilhas em cada área, localizadas perpendicularmente à trilha, formando uma malha 3 x 3, sendo a distância entre as armadilhas de 25 m. As armadilhas foram enterradas no mesmo nível do solo e foi utilizada carne de frango em decomposição como isca para atrair os besouros. O tempo de permanência das armadilhas foi de aproximadamente 15 h. Os besouros coletados foram colocados em recipientes de plástico e posteriormente identificados no laboratório.

Após a identificação, as espécies selecionadas para o estudo foram *Deltochilum irroratum* e *Dichotomius assifer* (a mais abundante) e foram realizadas medidas de comprimento (C), largura (L) e altura do corpo dos besouros e a partir destas medidas foi utilizada uma fórmula matemática (Rios e Hernández, 1993) para a obtenção indireta do volume ($V_{\text{estimado}} = 0,4338 \times L^2 \times C$) e a partir deste calculou-se o peso ($P = 0,263 \times V_{\text{estimado}}^{0,985}$), representando a biomassa.

Análise estatística

Para análise dos dados foi utilizado o test t de Student de comparação de médias. Para tanto, testou-se a normalidade dos dados por meio do teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade de variância segundo o teste de Levene, e quando necessário estes foram transformados, utilizando logaritmo (10). Para responder aos objetivos propostos, foi aplicado o teste para comparar os ambientes através dos dados de DAP (m), porcentagem de cobertura de dossel, quantidade de folhas e galhos da serrapilheira. Posteriormente foi

comparada a biomassa somada e média de *Deltochilum irroratum* e *Dichotomius assifer* separadamente.

Resultados e Discussão

Deltochilum irroratum foi capturado em quatro das armadilhas do local alterado e três do local preservado, enquanto *Dichotomius assifer* ocorreu em seis armadilhas do local alterado e sete do local preservado (Tabela 1).

Tabela 1. Número de indivíduos coletados, média e soma da biomassa das populações de *Deltochilum irroratum* e *Dichotomius assifer* nas armadilhas do local alterado e preservado.

Local	Amostra	<i>Deltochilum irroratum</i>			<i>Dichotomius assifer</i>		
		Biomassa			Biomassa		
		N. ind.	Média	Soma	N. ind.	Média	Soma
Alterado	A1	2	45.8	91.7	1	53.5	53.5
	A2	1	176.0	176.0	0	0.0	0.0
	A3	1	45.8	45.8	1	24.4	24.4
	A4	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0
	A5	0	0.0	0.0	1	53.5	53.5
	A6	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0
	A7	1	193.6	193.6	1	127.2	127.2
	A8	0	0.0	0.0	1	29.3	29.3
	A9	0	0.0	0.0	2	31.8	63.5
Total		5	461.2	507.1	7	319.7	351.4
Preservado	A1	2	47.7	95.5	1	31.8	31.8
	A2	1	137.5	137.5	2	119.0	238.0
	A3	0	0.0	0.0	6	41.3	247.6
	A4	2	165.3	330.6	4	128.3	513.1
	A5	0	0.0	0.0	2	35.1	70.2
	A6	0	0.0	0.0	2	85.2	170.5

Tabela 1. (Continuação)

		<i>Deltochilum irroratum</i>			<i>Dichotomius assifer</i>		
		Biomassa			Biomassa		
Preservado	A7	0	0.0	0.0	4	55.8	223.2
	A8	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0
	A9	0	0.0	0.0	0	26.9	26.9
Total		5	350.5	563.6	21	523.4	1521.3

Em relação às características ambientais, os valores de porcentagem de cobertura de dossel ($t = 2,86$, $p = 0,04$) e folhas/g ($t = 3,21$, $p = 0,03$) apresentaram diferença estatística, com os maiores valores no local preservado. Entretanto, DAP ($t = 0,14$, $p = 0,89$) e galhos/g ($t = 0,65$, $p = 0,93$), não apresentaram diferença estatística entre os locais alterado e preservado (Figura 1).

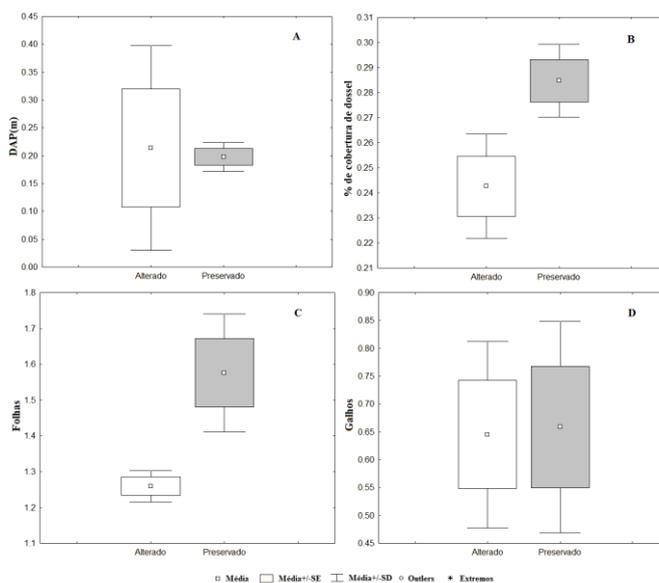


Figura 1. Valores médios, erro padrão e desvio padrão do DAP (A), porcentagem de cobertura de dossel (B), folhas/g (C) e galhos/g (D), no local alterado (branco) e preservado (cinza).

Ao comparar a população de *Dichotomius assifer* através de sua biomassa total foi observada diferença significativa entre os locais ($t=2,33$, $p=0,032$), com os maiores valores na área preservada. Entretanto, a biomassa média dos indivíduos de *Dichotomius assifer* não apresentou diferença estatística entre os locais ($t=0,36$, $p=0,72$). Já ao comparar entre as áreas a população de *Deltochilum irroratum*, não foi encontrada diferença estatística significativa comparando suas biomassas somadas ($t=0,58$, $p=0,57$) e médias ($t=0,61$, $p=0,54$) (Figura 2).

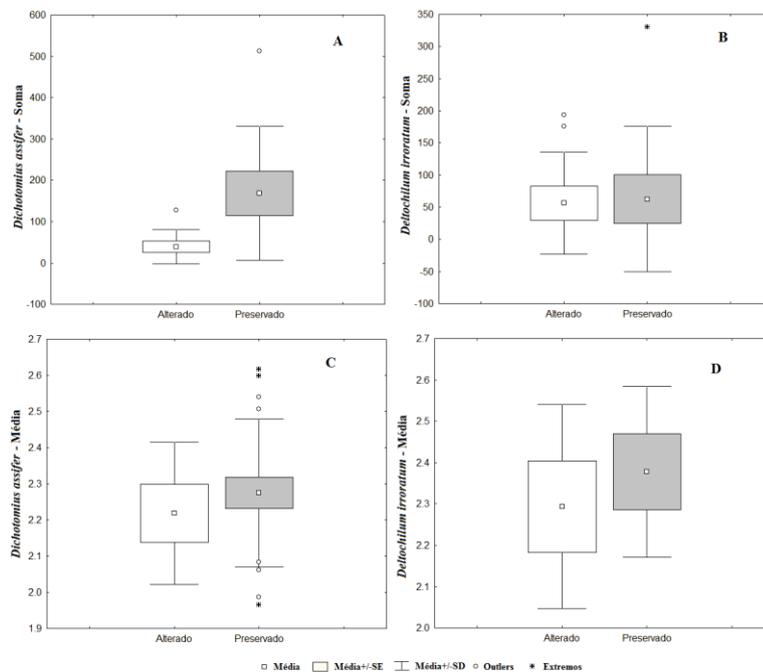


Figura 2. Valores médios, erro padrão, desvio padrão, outliers e extremos da biomassa somada (A e B) e média (C e D) de *Dichotomius assifer* (A e C) e *Deltochilum irroratum* (B e D), no local alterado (branco) e preservado (cinza).

A dinâmica por competição de recursos entre os grupos funcionais de besouros escarabeíneos envolve padrões de tamanho e biomassa das espécies componentes. As respostas em diferentes habitats podem ter influência tanto nas populações quanto nas comunidades.

Os maiores valores na porcentagem de cobertura de dossel e folhas no local preservado indica que a alteração ambiental pode influenciar a produtividade do sistema. Um maior aporte de matéria orgânica morta oriunda da vegetação, que entra no sistema principalmente na forma de folhas, indica uma maior quantidade de produtores primários (Webster et al., 1995). Assim, esta maior entrada de folhas pode proporcionar elevada quantidade e qualidade de energia para os consumidores primários (Webster et al., 1995), possibilitando que esta suporte uma maior biomassa geral de organismos. Outro aspecto é que ambientes com dossel mais aberto, tende a ser mais suscetível às variações externas do meio e suas variações temporais, elevando a perturbação ambiental nestes ambientes (Lima & Zakia, 2001). Assim, esta maior quantidade de recurso e menor perturbação ambiental pode afetar positivamente a ocorrência de consumidores, que, através de fezes ou pela morte, conferem recursos para a comunidade de besouros coprófagos e necrófagos.

O comportamento copro-necrófago dos escarabeíneos pode indicar maior ou menor quantidade de mamíferos nos ambientes (Halffter, 1991). Isso corrobora a ideia de que a presença, abundância e biomassa dos escarabeíneos podem estar relacionadas à oferta de alimentos (fezes e carcaças) por vertebrados. Assim, um decréscimo da produtividade primária no sistema, como observado entre os locais de estudo, pode acarretar em decréscimo de vertebrados, em especial de mamíferos, reduzindo a disponibilidade de recurso (Klein, 1989; Estrada & Coates-Estrada, 1991; Estrada et al., 1993; Vullinec, 2002; Scheffler, 2005; Gardner et al., 2008). Esta redução pode explicar os menores valores de biomassa geral em *Dichotomius assifer* no ambiente alterado neste estudo. Embora, apesar desta mesma tendência ser observada para *Deltochilum irroratum*, os valores não foram significativamente diferentes, possivelmente devido à baixa abundância e frequência nas armadilhas quando comparado a *Dichotomius assifer*. Assim, como observado por Nichols e colaboradores (2009), a identificação de respostas funcionais a nível de espécie e comunidade é essencial para o melhor

entendimento de processos ecológicos em cascata em ambientes tropicais.

Entretanto, quando analisada a resposta do ambiente sobre a biomassa a nível individual, não foi observada diferença em nenhuma das populações estudadas entre os locais. A competição por recursos no espaço e no tempo é o maior modificador da dinâmica populacional de escarabeíneos (Hanski & Camberfort, 1991). Entretanto, esses resultados podem ter ocorrido devido ao fato de que os escarabeíneos visitam outros ambientes quando há escassez de recursos, devido à pressão populacional por competição, assim como observado por Davis e Sutton (1998), que demonstraram a presença de besouros vivendo fora de seus habitats normais. Outro aspecto importante é que, de acordo com resultados obtidos por Arellano (com. pessoal) inferimos que pode estar ocorrendo movimentação por diferentes gradientes nos locais em busca de recursos de forma natural.

Assim, concluímos que a condição ambiental pode modificar a quantidade de matéria orgânica nos ambientes e consecutivamente a entrada de energia no sistema, afetando a biomassa total de escarabeíneos (*Dichotomius assifer*), mas isso não se refletiu sobre a biomassa média de ambas as populações estudadas, em função da mobilidade destes.

Agradecimentos

Agradecemos a FLORAM e aos gestores do Parque Municipal da Lagoa do Peri, pelo apoio logístico.

Bibliografia

- Barlow, J., Louzada, J., Parry, L., Hernández, M.I.M., Hawes, J., Peres, C.A., Vaz-de-Mello, F.Z. & Gardner, T.A. 2010. Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: a field test on Amazonian dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, 47: 779-788.
- Cambefort, Y. 1991. Biogeography and evolution. In: Hanski, I. e Cambefort, Y. (Eds.). 1991. **Dung Beetle Ecology**. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA. 249 p.
- Chin, K. & Gill, B.D. 1996. Dinosaurs, dung beetles, and conifers: participants in a Cretaceous food web. **Palaios**, 11: 280-285.
- Davis, A.J. & Sutton, S.L. 1998. The effects of rainforest canopy loss on arboreal dung beetles in Borneo: implications for the measurement of biodiversity in derived tropical ecosystems. **Diversity and Distributions**, 4: 167-173.
- Estrada, A. & Coates-Estrada, R. 1991. Howler monkeys (*Allouatta palliata*), dung Beetles (Scarabaeidae) and seed dispersal: ecological interactions in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, 7: 459-474.
- Estrada, A., Halffter, G., Estrada, R. C. & Meritt, A. Jr 1993. Dung beetles attracted to mammalian herbivore (*Alouatta palliata*) and omnivore (*Nasua narica*) dung in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, 9(1): 45-54
- Galante, E. & Marcos-García, A. 1997. Detritívoros, coprófagos y necrófagos. **Boletín de La Sociedad Entomológica Aragonesa**, 20: 57-64.
- Gardner, T. A., Hernández, M. I. M., Barlow, J. & Peres, C. A. 2008. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary 38 and plantation forests for neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, 45:883-893.
- Halffter, G. 1991. Historical and ecological factors determining the geographical distribution of beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). **Folia Entomologica Mexicana**, 82: 195-238.
- Halffter, G. & Edmonds, W.D., 1982. **The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae)**. Instituto de Ecología, México, DF. 176 p.
- Halffter, G. & Matthews, E.G. 1966. The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae). **Folia Entomológica Mexicana**, 12 (14): 1-312.
- Hanski, I. & Cambefort, Y. 1991. **Dung Beetle Ecology**. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA. 249 p.

- Howden, H.F. & Young, O.P. 1981. Panamanian Scarabaeidae. **Contributions of the American Entomological Institute**, 18: 1–204.
- Klein, B. C. 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. *Ecology*, 70 (6): 1715-1725.
- Lima, W. P., & Zakia, M. J. B. 2001. Hidrologia de Matas Ciliares. In: Rodrigues, R.R., Leitão Filho, H.F. 2001. **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. Editora da Universidade de São Paulo, Fapesp. São Paulo, SP, Brasil.
- Nichols, E., Gardner, T.A. & Peres, C.A. 2009. Co-declining mammals and dung beetles: an impending ecological cascade. **Oikos**, 118: 481-487.
- Rios, R. I. & Hernández, M. I. M., 1993. Avaliação do tamanho do corpo de insetos em três famílias de Coleoptera: Scarabaeidae, Elateridae e Hydrophilidae. **Revista Brasileira de Biologia**, 53 (1): 37-41.
- ScarabNet. 2012. **Global Taxon Database**. Acesso: 25/10/2012. Disponível em: <http://216.73.243.70/scarabnet/results.htm>.
- Scheffler, P. Y. 2005. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) diversity and community structure across three disturbance regimes in eastern Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, 21: 9-29.
- Simmons, L.W. & Ridsdill-Smith, T.J., 2011. **Ecology and evolution of dung beetles**. Wiley-Blackwell, Oxford, UK. 347 p.
- Vullinec, K. 2002. Dung beetle communities and seed dispersal in primary forest and disturbed land in Amazonia. **Biotropica**, 34 (2): 297-309.
- Webster, J. R., Wallace, J. B. & Benfield, E. F. 1995. Organic processes in streams of the eastern United States. In Cushing, C. E., Cummins, K. M. e Minshall, G. W. (eds.). **River and streams ecosystems: ecosystems of the world**. Elsevier, Amsterdam, Nederland.

Avaliação comportamental de passeriformes à técnica de playback

Farias, D. L., Dechoum, M. S., Oliveira-Gonçalves, A., Gadelha, Y. E. A., Nascimento, R., Kanaan, V.T.

Introdução

Estudos comportamentais de aves são de extrema importância para melhor entendimento da utilização de recursos, as relações inter e intraespecíficas, a compreensão do impacto humano nas mesmas, entre outros. Algumas espécies de aves são particularmente difíceis de ver ou ouvir devido as diferentes estratégias de vida. Contudo, uma forma eficiente para aumentar a detecção da presença de algumas espécies é o uso de *Playback* (Boscolo et al., 2006; Hipperson, 2010; Lynch, 1995). Alguns experimentos mostram que a reprodução de sons específicos é eficiente na detecção e na indução de respostas comportamentais territorialistas, a qual foi demonstrada por Boscolo et al. (2006) com a sua aplicação em cinco espécies de aves de fragmentos da mata atlântica na região de São Paulo. A utilização do playback também pode ser efetiva em eliciar uma resposta comportamental na estação reprodutiva, como foi demonstrado com *Hydrobates pelagicus* (Petrel de tempestade), uma vez que estas disputam cortejos e a conquista de novos territórios, tornando-se mais frequentes (Ratcliffe, 1998). Em outro estudo mais recente, o playback foi usado para auxiliar as aves na escolha de habitats de qualidade para sua reprodução (Virzi et al., 2012).

A avifauna da Ilha de Santa Catarina encontra-se estreitamente relacionada com a floresta atlântica, o que pode ser verificado através do grande número de aves endêmicas que ocorrem dentro deste bioma. A riqueza de espécies da Ilha está composta por mais de 250 espécies (Naka & Rodrigues, 2000) representando um número significativo do ponto de vista da biodiversidade, sendo uma área de especial interesse ecológico. A restinga, local objeto de estudo, é um ambiente muito importante devido ao grande número de aves presentes neste habitat. Neste local foram estudadas as seguintes espécies de aves: *Geothlypis aequinoctialis* (Pia-cobra), *Basileuterus*

culicivorus (Pula-pula) e *Vireo olivaceus* (Juruvicara). As três tem pequeno porte podendo atingir até 14 cm. As duas primeiras são da família Parulidae e a última espécie da família Vireonidae, as mesmas foram selecionadas devido ao conhecimento prévio que se tinha em relação à ocorrência no local de estudo.

G. aequinoctialis ocorre em todo o Brasil, do Panamá à Argentina e Uruguai. Essa espécie é paludícola e não é migratória. Habita orlas de mata baixa, brejos, capoeiras, banhados e manguezais, vivendo comumente no interior da vegetação (Frisch & Frisch, 2005; Naka & Rodrigues, 2000). *B. culicivorus* ocorre do nordeste ao sul do Brasil, Argentina e Uruguai. Essa espécie é residente e provável nidificante habitando o interior de matas, florestas, restingas, (Naka & Rodrigues, 2000; Rosário, 1996; Frisch & Frisch, 2005). *V. olivaceus* ocorre em todo o Brasil, Bolívia, Argentina, Paraguai e Uruguai. Habita florestas com áreas abertas, borda de florestas e restingas (Naka & Rodrigues, 2000). Essa espécie não apresenta dimorfismo sexual e é migratória (Rosário, 1996; Frisch & Frisch, 2005). Esta aves possuem o comportamento ou características de espécies que respondem ao playback, sendo *G. aequinoctialis* e *B. culicivorus* duas prováveis espécies territorialistas, uma vez que outros gêneros dessa família mostram tal comportamento (Boldinger, 2000) e *V. olivaceus* estando no seu período reprodutivo (Machado, 1997).

O objetivo deste trabalho foi avaliar o comportamento de três espécies de passeriformes diante da técnica de playback em áreas de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Brasil. A primeira hipótese deste trabalho é que a técnica de playback é eficiente para obter respostas comportamentais entre as espécies observadas. A outra hipótese é que as respostas comportamentais das espécies diferem entre si, devido a suas diferentes estratégias de vida.

Metodologia

O estudo foi conduzido na face sul do Parque Municipal da Lagoa do Peri, junto à área de restinga, a qual foi acessada por meio da Trilha da restinga. Foram selecionados seis pontos amostrais, que foram georreferenciados com o auxílio de um GPS modelo Garmin

Oregon 550t e espaçados 250 m para se garantir independência entre os pontos modificado de Boscolo et al. (2006). Em cada um dos seis pontos, foi feita a caracterização da vegetação em três tipos de fitofisionomia vegetal: restinga herbácea-arbustiva, restinga arbórea com sub-bosque e áreas de plantio de *Eucalyptus* sp. (Myrtaceae). Os dados foram coletados no dia 24 de Outubro de 2012, com o céu parcialmente nublado, no período matutino com início às 8:55 horas e o término às 11:20 horas.

Para testar a eficiência da técnica de playback, reproduziu-se em cada ponto, com auxílio de caixa de som (mini amplifier/Speaker, marca Radio Shack), a vocalização de cada uma das três espécies estudadas, com auxílio de tocador digital music player (marca sony, modelo nwd-b10 5f). A ordem de execução dos playbacks foi aleatória e seu respectivo volume padronizado. Essa execução foi repetida três vezes para cada uma das espécies, totalizando nove execuções por ponto. Cada reprodução teve duração cronometrada de um minuto com intervalo de trinta segundos (Hiperson, 2010). Ressalta-se que as gravações das vocalizações foram previamente gravadas no Parque do Córrego Grande, no bairro Trindade da Ilha de Santa Catarina.

Para cada espécie em cada ponto, foi registrada a latência, que é o tempo entre o início de um evento e a resposta, para inferir sobre respostas comportamentais. As seguintes respostas foram anotadas em planilha de campo: horário da coleta em cada ponto, presença ou ausência de resposta, tipo de resposta (aproximação e/ou vocalização), a espécie que respondeu, e a duração da vocalização. Ao término da execução das três repetições da cada espécie, foi observado o comportamento durante um intervalo de cinco minutos.

As espécies de aves foram identificadas com o auxílio de guias e manuais de campo e com seus respectivos playback antes e durante a execução do estudo. Os testes estatísticos usados foram Kruskal-Wallis e Mann-Whitney a fim de verificar se havia diferença entre o tempo de latência das espécies e tempo de vocalização, além de Qui-quadrado para verificar a eficiência da técnica de playback na resposta comportamental das espécies. Os testes foram gerados no programa ESTATISTICA 7.

A área dos seis pontos foi caracterizada conforme a fitofisionomia vegetal ao redor (Tabela 1).

Tabela 1. Número de pontos amostrados e as características fitofisionômicas da vegetação em cada ponto.

Número do ponto	Fitofisionomia vegetal
1	Restinga arbórea com sub-bosque
2	Restinga herbáceo-arbustiva em regeneração
3	Restinga arbórea com sub-bosque
4	Restinga arbórea com sub-bosque
5	Restinga herbáceo-arbustiva em regeneração
6	Plantio de eucalipto

Resultados e Discussão

A técnica do playback mostrou-se eficiente para a detecção da presença das três espécies-objeto de estudo, tendo em vista que não houve diferença significativa entre o número observado de espécies e o número esperado ($X^2=5.67$; $p>0,05$)(Tabela 1) - sendo a técnica eficiente, esperava-se encontrar 3 espécies por ponto de amostragem. Ressalta-se que diferentes combinações das três espécies foram observadas em cada ponto de amostragem, resultando nos números totais de espécies por ponto de amostragem que constam na Tabela 2.

Tabela 2. Número de espécies observadas em cada ponto de amostragem estabelecido em áreas de restinga do Parque Municipal da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC).

Pontos de amostragem	1	2	3	4	5	6
Número de Espécies	2	2	2	1	2	0

Muitas aves têm uma maior resposta a técnica de playback quando a mesma é utilizada na estação reprodutiva, uma vez que algumas aves possuem comportamentos como disputa de cortejos, conquista de novo território ou defesa de ninhos, onde são obrigados a reforçar sua dominância e conseqüentemente tendo um

significativo aumento na sua frequência (Boscolo 2006; Ratcliffe 1998). Além disso, de acordo com Naka & Rodrigues (2000), as espécies deste estudo são abundantes na Ilha de Santa Catarina e presentes em ambientes de restinga. Estes dados corroboram as resposta significativa das aves em relação à técnica.

As respostas comportamentais à técnica de playback, latência (Tabela 3) e duração de vocalização (Tabela 3), não apresentaram diferença significativa entre as espécies estudadas, portanto refutando a hipótese de que as respostas comportamentais das espécies diferem entre si.

Tabela 3. Número de pontos amostrados com respostas de cada espécie com o tempo mínimo e máximo de latência (tempo do início do playback até a 1ª resposta) em segundos e o tempo médio.

Espécies	Nº de pontos	Tempo mínimo (s)	Tempo máximo (S)	Tempo médio (s)
<i>B. culicivorus</i>	4	50	127	96
<i>G. aequinoctalis</i>	3	20	65	48
<i>V. olivaceus</i>	2	20	102	61

A tabela 3 mostra o tempo mínimo e máximo de latência para as três espécies, tendo *Basileuterus culicivorus* o maior tempo médio de latência, e *Geothlypis aequinoctalis* com o menor tempo médio de latência. Para estes dados utilizou-se o teste de Kruskal-Wallis para a comparação das medianas das três espécies, obtendo os valores de $H(2, N=10) = 3.24$; $p = 0,19$, não sendo significativo. O teste de Mann-Whitney foi utilizado para a comparação das medianas das duas espécies residentes, obtendo os valores de $Z = -1.64$; $p = 0,10$, também não sendo significativo.

A tabela 4 mostra a espécie *Geothlypis aequinoctalis* com maior tempo médio de duração de vocalização, com 280 segundos de tempo médio. *Basileuterus culicivorus* foi a espécie com o menor tempo médio de duração de vocalização, com 92 segundos de tempo médio. Para os dados desta tabela foram usados o teste de Kruskal-Wallis para a comparação das medianas das três espécies, obtendo $H(2, N=8) = 4.301205$; $p = 0.1164$, não sendo significativo.

Tabela 4. Número de pontos amostrados com a resposta de cada espécie e o tempo mínimo e máximo de duração da vocalização em segundos e o tempo médio para cada espécie.

Espécies	Nº de pontos	Tempo mínimo (s)	Tempo máximo (S)	Tempo médio (s)
<i>B. culicivorus</i>	4	10	170	92
<i>G.aequinoctalis</i>	3	260	300	280
<i>V.olivaceus</i>	2	150	300	225

O Teste de Mann-Whitney foi utilizado para a comparação das medianas das duas espécies residentes – $Z = 1.85$; $p = 0.06$, também não obtendo significância. As três espécies não apresentaram qualquer divergência em suas respostas comportamentais através da latência e o tempo de vocalização. Era esperado que comportamentos distintos como a inquietude de *V. olivaceus* que se movimenta bastante com constante vocalização (Naka & Rodrigues, 2000; Frisch & Frisch, 2005) variasse no tempo de vocalização ou na latência em relação às outras espécies, bem como era esperado das espécies que provavelmente sejam territorialistas (Bolding, 2000), um outro comportamento que diferenciava das demais em algum dos parâmetros utilizados, como por exemplo o tempo médio de vocalização como resposta de defesa do seu território.

Tabela 5. Número de pontos amostrados em que houve respostas e a respectiva frequência de ocorrência das espécies estudadas nos pontos de amostragem estabelecidos em áreas de restinga do Parque Municipal da Lagoa do Peri (Florianópolis, SC).

Espécie	Número de pontos	Frequência (%)
<i>Basileuterus culicivorus</i>	4	66.67
<i>Geothlypis aequinoctalis</i>	3	50.00
<i>Vireo olivaceus</i>	2	33.33

Contudo, a tabela 5 mostra o número de pontos onde houve respostas para cada espécie e a frequência das mesmas respostas. Os dados da tabela 4 mostra que as espécies apresentaram diferenças no número de pontos em que cada espécie respondeu e sua frequência. Esses dados juntamente com a caracterização

fitofisionômica de cada ponto amostral, possibilita explorar os ambientes utilizados por cada espécie.

A tabela 5 mostra que *Basileuterus culicivorus* foi a espécie com maior número de pontos amostrados com respostas, tendo respostas em quatro dos seis amostrados obtendo uma frequência de 66.67%. Já *Geothlypis aequinoctalis* respondeu em três pontos, tendo uma frequência de 50% de respostas no total de 6 pontos. *Vireo olivaceus* foi a espécie com o menor número de pontos com respostas com duas respostas num total de seis obtendo uma frequência de 33.33%. Este resultado para *B. culicivorus* estão de acordo com a descrição da espécie citada acima (Naka & Rodrigues, 2000; Rosário, 1996; Frisch & Frisch, 2005) e a tolerância as variações espaciais demonstradas no estudo feito por Santana et al. (2012), onde foi observado que a abundância de *Basileuterus culicivorus* manteve-se nas diferentes formações da floresta Mata Atlântica, demonstrando então que as diferentes fitofisionomias da área de estudo não influenciariam na frequência de ocorrência desta espécie. Esta espécie também foi considerada frequente em bandos mistos em um estudos que registraram 388 bandos mistos em uma região da Mata Atlântica (Machado, 1999) e em 79 bandos mistos estudados em Santa Catarina (Ghizoni-Jr & Azevedo, 2006). Ela ainda pode posicionar-se tanto na área nuclear como na periferia dos bandos mistos (Machado, 1999). Em estações reprodutivas a frequência e a coesão dos bandos misto é menor (Machado, 1999), ainda assim provavelmente as espécies de aves que vivem em bandos mistos possam ser mais frequentes devido ao seu maior deslocamento em busca do forrageamento do que as aves que não compõem bandos ou que são territorialistas.

De acordo com a descrição dos ambientes habitados pela espécie e os resultados dos estudos sobre bandos mistos, esperávamos uma maior frequência da espécie *Vireo olivaceus* (Juruviara) nos pontos amostrados. Esta espécie apesar de ser migratória (Machado, 1997) e componente de bandos mistos, foi a que respondeu em menor número de pontos. A espécie *V. olivaceus* é uma ave inquieta que se movimenta bastante examinando ramos, folhas e inflorescências a procura de artrópodes com constante vocalização (Naka &

Rodrigues, 2000; Frisch & Frisch, 2005). A chegada dos primeiros indivíduos da espécie é relatada na segunda quinzena de Setembro, tornando-se mais frequentes em Outubro para possivelmente maximizar o seu forrageamento e posterior redução na sua frequência para reprodução (Machado, 1997). Supõe-se que espécies migratórias sejam mais generalistas devido ao uso de recursos alimentares disponíveis na estação reprodutiva numa variedade de habitats ou pela competição decorrente da alta abundância de aves que utilizam a alta produtividade destes habitats, forçando a sua expansão para outros ambientes (Rappole, 1996 *apud* Strong, 2000). A presença de *V. olivaceus* foi registrada em dois pontos, com duas fitofisionomias diferentes, sendo o ponto 1 uma restinga arbórea com sub-bosque e o ponto 5 uma restinga herbáceo-arbustiva em regeneração, assim descartando a possibilidade de uma preferência por um tipo de ambiente. No entanto, mesmo possuindo um número baixo de pontos amostrados e na busca de uma possível explicação dos nossos resultados, é possível de que parte dos migrantes ainda não estivesse chegada à área de estudo, já que a descrição da chegada dos primeiros migrantes foi feita para a região de São Paulo (Machado, 1997) e nossos dados foram coletados na Ilha de Santa Catarina em Outubro. Outra possibilidade para este resultado apoia-se no estudo realizado por Strong (2000) que estudou duas espécies de aves migratórias da família Parulidae em áreas de invernada. Ele mostrou que as espécies tinham diferentes usos dos recursos alimentares e que a disponibilidade dos recursos era o fator principal para a determinação da qualidade do habitat. Apesar de o nosso estudo ter sido realizado no início da estação de reprodução, talvez a disponibilidade do seu recurso alimentar ainda estivesse baixa, o que poderia levar a uma baixa densidade populacional no local e conseqüentemente uma baixa frequência.

Dos seis pontos avistados, apenas o último deles não apresentou resposta de qualquer das espécies objeto de estudo. Como a área se caracterizava fitofisionomicamente por plantio de *Eucalyptus* sp., esse caráter homogêneo pode conferir uma menor disponibilidade de recursos (Towsend et al., 2010) o que pode estar relacionado com a ausência das espécies no ponto, visto que o playback alcança

apenas indivíduos que ocupam a área da reprodução do som (Boscolo et al., 2006).

Mesmo a técnica de playback sendo eficiente para as três espécies em estudo, dados como tipo de vocalização (canto e chamado) devem ser melhor compreendidos para melhor interpretação da comunicação com relação a resposta a técnica de playback. A compreensão das estratégias de forrageamento e uso dos habitats destas espécies de aves devem ser mais explorados para também compreender melhor os seus respectivos comportamentos, bem como os registros de visualizações das espécies. Estudos futuros podem ser realizados em outras épocas do ano devido a variação no período reprodutivo de cada espécie de ave.

Agradecimentos

Agradecemos à Organização Não Governamental Santa Catarina Birdwatching especialmente aos colaboradores Carlos Nascimento e Maurici Souza, que nos auxiliaram com o equipamento de som e identificação da vocalização das espécies de aves.

Bibliografia

- Boscolo, D., Metzger, J. & Vierliard, j. 2006. Efficiency of playback for assessing the occurrence of five bird species in Brazilian Atlantic Forest fragments. **An Acad Bras Cienc.** 78 (4): 629– 644.
- Boldinger J., S. 2000. Use of two song categories by golden-cheeked warblers. **The condor.** 102(3):539-552.
- Frisch, J.D. & Frisch, C.D. 2005. Aves brasileiras e plantas que as atraem. 3ª. edição. **Dalgas Ecoltec – Ecologia Técnica Ltda.** São Paulo. 480pg.
- Ghizoni-Jr, I.R. & Azevedo M.A.G. 2006. Composição de bandos mistos de aves florestais de sub-bosque em área de encosta e planície da Floresta Atlântica de Santa Catarina, sul do Brasil. **Biotemas.** 19(2):47-53.
- Hipperson, C. 2010. A comparison of three bird survey methods used to identify 12 target species within forest fragments in Northern Madagascar. In: Hipperson, C. **Comparison of bird survey.** 1-11.
- Machado, C.G. 1997. Vireo olivaceus (Vireonidae): uma espécie migratória nos bandos mistos de aves na Mata Atlântica do sudeste brasileiro. **Ararajuba.** 5(1):60-62.

- Machado, C.G. 1999. A composição dos bandos mistos de aves na Mata Atlântica da Serra de Paranapiacaba, no sudeste brasileiro. **Rev. Brasil. Biol.** 59(1): 75-85.
- Naka, L.M. & Rodrigues, M. 2000. **As aves da Ilha de Santa Catarina**. Editora da UFSC. Florianópolis. 294 pg.
- Rappole, J.H. 1996. The importance of forest for the world's migratory bird species. Pages 389–406 *in*: Conservation of faunal diversity in forested landscapes (R. M. DeGraaf and R. I. Miller, Eds.). Chapman and Hall, London. Apud Strong, A. M. 2000. Divergent foraging strategies of two neotropical migrant warblers: Implications for winter habitat use. **The American Ornithologists' Union**. 117 (2): 381-392.
- Ratcliffe, N., Vaughan, D., Whyte, C. & Shepherd, M. 1998. Development of playback census methods for Storm Petrels *Hydrobates pelagicus*. **Bird Study**. 45:3, 302-312.
- Rosário, L.A. 1996. **As aves em santa catarina: Distribuição geográfica e meio ambiente**. FATMA, Florianópolis. 326p.
- Santana, C.R., Bochio, G.M. & Dos Anjos, L. 2012. Variations in the abundance of tree Parulidae species in the Southern portion of the Brazilian Atlantic Forest, state of Paraná. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. 84 (3): 721-726.
- StatSoft, Inc. (2004). **Statistica** (data analysis software system), Version 7. www.statsoft.com
- Strong, A.M. 2000. Divergent foraging strategies of two neotropical migrant warblers: Implications for winter habitat use. **The American Ornithologists' Union**. 117 (2): 381-392.
- Townsend, C.R., Begon, M. & Harper, J.L. 2006. **Fundamentos em ecologia**. 2a. Edição. Artmed, Porto Alegre. 592pp.
- Virzi T., Boulton R.L., Davis M.J., Gilroy J.J. & Lockwood J.L. 2012. Effectiveness of artificial song playback on influencing the settlement decisions of an endangered resident grassland passerine. **The condor**. 114 (4):846-855.

Fezes de carnívoros, herbívoros ou onívoros: Quais preferem os besouros escarabeíneos como recurso alimentar?

Farias, P. M., Scarponi, T. M., Angri, C., Marques, J. S. J., Oortman, M. S., Oliveira, A.F. S. de, Hernández, M. I. M., Arellano, L.

Introdução

A partição de recursos entre espécies coexistentes está baseada nos diferentes modos de utilização do habitat. Os excrementos de animais, principalmente de mamíferos, são recursos usados por muitos grupos de insetos para sua alimentação e reprodução, incluindo os besouros Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae), que são popularmente conhecidos como “rola-bosta”, devido ao comportamento que muitas espécies apresentam ao formar bolas com o recurso alimentar e cavar túneis no solo para onde rodam as esferas de alimento onde também depositam seus ovos (Halffter & Matthews, 1966; Halffter & Favila, 1993). Os adultos e as larvas são detritívoros e principalmente fezes são utilizadas, além de carcaças e frutos em decomposição para alimentação e têm uma ampla eficiência e agilidade na ciclagem de compostos orgânicos em decomposição (Rodrigues & Marchini, 2000), desempenhando assim uma importante função ecológica na dinâmica de nutrientes em diferentes ecossistemas (Hanski, 1991; Nichols et al., 2008).

Estes besouros, bem como outros organismos, possuem uma fisiologia que faz com que eles tolerem uma gama de condições físicoquímicas e ditam as suas necessidades por recursos específicos. A ocorrência e a distribuição das espécies dependem diretamente da disponibilidade desse recurso e de seu comportamento (Begon et al., 2006). As carcaças e os excrementos são de distribuição efêmera no tempo e no espaço (Halffter & Matthews, 1966; Hanski & Cambefort, 1991; Simmons & Ridsdill-Smith, 2011) e espécies de Scarabaeinae mostram diversas maneiras de alocação destes recursos, o que permite a redução de competição intra e inter-específica por alimento (Hanski, 1991; Hernández et al., 2011): telecoprídeos (as esferas de alimento são conduzidas até ocorrer o enterramento); paracoprídeos (ocorre a escavação de túneis próximo/abaixo a fonte

de alimento); e endocoprídeos (alimentam-se e nidificam no interior do alimento) (Halffter & Matthews, 1966; Halffter & Edmonds, 1982; Hanski & Cambefort, 1991).

A alta especialização na coprofagia é resultado de um conjunto de processos evolutivos (Halffter & Edmonds, 1982; Hanski & Cambefort, 1991). O principal recurso alimentar utilizado pelos Scarabaeinae é fezes de grandes mamíferos (Halffter & Matthews, 1966; Halffter & Edmonds, 1982; Hanski & Cambefort, 1991). A biomassa de comunidades de escarabeíneos pode ser relacionada com a de mamíferos e, conseqüentemente, com a produtividade do ecossistema, uma vez que esta biomassa é derivada dos nutrientes obtidos das fezes digeridas de mamíferos (Hanski & Cambefort, 1991; Spector & Forsyth, 1998).

De uma forma geral, a estruturação das comunidades de escarabeíneos é fortemente influenciada pela elevada competição em recursos alimentares escassos e efêmeros (Halffter & Matthews, 1966; Hanski & Cambefort, 1991; Simmons & Ridsdill-Smith, 2011). A alta diversidade de besouros escarabeíneos pode estar relacionada à partição de recursos dentro do grupo na qual se baseia no comportamento de alocação do recurso, na ocupação de macro e micro-habitat, no horário de atividade de voo, bem como no tamanho do corpo. Estas diferenças podem direta ou indiretamente facilitar a coexistência entre competidores e incrementar a diversidade de espécies (Halffter & Matthews, 1966; Hanski, 1991; Halffter et al., 1992; Cambefort, 1994; Hernández, 2002; Filgueiras et al., 2008; Hernández et al., 2011; Simmons & Ridsdill-Smith, 2011). Neste contexto, buscou-se avaliar a estrutura da comunidade de besouros escarabeíneos em relação ao uso de recursos alimentares e a preferência alimentar das espécies.

Material e Métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado no Parque Municipal da Lagoa do Peri (27° 43' 05,62"S; 48° 30' 49,93"W) ao longo da Trilha do Saquinho, na porção Norte do parque, no período de outubro de 2012. A área é coberta por Floresta Ombrófila Densa e mata de restinga, ambas em

estado de regeneração. Foram escolhidos três sítios amostrais compreendidos em áreas de mata e de mata de restinga.

Caracterização dos sítios amostrais

Foi realizada a caracterização dos sítios através de medições das variáveis da estrutura da vegetação e características do solo em quatro pontos de cada sítio amostral. Em cada ponto foi medido: espessura da serrapilheira, altura do sub-bosque através da altura do primeiro arbusto, altura e DAP (diâmetro à altura do peito) do estrato arbóreo. Para a determinação da cobertura de dossel utilizou-se o método de densimetria. Foram utilizados como descritores das características do solo: cor, umidade e aparência.

Desenho amostral das coletas de escarabeíneos

Para a captura dos indivíduos de escarabeíneos foram utilizadas armadilhas tipo pitfall com iscas para atração. Estas eram constituídas de recipientes plásticos de 20 cm de diâmetro e 20 cm de profundidade, colocadas com a borda ao nível solo. No interior de cada pitfall foi adicionada água misturada com uma solução de 3% de detergente líquido neutro a fim de quebrar a tensão superficial da água e evitar a fuga dos indivíduos coletados. As armadilhas foram dispostas com proteção contra a chuva, tendo como suporte pequenas estacas de madeira. Cada isca foi composta por 20g de fezes oriundas do Zoológico de Pomerode (SC): fezes de puma (carnívoro), de lobo guará (onívoro), de anta (herbívoro) e vaca (herbívoro pastador). Estas foram acondicionadas no centro das armadilhas, suspensas por uma estrutura de arame e, envoltas por tecido tipo voile; a altura entre o recipiente (pitfall) e a proteção é de 10 cm.

Foi instalado um total de 24 armadilhas nos sítios amostrais. Cada sítio consistiu de duas repetições de quatro armadilhas, totalizando oito repetições por tipo de recurso alimentar, as quais estavam separadas entre si por cerca de 25 m (Figura 1).

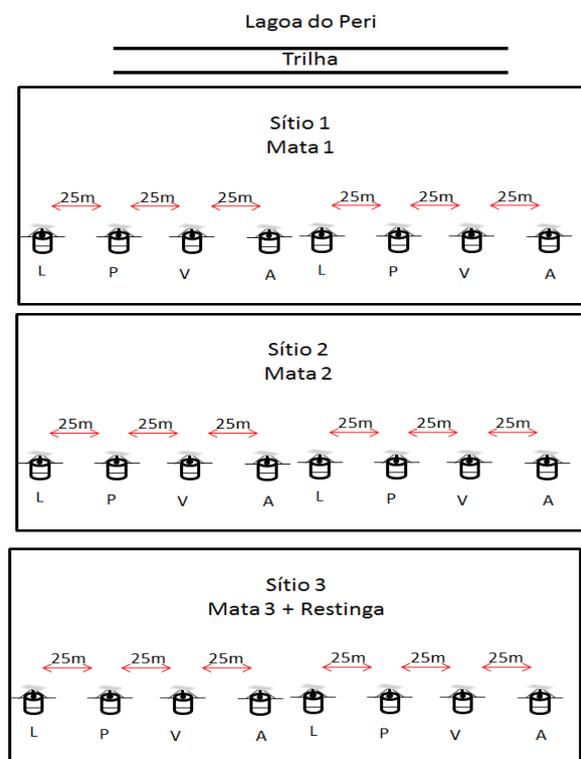


Figura 1 - Diagrama da disposição das armadilhas pitfall em três sítios amostrais localizados no Parque Municipal da Lagoa do Peri (SC) para coletas de Scarabaeinae, sendo as iscas de atração: L (lobo); P (puma); V (vaca) e A (anta).

Após 36 horas de exposição, os indivíduos capturados foram retirados das armadilhas e acondicionados em recipientes plásticos devidamente etiquetados. Em laboratório foi realizada a triagem, a qual consistiu em contagem, identificação e medida do peso úmido dos indivíduos amostrados. Os indivíduos coletados foram identificados por comparação com a Coleção de Referência do Departamento de Ecologia e Zoologia da Universidade Federal de Santa Catarina (ECZ/UFSC).

Análise dos dados

Para a caracterização do ambiente foi feita a comparação das médias das medidas ambientais através de análises de variância. Para todas as análises foi considerado um nível de significância de 5% e utilizado o software Statistica® 7.0 (StatSoft, 2004). Para a análise da comunidade de escarabeíneos foi medida a abundância, riqueza e biomassa pela atratividade de cada isca. Para obter uma visualização das espécies de escarabeíneos coletadas por sítio e por recurso foi realizada uma análise de Escalonamento Multi-Dimensional (MDS) através do programa *Primer* (Clarke & Gorley, 2001). Para tanto, foram selecionadas apenas armadilhas em que houve ocorrência de indivíduos, os dados de abundância foram transformados em $\log(x+1)$ e escalonados pelo valor máximo, sendo posteriormente realizada a análise de similaridade pelo método de Bray-Curtis.

Resultados e Discussão

Caracterização dos sítios

Identificou-se diferença no que diz respeito à descrição dos tipos de solos nos sítios amostrais. Para o sítio 1 e 2, ambos na mata, foi observado solo mais argiloso, com umidade considerável (possivelmente mantida pelo maior estrato de serrapilheira) e com coloração escura, enquanto que o sítio 3 apresentou solo arenoso, baixa umidade e coloração clara (sugerindo gleissolo), relacionado à proximidade do ambiente de restinga e o menor aporte de serrapilheira no local.

Em relação à caracterização da estrutura da vegetação, todos os sítios apresentaram similaridade. O estrato da serrapilheira da área apresentou uma média de 4,8 cm de profundidade, enquanto o sub-bosque apresentou uma média de três metros. O dossel das áreas apresentou uma média de 82 % de cobertura, com árvores de altura média de 4,7 m e DAP médio de 10,53 cm (Tabela 1).

Tabela 1- Valores médios da caracterização da estrutura da vegetação em três sítios amostrais localizados ao longo de uma trilha no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil, em outubro de 2012.

Área	H folhoso (cm)	H sub-bosque (cm)	H extrato arbóreo (m)	DAP (cm)	Cobertura dossel (%)
S1	6,4	276,3	6,8	10,5	84
S2	3,5	286,3	5,3	6,5	83
S3	4,5	168,5	7,0	14,6	80
	F=0,5; p=0,62	F=0,44; p=0,65	F=0,44; p=0,64	F=1,04; p=0,39	F=0,05; p=0,94

* Variáveis ambientais em cada sítio (S1, S2 e S3), onde H é a altura em metros, DAP é o diâmetro à altura do peito em centímetros.

Riqueza de espécies e estruturação das comunidades de escarabeíneos

Foi encontrado um total de 64 indivíduos de Scarabaeinae pertencentes a seis espécies (Tabela 2). As mais abundantes foram *Dichotomius sericeus* (46,90%) e *Canthon rutilans* (21,87%).

Tabela 2- Número total e por sítios amostrais de indivíduos de escarabeíneos amostrados ao longo de uma trilha no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil.

Espécie	Número total de indivíduos	Número de indivíduos por sítios amostrais		
		Sítio 1	Sítio 2	Sítio 3
<i>Canthon amabilis</i> Balthasar, 1939	1	1	0	0
<i>Canthon rutilans</i> Laporte, 1840	14	1	7	6
<i>Deltochilum irroratum</i> Castelnau, 1840	7	2	3	2
<i>Deltochilum morbillosum</i> Burmeister, 1848	2	0	2	0
<i>Dichotomius sericeus</i> (Harold, 1867)	30	20	10	0
<i>Uroxys</i> sp.	10	4	6	0
Total	64	28	28	8

Apesar da similaridade na estrutura da vegetação entre os sítios, no sítio 1 e 2 foi observada maior riqueza de espécies ($n=5$). A abundância do sítio 1 foi maior devido à distribuição da espécie *D. sericeus*, a qual apresentou maior número de indivíduos ($n=20$) e à biomassa total (7,51 g) (Figura 2). Esta espécie apresentou maior número de indivíduos nas fezes de onívoros.

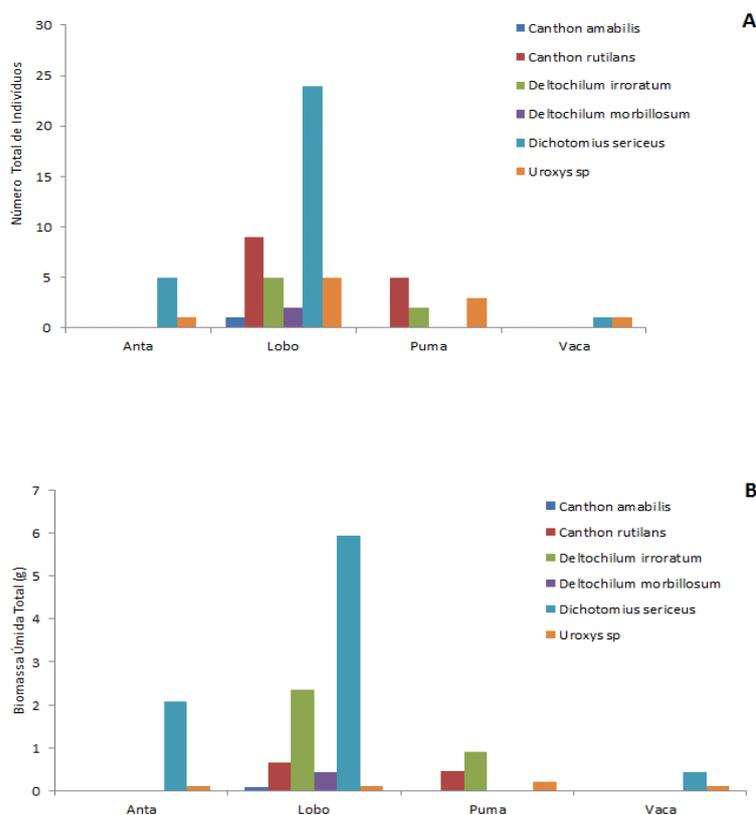


Figura 2 – Espécies de escarabeíneos registrados por recursos alimentares (iscas) em sítios amostrais localizados no Parque Municipal da Lagoa do Peri (SC). Número total de indivíduos (A); Biomassa úmida total (g) dos indivíduos (B).

Verificou-se que do total dos indivíduos amostrados 71,7% (n = 46) estavam presentes nas armadilhas que continham fezes de onívoro, corroborando com os dados obtidos por Filgueiras e colaboradores (2009). Essa atração pode estar relacionada à melhor qualidade nutricional das fezes deste onívoro, devido a gama alimentar do mesmo (Hernández, 2007). A abundância total dos indivíduos amostrados nos três sítios também apresentou preferência por fezes de lobo (Figura 3).

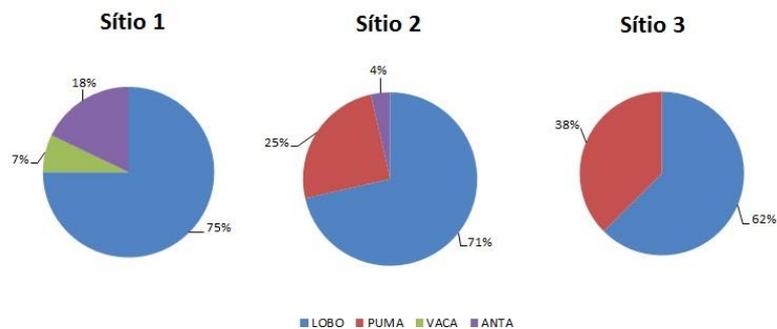


Figura 4 – Abundância total das espécies de escarabeíneos por recursos alimentares (iscas) em três sítios amostrais localizados no Parque Municipal da Lagoa do Peri (SC). Sítio 1 (A); Sítio 2 (B); Sítio 3 (C).

Na comunidade de besouros escarabeíneos do Parque Municipal da Lagoa do Peri foi observado que as espécies que foram atraídas por diferentes tipos de iscas apresentaram maior similaridade pelo agrupamento do sítio e não pelo tipo de isca, mostrando que não ocorreu partilha de recursos alimentares pela comunidade de escarabeíneos, com uma forte tendência a todas as espécies competirem pelo recurso fezes do onívoro. Possivelmente a estruturação da comunidade se diferencia em outras variáveis do nicho, como em formas de alocação do recurso, bem como em diferentes horários de atividade de alimentação. Isto pode ser melhor visualizado através da análise de n-MDS, na qual não houve um padrão de uso de recursos dentro da comunidade (Figura 4).



Figura 4 – Representação gráfica do resultado do n-MDS entre os sítios amostrais e os tipos de recurso oferecido.

O comportamento de alocação e a utilização de recursos variam dentro de uma comunidade, ocorrendo diferenciação de nicho (Hanski & Cambefort, 1991). Os recursos podem ser utilizados de forma diferenciada (partilha de recursos) por espécies ecologicamente similares, diminuindo a competição.

Agradecimentos

Agradecemos ao Zoológico de Pomerode pelo fornecimento das iscas utilizadas neste estudo, bem como todos os funcionários do Parque Municipal da Lagoa do Peri e à FLORAM pelo apoio logístico durante a realização do curso.

Bibliografia

- Begon, M., Townsend, C.R. & Harper, J.L. 2006. **Ecology: From Individuals To Ecosystems**. Oxford: Blackwell Publishing, 759p.
- Filgueiras, B.K.C., Liberal, C.N., Aguiar, C.D.M., Hernández, M.I.M. & Iannuzzi, L. 2009. Attractivity of omnivore, carnivore and herbivore

- mammalian dung to Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) in a Tropical Atlantic Rainforest remnant. **Revista Brasileira de Entomologia**. 53 (3): 422–427
- Halffter, G. & Edmonds, W.D. 1982. **The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae): An ecologic and evolutive approach**. México D.F.: Man and Biosphere Program UNESCO. 177 p.
- Halffter, G. & Favila, M.E. 1993. The Scarabaeidae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analyzing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscapes. **Biology International**. 27: 15-21.
- Halffter, G. & Matthews, E.G. 1966. The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae). **Folia Entomológica Mexicana**. 12 (14): 1-312.
- Halffter, G., Favila, M. & Halffter, V. 1992. A Comparative study of the structure of the scarab guild in Mexican Tropical Rain Forests and derived ecosystems. **Folia Entomológica Mexicana**. 84: 132-157.
- Hanski, Y. 1991. The dung insect community, p. 5-21. In: HANSKI, I & CAMBEFORT, Y. (eds.). **Dung beetle ecology**. Princeton: Princeton University Press. 481 p.
- Hernández, M.I.M. & Vaz-De-Mello, F.Z. 2009. Seasonal and spatial species richness variation of dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae s. str.) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**. 53 (4): 607-613.
- Hernández, M.I.M. 2002. The night and day of dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) in the Serra do Japi, Brazil: elytra color related to daily activity. **Revista Brasileira de Entomologia**. 46: 597-600.
- Hernández, M.I.M. 2007. Besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae) da Caatinga paraibana, Brasil. **Oecologia Brasiliensis**. 11: 356-364.
- Hernández, M.I.M., Monteiro, L.R. & Favila, M.E. 2011. The role of body size and body shape in understanding competitive interactions within a community of Neotropical dung beetles. **Journal of Insect Science**. 11: 1-14.
- Nichols, E.S. & Gardner, T.A. 2011. Dung beetles as a candidate study taxon in applied biodiversity conservation research, p. 267- 291. In: SIMMONS, L. W. & RIDSDILL-SMITH, T. J. (eds.). **Ecology and evolution of dung beetles**. Oxford: Blackwell Publishing. 347 p.
- Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amézquita, S. & Favila, M.E. 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**. 141: 1461-1474.

- Rodrigues, S.R. & Marchini, L. C. 2000. Ocorrência de besouros coprófagos em dois diferentes ambientes. **Revista Brasileira de Entomologia**. 44: 35-38
- Simmons, L.W. & Ridsdill-Smith, T.J. 2011. Reproductive competition and its impact on the evolution and ecology of dung beetles, p. 1-20. In: Simmons, L. W. & Ridsdill-Smith, T. J. (eds.). **Ecology and evolution of dung beetles**. Oxford: Blackwell Publishing. 347 p.
- STATSOFT, Inc. STATISTICA (data analysis software system), version 7.0. Tulsa: Stat Soft Inc., 2004.

Formigas como indicadores na avaliação de estágio sucessional em área de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC

Maurício L. S., Brito F. P., Bogoni J. A., Lima R. E. M., Rezende R., Rosumek F. B., Castellani T. T., Lopes B. C.

Introdução

As formigas, assim como borboletas e besouros, são largamente utilizadas no monitoramento e avaliação ambiental, pois apresentam alta diversidade, dominância numérica e de biomassa nos ecossistemas terrestres e taxonomia relativamente bem estabelecida. Além disso, esses insetos são facilmente amostrados e identificados, são comuns o ano inteiro e respondem rapidamente a alterações ambientais (Silva & Brandão, 1999; Agosti & Alonso, 2000; Freitas et al., 2004). A perda da diversidade e a degradação ambiental podem ser avaliadas através da riqueza de espécies indicadoras. Sendo assim, comunidades de formigas são consideradas potenciais bioindicadoras, e dessa forma, podem ser usadas para avaliar perda de diversidade e degradação ambiental (Silva & Brandão, 1999).

A comunidade de formigas pode ser influenciada pela modificação da paisagem natural, como o desmatamento (MacKay et al., 1991), e por diversas mudanças da forma de uso dos ecossistemas terrestres (Silva & Brandão, 1999). Espera-se, então, que qualquer perturbação de origem humana em restingas provoque alterações na estrutura da comunidade de formigas desse ambiente.

Sabe-se que o aumento de complexidade ambiental, expressa em parte pela riqueza, cobertura e estratificação da vegetação, propicia mais sítios de nidificação e de recursos alimentares, gerando um aumento no número de espécies de formigas (Leal et al., 1993).

Com base nisso, neste estudo foi testada a hipótese de que ambientes estruturalmente mais complexos têm maior riqueza de espécies de formigas. Os objetivos foram determinar a riqueza e a composição de formigas na área de restinga arbustiva e em restinga em estágio inicial de regeneração, relacionando com a estrutura da vegetação adjacente.

Metodologia

Área de estudo

O estudo foi realizado em dois locais próximos ao Parque Municipal da Lagoa do Peri (Figura 1). No primeiro, ocorreu a remoção de um plantio de *Pinus elliottii* em 2011, o que permitiu a abertura de uma área para recolonização de flora e fauna de restinga. O segundo local consiste em uma área adjacente de restinga arbustiva preservada.

Coleta de dados

Para fazer a análise da vegetação foram amostrados somente os estratos herbáceo e sub-arbustivo (até um metro de altura), pois as formigas de solo utilizam principalmente estes estratos. Para isso, a um metro de cada isca, foi utilizado o “método do ponto” (Goodall, 1952 apud Castellani & Stubblebine, 1993), que consistiu em amostrar um conjunto de 10 pontos ao longo de uma linha de 2m, distando 20cm entre si. Em cada ponto, um pino de ferro com um metro de altura e diâmetro de 5mm foi projetado verticalmente, anotando-se a ocorrência de interceptação com a vegetação, bem como o total de contatos ocorridos e as espécies de plantas registradas.

As amostragens de formigas foram feitas seguindo-se dois transectos de 90m (um em cada área) (Figura 1), com os pontos de amostragem a intervalos de 10m. Para a amostragem das formigas, utilizou-se o método de coleta de isca à base de sardinha disposta em papel higiênico na serrapilheira, sendo 10 iscas na área de restinga em regeneração (RR) e 10 iscas na restinga arbustiva preservada (RA) (n=20) (Bestelmeyer et al., 2000). O transecto na área de restinga em regeneração passou através de um cordão de vegetação arbustiva remanescente do corte do plantio de *Pinus elliottii*.

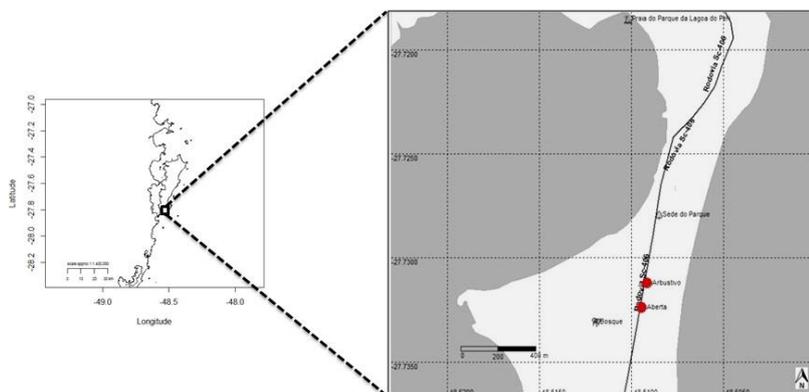


Figura 1. Localização do Parque Municipal da Lagoa do Peri, na Ilha de Santa Catarina, com as duas áreas amostrais destacadas em vermelho.

As iscas ficaram expostas por uma hora e, então, foram recolhidas com parte da serrapilheira. Cada isca foi colocada imediatamente em uma bandeja plástica e alguns exemplares de cada morfoespécie coletados com pincéis. O material coletado foi inicialmente conservado em tubos plásticos com álcool a 70% e identificado ao menor nível taxonômico possível, utilizando-se microscópio estereoscópico no Laboratório do Parque Municipal de Lagoa do Peri, seguindo a nomenclatura de Bolton (2003). A numeração das morfoespécies foi feita de modo a tornar-se compatível com trabalhos anteriores já realizados no local.

Análise de dados

Na análise de vegetação, para cada amostra de 10 pontos, foi obtido o total de espécies vegetais, a porcentagem de cobertura de cada espécie, a porcentagem de cobertura total e o número médio de contatos por ponto (este, designado como repetição de cobertura vegetal).

Para análise dos dados testou-se a normalidade por meio do teste de Shapiro-Wilk, e a homogeneidade de variância segundo o teste de Levene. Para responder aos objetivos propostos, os dados de porcentagem de cobertura vegetal, riqueza da comunidade de formigas e de plantas (variáveis dependentes) foram comparados por

meio do teste t de Student, entre restinga em regeneração e restinga arbustiva (variáveis categóricas). A repetição de cobertura da vegetação foi comparada pelo teste de Mann-Whitney (Zar, 1996). Foi feita também uma curva de acumulação de espécies aleatorizada (Mao Tau) por por área, usando o programa EstimateS (Colwell, 2009).

Para analisar a relação entre o número de espécies de formigas por isca e a estrutura da vegetação adjacente, foi utilizada a correlação de Spearman (ρ), com nível de significância de 5%. O coeficiente ρ de Spearman varia entre -1 e 1, onde os valores iguais ou superiores a 0,70 indicam uma forte correlação, de 0,30 a 0,70 indica correlação moderada e de 0 a 0,30 uma fraca correlação.

Para avaliar a similaridade entre os pontos amostrais, utilizaram-se análises de agrupamento (UPGMA) com dados de presença e ausência da comunidade de formigas (índice de Distância de Jaccard) e porcentagem de cobertura da comunidade de plantas (Índice de Distância de Bray-Curtis). Realizou-se também uma análise de similaridade (ANOSIM) para testar se os locais se estruturam de forma diferente (Legendre & Legendre, 1998).

Resultados

Para a comunidade de plantas amostradas no estrato herbáceo-subarbustivo foi registrado um total de 33 morfoespécies, com maior número registrado na área de restinga arbustiva (Tabela 1). Apenas quatro espécies foram registradas nas duas áreas (*Ilex brevicauspis*, *Mikania cordifolia*, *Paspalum arenarium* e *Paulinia trigona*). As famílias Asteraceae (4 spp.), Poaceae (4 spp.) e o grupo das pteridófitas (3 spp.) foram as mais representativas em número de espécies.

Tabela 1. Espécies vegetais em área de restinga em regeneração e restinga arbustiva no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Táxon	Espécie	Restinga em Regeneração	Restinga Arbustiva
Pteridophyta	<i>Rumohra</i>		X
	<i>adiantiformis</i>		X
	Pteridophyta sp.1		
	Pteridophyta sp.2		X
Aquifoliaceae	<i>Ilex brevicuspis</i>	X	X
Araceae	<i>Anthurium</i> sp.		X
Asteraceae	<i>Eupatorium</i>	X	
	<i>casarettoi</i>		
	<i>Mikania cordifolia</i>	X	X
	<i>Mikania</i> sp.		X
	<i>Panicum</i>	X	
	<i>sabulorum</i>		
Bignoniaceae	<i>Pyrostegia</i>		X
	<i>venusta</i>		
Bromeliaceae	<i>Vriesea</i>		X
	<i>friburgensis</i>		
	Bromeliaceae sp.1		X
Commelinaceae	<i>Commelina</i> sp.	X	
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania</i>	X	
	<i>corniculata</i>		
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i>		X
Malpighiaceae	Malpighiaceae		X
	sp.1		
Marantaceae	<i>Calathea</i> sp.	X	
Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i>		X
	<i>Myrsine umbellata</i>	X	
Myrtaceae	<i>Eugenia</i>		X
	<i>catharinae</i>		
	<i>Myrcia palustris</i>	X	
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>		X
Orchidaceae	<i>Epidendrum</i>		X
	<i>fulgens</i>		
Piperaceae	<i>Peperomia</i> sp.		X
Poaceae	<i>Brachiaria</i>	X	
	<i>decumbens</i>		
	<i>Paspalum</i>	X	X
	<i>arenarium</i>		
	Poaceae sp.1		X

Tabela 1. (Continuação)

Táxon	Espécie	Restinga em Regeneração	Restinga Arbustiva
	Poaceae sp.2		X
Polypodiaceae	<i>Polypodium</i> sp.		X
Sapindaceae	<i>Dodonaea viscosa</i>	X	
	<i>Paulinia trigona</i>	X	X
Smilacaceae	<i>Smilax</i> sp.		X
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i>	X	
Total		14	23

Um total de 22 espécies e morfoespécies divididas em quatro subfamílias de formigas foi registrado nas duas áreas estudadas. Houve oito espécies comuns a ambas as áreas de restinga e apenas uma, *Dorymyrmex* sp.1, esteve presente exclusivamente na área de restinga em regeneração (Tabela 2).

Tabela 2. Espécies de formigas em área de restinga em regeneração e restinga arbustiva no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Espécies / Morfoespécies	Restinga em Regeneração	Restinga Arbustiva
Dolichoderinae		
<i>Dorymyrmex</i> sp.1	X	
Formicinae		
<i>Camponotus rufipes</i>	X	X
<i>Camponotus</i> sp.3		X
<i>Nylanderia</i> sp.1		X
<i>Nylanderia</i> sp.2		X
Myrmicinae		
<i>Cephalotes</i> sp.		X
<i>Crematogaster</i> sp.3	X	X
<i>Crematogaster</i> sp.4		X
<i>Crematogaster</i> sp.5		X
<i>Cyphomyrmex</i> sp.		X
<i>Pheidole</i> sp.4	X	X
<i>Pheidole</i> sp.6	X	X
<i>Pheidole</i> sp.7	X	X
<i>Pheidole</i> sp.8		X

Tabela 2. (Continuação)		
Espécies / Morfoespécies	Restinga em Regeneração	Restinga Arbustiva
<i>Pheidole</i> sp.9		X
<i>Pheidole</i> sp.10	X	X
<i>Solenopsis</i> sp.3	X	X
<i>Solenopsis</i> sp.4		X
<i>Solenopsis</i> sp.5		X
<i>Wasmannia auropunctata</i>	X	X
Ponerinae		
<i>Odontomachus chelifer</i>		X
<i>Pachycondyla striata</i>		X
Total	9	21

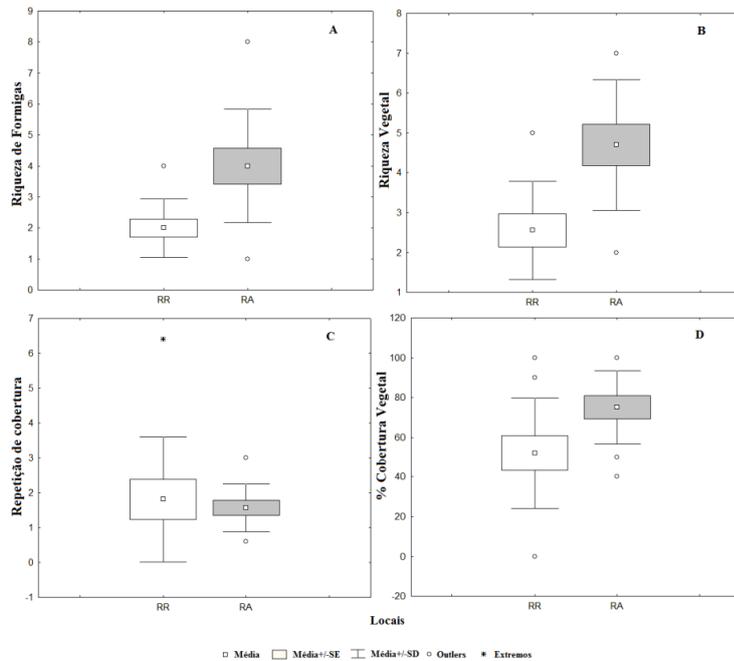


Figura 2. Valores médios, erro padrão, desvio padrão, *outliers* e extremos de riqueza de formigas (A), riqueza de plantas (B), repetição de cobertura da vegetação (C) e de porcentagem de cobertura de vegetação (D) na restinga em regeneração (RR) e restinga arbustiva (RA), Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Ao comparar a riqueza de formigas (teste t, $t=3,07$, $p=0,006$) e a riqueza de plantas (teste t, $t=-3,19$, $p=0,005$) entre as áreas estudadas, observaram-se os maiores valores na restinga arbustiva quando comparados à restinga em regeneração. Entretanto, não houve diferença entre a porcentagem de cobertura de vegetação (teste t, $t=0,68$, $p=0,502$). A repetição de cobertura da vegetação também não apresentou diferença significativa (Mann-Whitney, $Z(U)=40,5$, $p=0,712$) (Figura 2).

A curva de acumulação de espécies da comunidade de formigas mostrou que a restinga arbustiva apresentou riquezas maiores que a restinga em regeneração. A restinga arbustiva apresentou valores médios de riqueza de 20 *taxa* com os intervalos de confiança no nível de 95% apresentando um máximo de 25 e um mínimo de 15. Já a restinga em regeneração apresentou valores médios de riqueza de 7 *taxa* com máximo de 12 e mínimo de 4. A não-sobreposição dos intervalos de confiança, considerando o total de 10 amostras por área, demonstra que esta diferença é significativa (Figura 3).

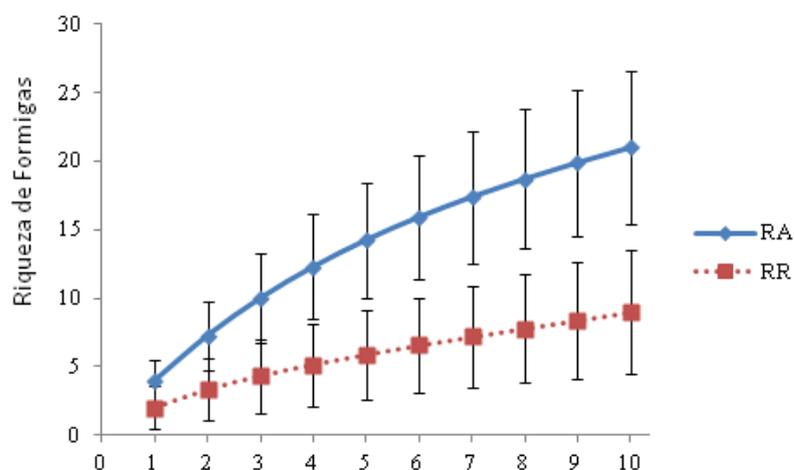


Figura 3. Curva de acumulação de espécies aleatorizada (Mao Tau) da riqueza de formigas em todas as amostras das áreas de restinga arbustiva (RA) e restinga em regeneração (RR), Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. As barras verticais indicam os intervalos de confiança no nível de 95%.

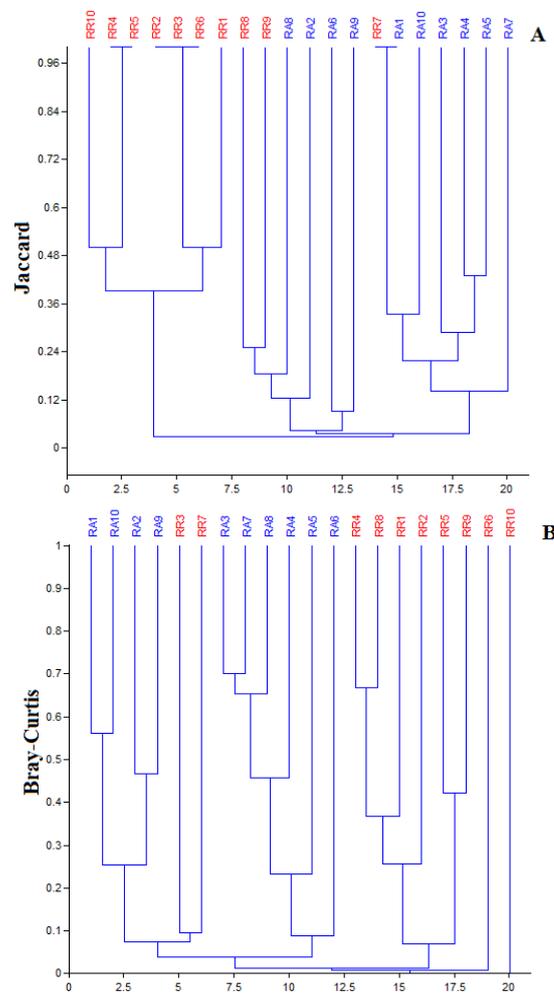


Figura 4. Representação gráfica da análise de agrupamento dos pontos amostrais das comunidades de formigas (A) e de plantas (B), entre restinga em regeneração (RR) e restinga arbustiva (RA), Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

A análise de agrupamento mostrou que a comunidade de formigas apresentou uma correlação acima de 95% entre os pontos RR2, RR3 e RR6, entre RR4 e RR5 e entre RR7 e RA1. Com exceção de RR8, RR9 e RR7, os pontos foram agrupados de acordo com as áreas estudadas. Já a análise de agrupamento com base na comunidade vegetal

apresentou os maiores valores de similaridade entre os pontos RA3 e RA7 (70%) e entre RR4 e RR8 (68%). Assim como a comunidade de formigas, os valores da comunidade de plantas também apresentaram uma tendência a se agruparem de acordo com as áreas estudadas, com exceção de RR3 e RR7 (Figura 4).

Ao comparar a composição das comunidades de formiga (ANOSIM, $R= 0,31$; $p= 0,0001$) e de plantas (ANOSIM, $R= 0,36$; $p= 0,0009$) através de uma análise de similaridade, observou-se que estas foram diferentes entre a restinga arbustiva e a regenerante.

Em uma escala menor, realizaram-se análises de correlação entre o número de espécies recrutadas nas iscas e a estrutura da vegetação adjacente. As correlações entre a riqueza da comunidade de formigas e a riqueza da vegetação ($\rho= -0,45$; $p= 0,20$; $\rho= -0,33$; $p= 0,34$; para restinga arbustiva e em regeneração, respectivamente), porcentagem de cobertura ($\rho= -0,23$; $p= 0,52$; $\rho= -0,04$; $p= 0,91$; para restinga arbustiva e em regeneração, respectivamente) e número de toques por ponto ($\rho= -0,34$; $p= 0,33$; $\rho= 0,06$; $p= 0,86$; para restinga arbustiva e em regeneração, respectivamente) não foram significativas.

Discussão

Os fatores que podem explicar a maior diversidade de formigas em ambientes mais complexos são a disponibilidade de locais para nidificação, a quantidade de recurso alimentar disponível, a área de forrageamento e a competição (Matos et al., 1994). As mudanças na complexidade da cobertura vegetal e, por consequência, no microclima, influenciam a diversidade de formigas. Quando comparadas áreas com diferentes estágios sucessionais, a diversidade de formigas é maior em ambientes com maior complexidade (Leal et al., 1993). A complexidade ambiental é representada no presente estudo pela estrutura da vegetação e, apesar de não diferir significativamente entre as áreas de restinga em regeneração e restinga arbustiva, pode-se observar uma clara tendência de aumento de cobertura vegetal na área de restinga arbustiva, assim como um aumento na riqueza de formigas. Importante salientar que, no presente estudo, a análise de cobertura

vegetal ficou restrita ao estrato herbáceo-subarbustivo, não sendo avaliado o componente arbustivo-arbóreo, mais desenvolvido na restinga arbustiva.

No ano de 2011, a área de restinga atualmente em regeneração, sofreu a remoção de um plantio de *Pinus elliottii*. Três meses depois, foi desenvolvido um estudo similar a este na área, registrando-se exclusivamente a riqueza de espécies de formigas na restinga em regeneração e na restinga arbustiva. Naquele momento, foram registradas três subfamílias e 16 morfoespécies e, dessas, somente duas ocorreram na área hoje em regeneração (Saito et al., 2011). Um ano depois, registramos quatro subfamílias com um total de 22 morfoespécies. Embora o aumento na riqueza registrada tenha ocorrido nas duas áreas, foi mais expressivo na restinga em regeneração. Além disso, em 2011 foi registrada apenas uma isca contendo formigas na área de restinga em regeneração, enquanto no presente estudo foram encontrados indivíduos em todas as dez iscas. Tais resultados mostram o aumento na presença de formigas gerado pelo processo sucessional.

A diferença significativa na riqueza de espécies de formigas encontrada entre as duas áreas atualmente foi compatível com o estudo de Saito e colaboradores (2011). Similarmente, Matos e colaboradores (1994) também observaram o aumento na riqueza de formigas acompanhando o aumento na complexidade estrutural da vegetação. Assim como Endringer e colaboradores (2007) que registraram uma maior riqueza de formigas em uma área de mata de restinga se comparada a uma área de restinga aberta. As matas de restinga têm maior densidade e riqueza de espécies de plantas, o que pode favorecer o aumento de espécies de formigas, por meio de uma maior quantidade de recursos e/ou nichos ecológicos disponíveis.

Entretanto, não houve evidência de uma relação direta entre a riqueza de formigas e o aumento da complexidade da vegetação no nível do ponto amostral. Este é um indício de que as formigas de ambas as áreas respondem ao ambiente em uma escala maior do que a dos pontos amostrais. Efetivamente, as iscas tendem a atrair espécies que são forrageadoras epigéicas ativas (Bestelmeyer et al., 2000), que em geral possuem áreas de vida maiores e não estão

limitadas aos recursos disponíveis nos poucos metros em volta de seus ninhos.

As análises de agrupamento indicaram uma tendência aos pontos de cada área se agruparem, mostrando maior semelhança entre si, tanto para as comunidades vegetal quanto de formigas. Entretanto, alguns pontos de ambas as comunidades vegetal e de formigas da restinga em regeneração foram mais similares aos pontos da restinga arbustiva, o que pode ser explicado pelo fato de serem os pontos localizados junto ao cordão de restinga arbustiva remanescente que corta a área em regeneração.

A distinção entre as duas áreas também é evidenciada pela diferença na composição de espécies entre ambas, indicada pelo ANOSIM. Apenas uma morfoespécie foi exclusiva da área de restinga em regeneração, *Dorymyrmex* sp.1, gênero esse característico de ambientes áridos e semi-áridos com pouca cobertura vegetal (Cuezzo, 2003). O gênero *Solenopsis*, encontrado em ambas as áreas, apresenta espécies onívoras generalistas, inclusive algumas consideradas pragas e associadas a ambientes alterados (Fernández, 2003). *Pheidole* é um dos gêneros mais representativos em estudos realizados em restingas na Ilha de Santa Catarina (Cereto, 2008; Saito et al., 2011), resultado similar ao encontrado no presente estudo, onde o gênero esteve presente com seis morfoespécies.

No caso das plantas, a diferença na composição também é evidente, porém a maioria das espécies ocorrentes na área em regeneração não ocorre na restinga arbustiva. Esta é uma evidência de que o processo de sucessão poderá causar a substituição de uma comunidade pela outra. No caso das formigas, a comunidade da restinga em regeneração é praticamente um subconjunto da comunidade da restinga arbustiva. As espécies encontradas na primeira podem apresentar grande flexibilidade ambiental, o que lhes permite colonizar com rapidez um novo ambiente, mas não se espera que sejam deslocadas ao longo do processo sucessional.

Um acompanhamento em anos futuros das comunidades estudadas poderá responder estas questões, assim como mostrar se as tendências observadas continuarão ao longo do tempo.

Agradecimentos

Agradecemos à FLORAM e ao Parque Municipal da Lagoa do Peri pelo apoio logístico proporcionado no período de estudo.

Bibliografia

- Agosti, D. & Alonso, L.E. 2000. The All protocol: a standart protocol for colletion 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.
- Bestelmeyer, B.T., Agosti, D., Alonso, L.E., Brandão, C.R.F., Brown, W.J., Delabie, J.H.C. & Silvestre, R. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants. In: Agosti, D., Majer, J. D., Alonso, L. E. & Schultz, T. R. (Eds). **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution Press, p.122-144.
- Bolton, B. 2003. **Synopsis and classification of Formicidae**. The American Entomological Institute, Gainesville, 370p.
- Castellani, T.T. & Stubblebine, W.H. 1993. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. **Revista Brasileira de Botânica**, 16 (2): 181-203.
- Cereto, C.E. 2008. Formigas em restinga na região da Lagoa Pequena, Florianópolis, SC: levantamento taxonômico e aspectos ecológicos. Monografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 106p.
- Colwell, R.K. 2009. **EstimateS**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versão 8.2.
- Cuezzo, F. 2003. Subfamilia Dolichoderinae. 291-297p. In: Fernández, F. (Ed.), **Introducción a las hormigas de la región Neotropical**. Bogotá: Instituto Humboldt, 424p.
- Endringer, F.B., Santos, I.A., Teixeira, M.C. & Schoereder, J.H. 2007. Riqueza de espécies de formigas em ambientes de restinga após queimada. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, Caxambu, MG.
- Fernández, F. 2003. Subfamilia Myrmicinae. Pp. 307-330. In: Fernández, F. (Ed.), **Introducción a las hormigas de la región Neotropical**. Bogotá: Instituto Humboldt, 424p.
- Freitas, A.V.L, Francini, R.B. & Brown Jr., K.S. 2004. Insetos como indicadores ambientais. In: Cullen Jr., L.; Rudran, R.; Vallares-Padua, C. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Editora UFPR, p. 125-151.

- Leal, I.R., Ferreira, S.O. & Freitas, A.V.L. 1993. Diversidade de formigas de solo em um gradiente sucessional de Mata Atlântica, ES, Brasil. **Biotemas**, 6(2): 42-53.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. **Numerical Ecology**. New York: Elsevier, 853 p.
- Mackay, W.P., Rebeles, A.M., Arredondo, H.C.B., Rodriguez, A.D.R., Gonzalez, D.A. & Vinson, S.B. 1991. Impact of the slashing and burning of a tropical rain forest on the native ant fauna (Hymenoptera: Formicidae). **Sociobiology**, 18: 257-268.
- Matos, J.Z., Yamanaka, C.N., Castellani, T.T. & Lopes, B.C. 1994. Comparação da fauna de formigas de solo em área de plantio de *Pinus elliottii* com diferentes graus de complexidade estrutural (Florianópolis, SC). **Biotemas**, 7(1 e 2): 57-64.
- 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. **Ecologia de Campo na Ilha de Santa Catarina, PPG Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina**, p.101-109.
- 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): 55-73.
- Zar, J.H. 1996. **Biostatistical analysis**. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 662 p.

ECOSSISTEMAS DE ÁGUAS CONTINENTAIS



A análise espacial de dados limnológicos na Lagoa do Peri

*Nascimento, R., Gadelha, Y. E. A., Oliveira, A., Dechoum, M. S.,
Farias, D., Bezerra-Neto, J. F.*

Introdução

A preocupação com a temática espacial é muito antiga, Birge (1895), em estudo sobre a distribuição espacial e temporal de cladóceros e da relação destes organismos com fatores físicos, químicos e climatológicos, já as abordava. Alexander Von Humboldt, no início do século XIX, apresentou a questão espacial como a “característica total de uma região terrestre”.

Atualmente a distribuição espacial dos elementos do ecossistema é uma das bases fundamentais para qualquer estudo de monitoramento. Implicitamente a base ou a razão da maioria das atividades de monitoramento está no reconhecimento do potencial de mudança, ou seja, a detecção de que mudanças ocorreram e que se estabeleceram em alguma direção, além da possibilidade de medir sua extensão e sua intensidade (Hellawell, 1991). Isto é válido para as informações e dados limnológicos.

O Sistema de Informações Geográficas (SIG) ou Geoprocessamento é uma ferramenta amplamente conhecida e aceita para apoiar a gestão do espaço geográfico, sendo um importante instrumento de respostas a diversos tipos de questões, e um excelente suporte ao apoio das tomadas de decisões. Ele consiste em um sistema computacional que possui como princípio fundamental a indexação geográfica das informações utilizadas. Além disso, integra informações espaciais e não espaciais de origens diversas em uma única base de dados, o que permite a produção de novas informações, visualizadas na forma cartográfica (Câmara, 1993). A informação é dividida em duas partes, sendo que na primeira a informação espacial é referenciada a um sistema de coordenadas (georreferenciamento), com localização e delimitação das zonas e áreas de interesse. A segunda parte consiste na composição de atributos não espaciais e reúne dados descritivos, organizados e tabulados em um banco de dados (Burrough, 1992).

A avaliação dos sistemas aquáticos, na maioria das vezes tem sido baseada em parâmetros físico-químicos obtidos através de medidas pontuais, com posterior extrapolação para o restante do curso d'água, o que nem sempre representa as condições de todo o ecossistema aquático. Os processos ecológicos de um ecossistema aquático só podem ser compreendidos através da análise da variação temporal e espacial dos parâmetros limnológicas. Ao contrário da dimensão temporal, a abordagem espacial, principalmente em escala horizontal, tem sido negligenciada em muitos casos, comprometendo a compreensão da real dinâmica das variáveis físico-químicas nos ecossistemas aquáticos. Nesse sentido, a espacialização deve ser incorporada à ecologia, como ferramenta fundamental para as práticas limnológicas.

O presente trabalho objetivou coletar e espacializar alguns parâmetros limnológicos para verificar se há heterogeneidade destes na Lagoa do Peri, usando para tal técnicas de análise geoestatística e de geoprocessamento.

Material e Métodos

Coleta e análise de dados

A área de estudo foi a Lagoa do Parque Municipal da Lagoa do Peri, situada na Ilha de Santa Catarina, Brasil (Figura 1). Com auxílio do GPS modelo Garmin Oregon 550t e um barco, foram selecionados 25 pontos para coleta de dados limnológicos de forma aleatória a fim de cobrir toda a área da lagoa. Foram percorridos 9.284 metros de barco e medidos em cada um dos pontos amostrais a profundidade (m), com auxílio de profundímetro, dados de superfície, pH, temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg/L), com o auxílio de sonda multiparâmetros (YSI). A radiação fotossinteticamente ativa (PAR) também foi mensurada utilizando-se o radiômetro Li-Cor com o sensor esférico (modelo LI 193; Li-Cor Inc). O coeficiente escalar de atenuação da luz K_0 (PAR) (m^{-1}) foi determinado como o ângulo da regressão linear entre a profundidade e o logaritmo natural da irradiância escalar (E_0). Os dados de radiação foram coletados nas profundidades de subsuperfície, 0.5, 1.0 e 1.5 metros.

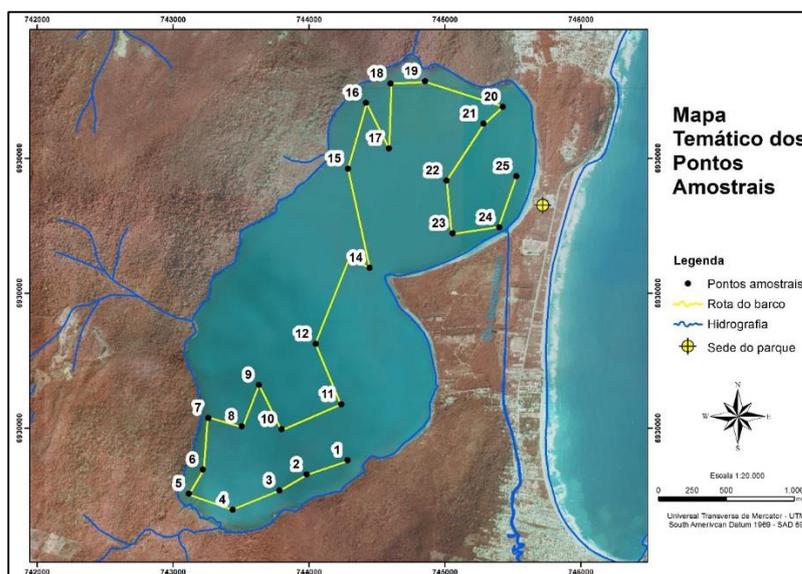


Figura 1. Mapa da área de estudo. Parque Municipal da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Brasil.

Todos os dados limnológicos de superfície coletados, foram tabelados em Excel e posteriormente espacializados nos softwares Surfer 8 (Golden Software) e ArcGis 10 (ESRI 2001). Após essa etapa, usou-se a Geoestatística para analisar os dados coletados e o geoprocessamento para gerar os mapas. A geoestatística calcula estimativas dentro de um contexto regido por um fenômeno natural com distribuição no espaço e, desse modo, supõe que os valores das variáveis, consideradas como regionalizadas, sejam espacialmente correlacionados. Por isso, essa metodologia tem tido grande aplicação, principalmente para efetuar estimativas e simulações, de variáveis e de valores, em locais não amostrados, levando em conta o comportamento espacial do fenômeno e minimizando o erro dessa estimativa. De uma forma geral, as metodologias de geoestatística procuram extrair, de uma aparente aleatoriedade de dados (pontos) coletados, as características estruturais probabilísticas do fenômeno regionalizado, ou seja, uma função de correlação entre os valores situados numa determinada vizinhança e sua direção no espaço amostrado (Lourenço & Landim, 2005).

Utilizou neste trabalho o método interpolador de geoestatística Krigagem Ordinária, no qual se utiliza de médias locais ou tendências locais estimadas a partir dos elementos amostrais vizinhos, ao invés de uma única média estacionária, como o faz o algoritmo de interpolação simples (Santos et al., 2011). A krigagem na análise dos dados consistiu em uma série de técnicas de regressão com o objetivo de minimizar a variância estimada e levar em consideração a dependência estocástica entre os dados distribuídos no espaço (Landim & Sturaro, 2002).

Resultados e Discussão

Como resultado deste trabalho, obteve-se um diagnóstico rápido do ambiente da lagoa do Peri. Com base nos pontos amostrais e uso do geoprocessamento, geraram-se quatro mapas temáticos base, e uma base cartográfica espacial que descrevem os parâmetros limnológicos coletados na área de estudo no dia 26/10/2012. Por meio da krigagem, interpolados e estimados, valores para áreas onde esses pontos não foram amostrados. A interpolação preservou os valores intermediários dos dados, e o resultado final foram mapas mostrando uma superfície contínua de dados mais suavizados, o que minimiza os contrastes (Jakob, 2002). Os mapas produzidos foram de profundidade (Figura 2), de pH (Figura 3), de temperatura (Figura 4) e de atenuação da luz (Figura 5).

O mapa da Figura 2 mostra a variação da profundidade por meio de tonalidades de cores. As mais claras correspondendo a áreas menos profundas, concentradas basicamente onde se localiza a área de recreação e banho público perto da sede do parque e as mais escuras ou mais profundas concentradas mais ao centro da lagoa. As maiores profundidades registradas foram justamente onde se localiza a captação de água pela CASAN. O mapa krigado apresentou valores no intervalo de 1,7 a 8,2 metros. Houve certa variação de valores para este parâmetro. A profundidade está diretamente influenciada pelos processos geológicos que ocorreram na área.

O mapa de pH (Figura 3) representa a concentração de íons hidrogênio H^+ , dando uma condição de acidez, neutralização ou alcalinidade da água. Os resultados obtidos de pH na lagoa do Peri

variaram na faixa de 6,7 a 6,9. Valores mais ácidos ficaram concentrados ao nordeste, na área de banho público e mais rasa, a sudeste da lagoa, e na parte da captação de água. Na grande maioria dos corpos d'água continentais tem neutralidade compreendida entre 6,0 e 8,0 representando um equilíbrio entre as espécies H⁺, e OH⁻. Mas são fortemente influenciados por sais, ácidos e bases presentes no meio (Esteves, 1998). Valores similares, entretanto mais ácidos, foram encontrados para estes locais por Fongaro et al., 2012, sugerindo que os mesmos vêm sendo fortemente influenciados pela ocupação urbana do entorno.

O mapa de temperatura (Figura 4) mostra que o parâmetro variou pouco no intervalo de 21,8 °C a 22,3°C. Na faixa extensa ao centro da lagoa concentram-se as áreas de tonalidades mais escuras correspondendo a maiores temperaturas. A temperatura superficial é influenciada por diferentes fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia e profundidade, entre outros. Por variar muito, este parâmetro requer mais dados em diferentes estações para seu real conhecimento espacial.

A radiação solar por sua vez ao penetrar na coluna d'água, sofre profundas alterações, tanto na sua intensidade como na qualidade espectral. A soma da absorção e da dispersão desta radiação provoca a atenuação da luz. O mapa de atenuação da luz (Figura 5) mostra valores de 1,34 (m⁻¹) a 1,44 (m⁻¹) representando a taxa de diminuição da luz na lagoa. Nota-se um gradiente com menores valores no sul/sudeste que vão aumentando em direção ao norte. Os maiores valores ficaram concentrados na parte norte da lagoa. Este parâmetro depende da profundidade, da quantidade de substâncias dissolvidas e dos materiais em suspensão na água (Esteves, 1998).

A heterogeneidade da lagoa ficou evidenciada por meio dos mapas gerados, onde cada um dos parâmetros levantados não apresentou distribuição espacial igual se comportando como variáveis independentes. Os resultados obtidos mostraram o potencial e a viabilidade da utilização dos métodos geoestatísticos na espacialização destes parâmetros. Os métodos, por sua vez têm sido cada vez mais utilizados por pesquisadores de diversas áreas, oferecendo uma importante contribuição nos estudos sobre

mapeamento (Pinto-Coelho et al., 2010). Trabalhos específicos para avaliação do potencial de informação de superfícies geradas por diferentes interpoladores, sobretudo em condições de dados esparsos, indicam a krigagem como um método adequado nessa situação (Borga & Vizzaccaro, 1997).

Os mapas temáticos servem de base para estudos na área, e detalhamentos espaciais maiores destes parâmetros poderão ser obtidos em trabalhos futuros que considerem além da krigagem como estimador da dependência espacial, um número maior de pontos amostrais de coleta para melhorar e suavizar os resultados obtidos.

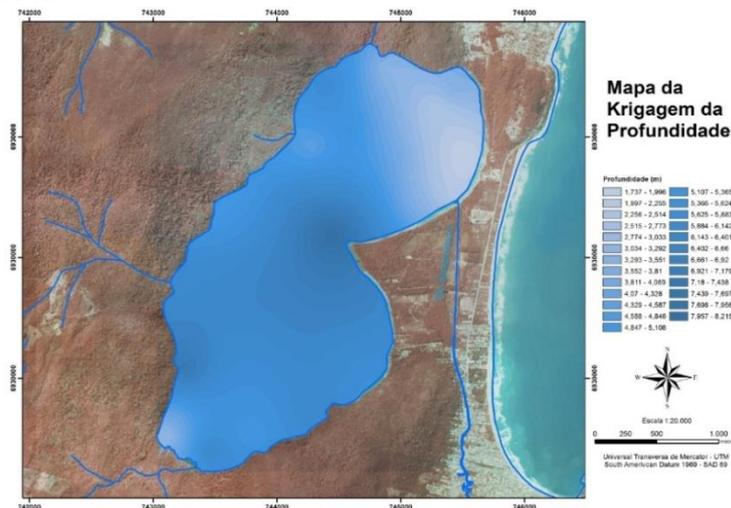


Figura 2. Mapa de krigagem da profundidade (metros) da lagoa do Peri no dia 26/10/2012.

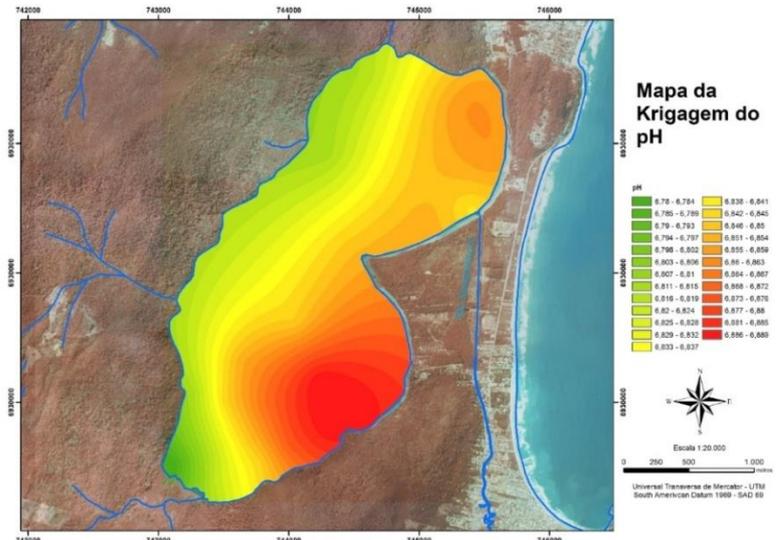


Figura 3. Mapa de krigagem do pH da lagoa do Peri no dia 26/10/2012.

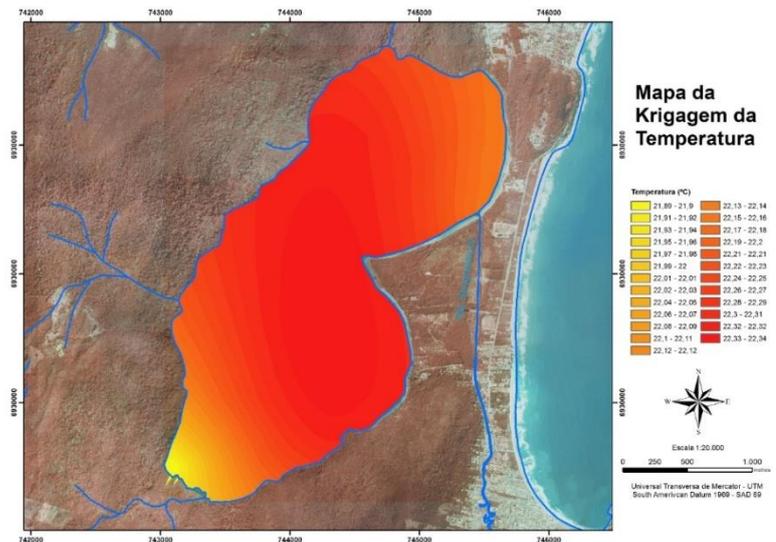


Figura 4. Mapa de krigagem da temperatura (°C) da lagoa do Peri no dia 26/10/2012.

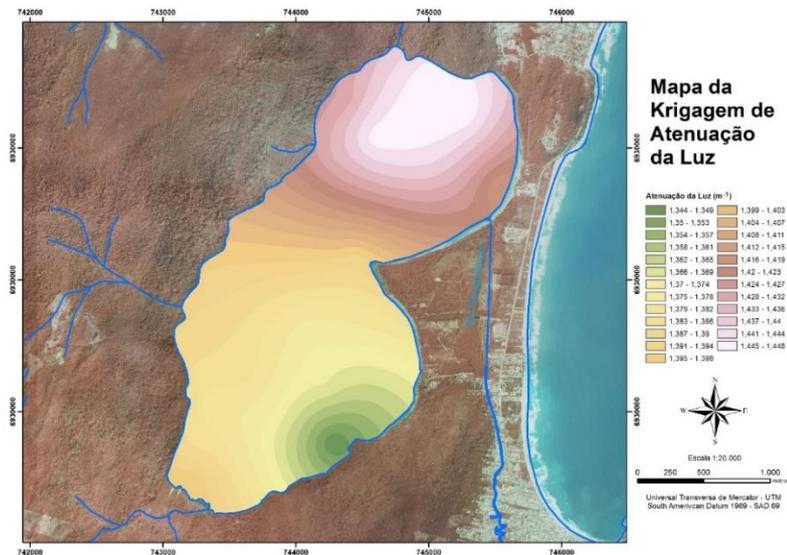


Figura 5. Mapa de krigagem de atenuação da luz (m^{-1}) da lagoa do Peri no dia 26/10/2012.

Agradecimentos

Agradecemos ao apoio do LAPAD- CCA/ UFSC pelo fornecimento do barco Manjuba para a coleta dos dados limnológicos e do barqueiro Ronaldo Silva.

Bibliografia

- Birge, E.A. 1895. Cladocera. **Proc. Ind. Acad. Sci.** vol. 5: 244-246 p.
- Borga, M. & Vizzaccaro, A. 1997. On the interpolation of hydrologic variables: formal equivalence of multiquadratic surface fitting and kriging. **Journal of Hydrology**, vol. 5 (2), 160-171p.
- Borrough, P.A. 1992. **Principles of geographical information system for land resources assesment.** Oxford University Press, Oxford, 194 p.
- Câmara, G. 1993. Anatomia de sistemas de informações geográficas, visão atual e perspectivas de evolução. In: **Sistemas de informações geográficas e suas aplicações na agricultura.** Brasília, DF, 37-59p.
- ESRI, 2001. **Using ArcGIS geostatistical analyst.** ESRI Press: Redlands, California.

- Esteves, F.A. 1998. **Fundamentos de Limnologia**, Interciência, Rio de Janeiro.
- Fongaro, G.A., Nascimento, M.; Viancelli, A., Tonetta, D., Petrucio, M.M. & Barardi, C.R.M. 2012. Surveillance of human viral contamination and physicochemical profiles in a surfasse water lagoon. **Water Science & Technology** 66.12, 2682-2687p. 2012.
- Gonzaga, A.V. 2010. Effects of sampling effort on the estimation of spatial gradients in a tropical reservoir impacted by an oil refinery. **Limnologia**. vol. 40: 126-133p.
- Hellawell, J.M. 1991. Development of rationale for monitoring. In: GOLDSMITH, F. B. **Monitoring for Conservation and Ecology**. Chapman and Hall, London, 1-14p.
- Humboldt, A.V. Relation historique du voyage aux régions équinoxiales du Nouveau Continent, fait en 1799, 1800, 1801, 1802, 1803 et 1804, par A. de Humboldt e A. Bonpland. Rédigé par Alexandre de Humboldt. Paris, vol. I 1814, vol. II 1819, vol.III 1825 (reimpressão: Introdução e índice de H. Beck, In: BECK, H. (Ed.). 1970. Quellen und Forschungen zur Geschichte der Geographie und der Reisen 8, Stuttgart, vol. 3: 1814-1825.
- Jakob, A.A.E.M. 2002. A Krigagem como método de análise de dados demográficos. **XIII Encontro da Associação Brasileira de Estudos Populacionais**, Ouro Preto, Minas Gerais, Brasil.
- Landim, P.M.B & Sturaro, J.R. 2002. Krigagem Indicativa aplicada à elaboração de mapas probabilísticos de riscos. **Geomatématica**, Texto Didático n.6, DGA,IGCE,UNESP, Rio Claro.
- Lourenço, R.M. & Landim, P.M.B. 2005. Mapeamento de áreas de risco à saúde pública por meio de métodos geoestatísticos. **Cad. Saúde Pública** vol. 21(1), 150-160p.
- Pinto-Coelho, R. M., Brighenti, L. S., Bezerra-Neto, J. F., Morais, JR., Santos, C. A. 2010. Effects of sampling effort on the estimation of spatial gradients in a tropical reservoir impacted by an oil refinery. **Limnologia** vol. 40, 126-133p.
- Santos, dos P.C., Santana de, A.C., Barros de, P.L.C., Queiroz, J.C.B., VIEIRA & De Oliveira, Y. 2011. O emprego da geoestatística na determinação do tamanho "ótimo" de amostras aleatórias com vistas à obtenção de estimativas dos volumes dos fustes de espécies florestais em Paragominas, Estado do Pará. **Acta Amazonica**. vol.41(2), 213-222p.

ANEXO I

Tabela 1. Dados limnológicos brutos coletados em campo no dia 26/10/2012. Onde: Pt = Ponto; Temp. = Temperatura; P. Baromet. Pressão Barométrica; Prof. = profundidade; Aten. da luz = Atenuação da luz

Pt.	X	Y	OD (mg/l)	Temp. (°C)	P. Baromet. (mm/hg)	Prof. (m)	pH	Aten. da Luz (m ⁻¹)
1	744283	6928762	8.46	22.46	760.6	6.7	7.01	0.963
2	743981	6928657	8.55	22.38	761.5	5.5	7.04	1.3609
3	743794	6928547	8.72	22.36	761.6	4.3	6.62	1.3908
4	743221	6928473	8.9	22.18	761.7	8.1	7.02	1.6044
5	743123	6928407	7.06	20.59	761.9	1	6.16	1.3758
6	743191	6928716	8.81	22.21	762	3.8	6.91	1.2593
7	743259	6929075	8.47	22.21	762.4	9.5	6.56	1.3075
8	743504	6929014	8.78	22.35	762.4	5.4	7.07	1.3553
9	743630	6929320	8.59	22.26	762.5	5.8	7.05	1.4871
10	743796	6928992	8.76	22.41	762.6	5.6	6.95	1.4497
11	744236	6929176	8.82	22.42	762.7	6.3	7.21	1.4985
12	744049	6929625	8.45	22.44	762.6	6.3	6.54	1.2886
13	744300	6930268	8.64	22.36	762.5	7.2	6.85	1.4707
14	744445	6930188	8.63	22.38	762.3	10	6.92	1.2054
15	744286	6930923	8.48	22.32	762.4	2.9	6.6	1.4771
16	744371	6931362	8.38	22.34	762.2	6.6	6.8	1.2985
17	744587	6931073	8.7	22.40	762.3	6.3	6.85	1.6406
18	744583	6931446	8.72	22.33	762.6	5.6	6.68	1.4411
19	745111	6931538	8.75	22.26	761.8	2	6.83	1.5355
20	745406	6931511	8.71	22.16	761.8	4	6.99	1.4452
21	745282	6931256	8.66	22.21	761.8	1.5	6.99	1.5921
22	745010	6930835	8.49	22.39	761.5	4.1	6.88	1.4755
23	745056	6930443	8.96	22.33	761.4	3.5	7	1.4376
24	745399	6930488	8.45	21.80	761.4	1.6	6.45	1.5868
25	745517	6930702	8.63	22.03	761.6	1.1	7.03	1.1517

Colonização por Diptera em internódios de bambu no Parque Municipal da Lagoa do Peri (SC)

Angri, C., Marques, J. S.J., Oortman, M.S., Oliveira, A. F. S. de, Farias, P. M., Scarponi, T. M., Freitas, V., Marcondes, C. B.

Introdução

Fitotelmatas são corpos d'água formados em tecidos vegetativos, conhecidos pela dinâmica temporal de presença e ausência de água. Os buracos nos troncos de árvores são, provavelmente, o mais antigo tipo de criadouro estabelecido para larvas de mosquitos. Esses habitats são formados e encerrados continuamente, sendo capazes de determinar os grupos de organismos que utilizarão esse microhabitat (Fish, 1983). Além disso, a distribuição desses locais, no interior de matas ou zonas antropizadas, influencia diretamente na riqueza e diversidade da fauna associada especializada (Kitching, 2000).

Alguns gêneros da família Gramineae conhecidos como bambus, com distribuição em regiões tropicais e subtropicais, são em sua maioria espécies exóticas em áreas de plantio. Essas espécies apresentam características próprias, como a necessidade da ação animal ou física, para que sejam perfurados e tenham o acúmulo de água em seus internódios. O acúmulo de água nesses internódios geram microclimas para a oviposição de diversas espécies de insetos, tornando-se criadouros de larvas (Greeney, 2001). Lopes (1997) mostrou que a utilização de ambientes naturais e artificiais, pela fêmea, para a deposição dos ovos, afeta diretamente a riqueza do grupo nos microhabitats, bem como em aspectos de competição e predação.

Entre os insetos que se utilizam desse microhabitat, os Diptera destacam-se como o principal grupo de artrópodes terrestres com larvas aquáticas que se desenvolvem nesses locais (Ospina-Batista et al., 2008). Larvas das subordens Nematocera e Brachycera mais basais são encontradas em rios, lagos, represas, pântanos, zonas entre marés e principalmente em internódios de bambus (Guimarães & Amorim, 2006). Brachycera são as moscas e mutucas, enquanto

que a subordem Nematocera é a que possui maior preocupação médica, devido à família Cuculidae ser constituída por insetos de interesse epidemiológico, por exemplo, o gênero *Aedes* sp. (Silva et al., 2004).

Espécies que colonizam os internódios dos bambus normalmente possuem especificidade, apresentando o seu desenvolvimento restringido a determinadas formas de criadouros (Lopes, 1997). A preferência do inseto por aquele sítio pode estar relacionado a fatores como competição, predação e alteração do microclima. Além disso, os diferentes tipos de orifícios influenciam na capacidade de colonização pelo inseto, funcionando como uma barreira na deposição dos ovos (Silva et al., 2004).

Para um sucesso de oviposição na água retida nos internódios destas plantas, algumas espécies desenvolveram estratégias altamente especializadas. Um exemplo é o Culicidae *Sabethes chloropterus* (Von Humboldt, 1819), que é capaz de reconhecer visualmente o criadouro e depositar seus ovos através de disparos dos mesmos, a uma distância de até 10 cm (Machado-Allison, 1980).

Dessa forma, é esperado que o acesso aos internódios com maior área de superfície aberta possibilite uma maior riqueza e abundância, devido à facilidade de acesso e falta de especificidade, quando comparado com internódios com menores áreas de acesso. Assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a composição da dipterofauna em internódios de bambu.

Material e Métodos

Amostragem e análises dos dados

Em um sítio formado por touceiras do bambu (*Bambusa tuldoides* (Gramineae) em área de restinga arbustiva localizada no Parque Municipal da Lagoa do Peri (SC) foram amostrados internódios para avaliação da dipterofauna. Segundo metodologia adaptada proposta por Marcondes & Mafra (2003) foram determinados dois tratamentos que consistiam em internódios perfurados (com broca 5 mm) e em internódios cortados no sentido perpendicular com facão (com cerca de um metro de altura do solo). Nos internódios perfurados, os furos foram realizados a 20 cm acima do nó, em

quatro internódios consecutivos a partir de 50 cm do solo, em indivíduos aleatórios. Após 25 dias da perfuração e corte dos bambus, foi realizada amostragem.

Em internódios perfurados, a coleta das amostras foi realizada nos quatro internódios de cada unidade amostral, a qual consistia em dez indivíduos (bambus). Desses foi retirada a água do interior dos internódios, totalizando 40 repetições. Para os internódios com corte perpendicular foi coletada a água de dez indivíduos. Posteriormente, as amostras foram levadas para triagem e identificação em laboratório, com o auxílio de chaves e/ou especialista. As larvas de Diptera foram acondicionadas em água para posterior observação do desenvolvimento, enquanto que os adultos foram acondicionados em etanol 70%.

Para a análise da comunidade de dípteros, foi medida a abundância de larvas e adultos nos dois tratamentos. Para a determinação da diferença entre a abundância média, de larvas e adultos, foi utilizado o teste t. Para atenuar a variação dos valores observados entre os internódios cortados (n=10) e os perfurados (n=40) foi utilizada a média de Williams com média geométrica. Para todas as análises foi considerado um nível de significância de 5% e utilizado o software Statistica® 7.0 (StatSoft 2004).

Resultados e Discussão

Foram coletados um total de 320 indivíduos de Diptera distribuídos em duas subordens, Brachycera e Nematocera (Tabela 1). Apesar da menor diversidade, Brachycera foi a que apresentou a maior abundância, onde somente um morfotipo apresentou 73,75% dos indivíduos registrados. Já Nematocera foi a mais diversa, totalizando 60 indivíduos (18,75%) distribuídos em seis morfotipos.

Tabela 1. Riqueza e abundância de Diptera no bambuzal de restinga da lagoa do Parque Municipal da Lagoa do Peri (SC).

Subordem	Famílias	Tribo	Gênero	Abundância
Subordem BRACHYCERA	Syrphidae		Morfotipo 1	236
	Empididae		Morfotipo 1	4
	Phoridae		Morfotipo 1	20
Subordem NEMATOCERA	Culicidae	Sabethini	<i>Sabethes</i> sp.	14
			Morfotipo 1	6
			Morfotipo 2	22
		Toxorynchitini	<i>Toxorynchites</i> sp.	3
	Corethrelidae	<i>Corethrella</i> sp.	14	
	Tipulidae		1	
Total				320

Em valores totais, os bambus que foram perfurados apresentaram uma maior colonização por Diptera. Entretanto, esses valores estão diretamente relacionados com o fato de somente um morfotipo apresentar a maior abundância (Figura 1).

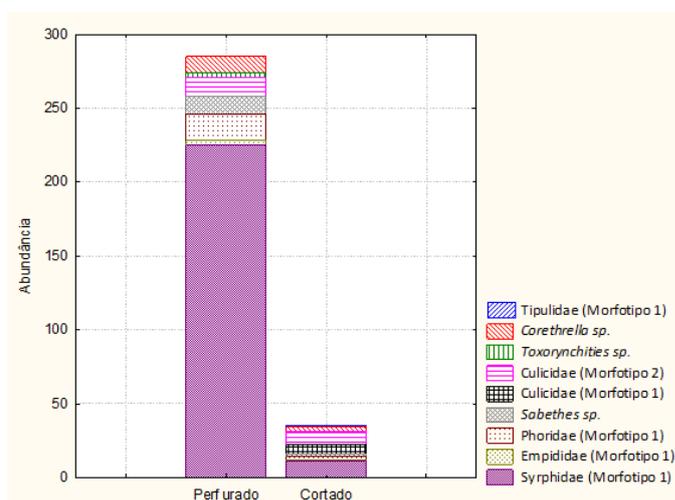


Figura 1. Abundância total das espécies por tratamento. Perfurado (Bambus com perfurações de 5 mm). Cortado (Bambus com corte transversal).

Quando a média de Willians é utilizada, essa diferença entre os tratamentos sofre redução, porém, ainda é possível observar uma maior quantidade de indivíduos no bambu perfurado (Figura 2).

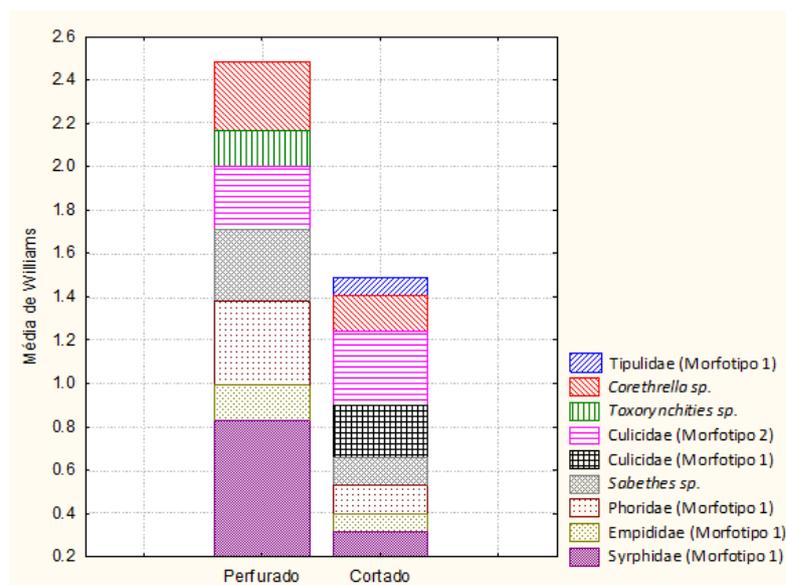


Figura 2. Abundância total das espécies, pela média de Willians, por tratamento. Perfurado (Bambus com perfurações de 5 mm). Cortado (Bambus com corte transversal).

Essa diferença entre os tratamentos evidencia a existência de especificidade no uso de internódios com área de abertura menor (Marcondes & Mafra, 2003). Porém, a maior riqueza observada nos internódios cortados mostra que a colonização do mesmo contribui na manutenção das espécies nesses microhabitats. Diferentemente do registrado na literatura na qual comumente Cucilidae apresentou a maior abundância nos internódios dos bambus, Syrphidae foi a mais representativa na amostragem. Essa última possui uma ampla distribuição e é observada em uma diversidade de habitats (Galindo et al., 1955; Müller et al., 2009). Família conhecida pelas visitas em flores, e semelhantes aos Hymenoptera, algumas espécies são miméticas de abelhas e vespas (Wagner et al., 2008). Entretanto, apesar de ser constituída em sua maioria por espécies generalistas, é

amplamente registrada em internódios que apresentam orifícios menores (Müller et al., 2009).

A média de larvas para os bambus perfurados foi de 7,31 indivíduos e para os bambus cortados, 5,6 indivíduos. Já para adultos, as médias foram 0,88 indivíduos para perfurados e 1,2 para cortados. Muller e colaboradores (2009) infere que locais menores e fechados promovem a proteção contra ressecamento e predadores, protegendo as larvas, além dos adultos não obterem acesso ao interior dos internódios com orifícios menores. Já a maior presença de indivíduos adultos nos bambus cortados pode estar relacionada com a quebra da tensão superficial e consequente afogamento dos mesmos, durante o processo de oviposição ou mesmo com o insucesso do adulto ao emergir da pupa.

Contudo, a média de larvas entre os tratamentos (bambu furado e cortado) não apresentou diferença significativa ($t= 0.644258$, $p= 0.522830$), assim como a média de adultos ($t= -0.441936$, $p= 0.660750$) (Figura 3 e 4). Fatores externos podem estar associados a esses resultados, como influência do meio ambiente, diferenças na formação do reservatório de água, tamanho fixo das perfurações e sua altura, além de intempéries.

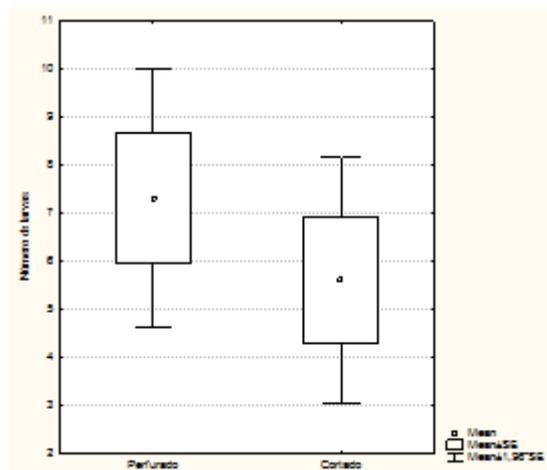


Figura 3 – Número total de larvas observadas entre os dois tratamentos.

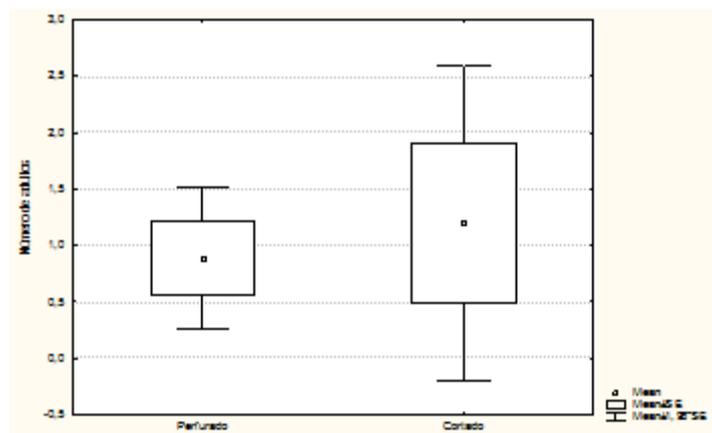


Figura 4 – Número total de adultos observados entre os dois tratamentos.

O interesse pela fauna que utiliza esse tipo de criadouro sempre foi focado em Culicidae, devido ao interesse epidemiológico. Nessa família, o gênero *Sabethes* é constituído por espécies que apresentam preferência de postura de ovos nos internódios de bambus com perfurações laterais, nas quais é possível observar estratégias especializadas para o uso deste microhabitat. Essa preferência é inferida devido aos ovos desse gênero ser sensíveis a dessecação e das larvas dessa espécie não se desenvolverem em águas com elevado teor de acidez, característica essa, que se dá pela decomposição de matéria orgânica abundante em internódios de bambus cortados (Galindo et al., 1955).

Devido as suas exigências ecológicas e de acordo com a literatura, era esperado que *Sabethes* fosse registrada em maior abundância dentro das comunidades (Galindo et al., 1955; Kitching 2000; Lopes, 1997). Müller e colaboradores (2009) mostrou que a composição e diversidade de Diptera, em área de floresta ombrófila densa, pelo método de perfurações, observou que o táxon mais abundante foi *Sabethes aurescens*, com 87,77% seguido de *Toxorhynchites* sp., com 8,02% da composição total da comunidade.

Os dados aqui amostrados apresentaram maior abundância de sirfídeos. Esta família grande e cosmopolita de Diptera é generalista, sendo encontrada em uma ampla variedade de habitats (Wagner et

al., 2008). Devido a sua capacidade de ocupar diversos ambientes, era esperado que a família estivesse presente somente nos bambus que foram cortados, já que os perfurados requerem uma especificidade. Entretanto, as fêmeas dessa família são capazes de depositar os seus ovos na superfície desses orifícios, e assim, colonizar esses microhabitats.

As larvas da família Syrphidae são conhecidas pelo seu comportamento predatório, e dentre os resultados obtidos, é possível inferir que a presença dessas larvas nos ambientes fechados pode estar relacionada com a disponibilidade de alimento. A presença de outras larvas menores, como as registradas no atual estudo, pode estar gerando um ambiente protegido e com disponibilidade de alimento, aumentando o sucesso de desenvolvimento das mesmas. Em amostras mantidas para desenvolvimento, foi observado que larvas de *Sabethes sp.* exerciam predação sobre as larvas de Syrphidae, que parecem sem defesas.

Para a determinação dos efeitos dos diferentes diâmetros e altura das perfurações nos internódios é necessário que mais estudos sejam realizados. Estudos com diferenciação de diâmetro e altura das perfurações podem responder a influência dos diferentes fatores isoladamente.

Bibliografia

- Fish, D. 1983. Phytotelmata: Flora e Fauna. *In*: Frank, J.H. Lounibos, L.P. (Eds). **Phytotelmata: Terrestrial Plants as Host for Aquatic Insect Communities**. Plexus, Medford, New Jersey. p. 1-28.
- Galindo, P., Carpenter, S. J. & Trapido, H. 1955. A contribution to the ecology and biology of tree hole breeding mosquitoes of Panama. **Annals of the Entomological Society of America**. 48 (3): 158-164.
- Guimarães, J.H. & Amorim, D.S. 2006. Diptera. *In*: Costa, C., Ide, S. & Simonka, C.E. **Insetos imaturos – Metamorfose e identificação**. Holos Editora, Ribeirão Preto. 249p.
- Greeney, H. F. 2001. The insects of plant-held waters: a review and bibliography. **Journal of Tropical Ecology**. 17: 241-260.
- Kitching, R.L. 2000. **Food webs and container habitats: the natural history and acology of phytotelmata**. Cambridge University press, Cambridge. 431p.

- Lopes, J. 1997. Ecologia de mosquitos (Diptera:Culicidae) em criadouros naturais e artificiais de área rural do norte do estado do Paraná, Brasil. V. Coleta de larvas em recipientes artificiais instalados em mata ciliar. **Revista de Saúde Pública**. 31: 370–377.
- Machado-Allison, C.E. 1980. Ecologia de los mosquitos (Culicidae). I. Huevos y oviposición. **Acta Biológica Venezolana**. 10(3):303-371.
- Marcondes, C.B. & Mafra, H. 2003. Nova técnica para o estudo da fauna de mosquitos (Diptera: Culicidae) em internódios de bambus, com resultados preliminares. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**. 36: 763–764.
- Müller, G.A., Navarro-Silva, M.A. & Marcondes, C.B. 2009. Developmental time of immature forms of *Sabethes aurescens* Lutz (Diptera, Culicidae) from artificially perforated bamboo in the rain forest of southern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**. 53(4): 649–652.
- Ospina-Batista, F., Varón, J.V., Realpe, E. & Gast, F. 2008. Diversidad de invertebrados acuáticos asociados a Bromeliaceae en un bosque de montaña. **Revista Colombiana de Entomología** 34 (2): 224-229.
- Silva A.M., Nunes, V. & Lopes, J. 2004. Culicídeos associados a entrenódios de bambu e bromélias, com ênfase em *Aedes (Stegomyia) albopictus* (Diptera, Culicidae) na Mata Atlântica, Paraná, Brasil. **Iheringia Série Zoologia**. Porto Alegre, 94 (1): 63-66.
- STATSOFT, Inc. **STATISTICA** (data analysis software system), version 7.0. Tulsa: Stat Soft Inc., 2004.
- Wagner, R., Barták, M., Borkent, A., Courtney, G., Goddeeris, B., Haenni, J. P., Knutson, L., Pont, A., Rotheray, G. E., Rozkosný, R., Sinclair, B., Woodley, N., Zatwarnicki, T. & Zwick, P. 2008. Global diversity of dipteran families (Insecta Diptera) in freshwater (excluding Simuliidae, Culicidae, Chironomidae, Tipulidae and Tabanidae). **Hydrobiologia**. 595:489–519.

Taxas de produção primária e respiração na região litorânea da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC

*Brito F. P., Rezende R., Bogoni J. A., Maurício L. S., Lima R. E. M.,
Petruccio M. M.*

Introdução

As lagoas costeiras, de acordo com KJERFVE (1994), são caracterizadas como corpos de água salgada ou doce de interior, geralmente orientadas paralelas à costa, isoladas do oceano por uma barreira, mas interligando-se ao mesmo com um ou mais canais restritos. Algumas se formaram como resultado da elevação do nível do mar durante o Holoceno/Pleistoceno, sendo áreas geologicamente recentes, onde a construção das barreiras costeiras são resultantes da deposição de sedimentos marinhos e continentais durante processos de regressão e transgressão marinha, mas existem outras formas e históricos de formação. De uma forma geral suas profundidades raramente excedem a poucos metros, podendo ou não estar sujeitas a mistura da maré e a salinidade pode variar de um lago de água doce a uma lagoa costeira hipersalina, dependendo do equilíbrio hidrológico e das características morfológicas locais.

Amplamente distribuída por todos os continentes, as lagoas costeiras ocupam em média 13% das zonas costeiras mundiais (Barnes, 1980). No Brasil também estão distribuídas ao longo de todos os 8.500 km de extensão da linha costeira (MMA, 1996). Além da ampla ocorrência as lagoas costeiras são conhecidas por sua elevada produtividade, apresentando valores comparáveis aos estuários e às regiões marinhas de ressurgência (Knooppers, 1994) sendo, desta forma, um dos ecossistemas aquáticos mais importantes do Brasil.

O estado metabólico de um ecossistema representa o balanço entre a produtividade primária bruta e a respiração total, que resumidamente pode ser expresso pelo balanço entre fotossíntese, cuja resultante é a assimilação de carbono e liberação do oxigênio, e a respiração, onde o produto é a liberação de CO₂ para o meio e consumo do oxigênio (Cole & Caraco, 2001). No metabolismo dos

ecossistemas aquáticos, a produtividade primária é realizada pelos organismos que ocupam o primeiro nível da cadeia alimentar. Esses organismos são capazes de produzir matéria orgânica a partir de dióxido de carbono e nutrientes pela utilização da luz no processo químico da fotossíntese (Odum, 1986).

Em sistemas aquáticos a quantidade absoluta do oxigênio dissolvido é calculada considerando a temperatura da água e a pressão atmosférica (Wang & Veizer, 2000). Portanto, diferenças na saturação do oxigênio dissolvido estão relacionadas ao metabolismo interno dos ecossistemas. Se a respiração excede a atividade fotossintética, o oxigênio dissolvido estará abaixo da saturação em relação à atmosfera, o oposto acontecendo com o CO₂, e neste caso ambiente aquático estará atuando como uma fonte de dióxido de carbono para a atmosfera (Cameroon et al., 1995; Wang & Veizer, 2000). Estudos recentes mostram que a maioria dos rios e lagos são supersaturados em CO₂ (Cole & Caraco, 2001; Wang & Veizer, 2000). Dentre os fatores importantes relacionados à produtividade primária, a disponibilidade de nutrientes e a intensidade luminosa são fundamentais para otimizar a produção de biomassa nesses ecossistemas.

São encontrados dois tipos de produtores primários. Os fotoautotróficos, que utilizam energia solar para a síntese de matéria orgânica, que são considerados os mais importantes na maioria dos ecossistemas aquáticos e o quimiotróficos, que utilizam energia das reações de oxidação e redução para a síntese de matéria orgânica (Esteves, 1998). Em ecossistemas aquáticos, as vias básicas de entrada de energia são: a comunidade fitoplanctônica, que faz parte da base em muitos ciclos alimentares em ambientes aquáticos e globalmente está entre os mais importantes produtores primários, responsáveis pela produção de matéria orgânica (Chiu et al., 1994). Esta comunidade pode ser definida como o conjunto de organismos fotossintéticos, habitante das zonas fóticas e distribuído espacialmente na forma de agregados na maioria dos casos. Outra comunidade importante é a comunidade de macrófitas aquáticas, que é responsável pela produção de matéria orgânica principalmente

em regiões tropicais mais rasas que possibilita o seu estabelecimento (Esteves, 1998).

Entretanto, estes ecossistemas estão mudando seus processos em uma velocidade sem precedentes através da alteração do clima, dos ciclos biogeoquímicos, mudanças no uso da terra e na hidrologia (Chapin et al., 2000). Os processos metabólicos na maioria dos ambientes aquáticos são suportados pelos detritos e materiais terrestres, produzidos *in situ* e em toda sua bacia de drenagem, contribuindo assim para a estabilidade energética e a produção de diferentes organismos. Portanto, compreender as mudanças na dinâmica de processos relacionados ao metabolismo dos corpos hídricos é de fundamental importância para o entendimento de vários processos ecológicos (Kominoski & Rosemond, 2012).

Assim, partido do pressuposto que o tempo de incubação pode afetar as taxas de produção primária e respiração, nossa H1 é que de acordo com o tempo de incubação as taxas de produção primária e respiração são afetadas. Nossa segunda premissa é de que a presença do fitoplâncton ($>20\mu\text{m}$) pode influenciar a produção primária em lagoas, e nossa H2 é a presença da comunidade fitoplanctônica aumenta as taxas de produtividade primária. O objetivo deste trabalho foi 1) estimar as taxas de produção e respiração no ambiente pelágico em diferentes tempos de incubação e 2) avaliar a influência da comunidade fitoplanctônica sobre essas taxas.

Materiais e Métodos

Foram realizados dois experimentos: A) estimativa das taxas de produção primária e respiração em diferentes períodos de tempo de incubação; B) estimativa das taxas de produção e respiração na presença e ausência de fitoplâncton ($>20\mu\text{m}$). As taxas de produção primária e respiração na região litorânea colocadas nas bóias que delimitam a área permitida para banhistas da Lagoa do Peri (Figura 1) foram determinadas por incubação *in situ* em garrafas claras e escuras, com determinação do oxigênio dissolvido, segundo o método de Winkler (Wetzel & Likens, 2000). Neste, todas as garrafas foram incubadas a uma profundidade de aproximadamente 15 cm na coluna d'água, no início da manhã (9:00 horas), que correspondeu a

100% da radiação fotossinteticamente ativa (PAR) incidente. Além disso, duas garrafas foram preenchidas e fixadas no início dos experimentos para determinar a concentração inicial do oxigênio dissolvido. Com auxílio de um multianalisador foram medidas *in situ* a temperatura, pH e radiação.

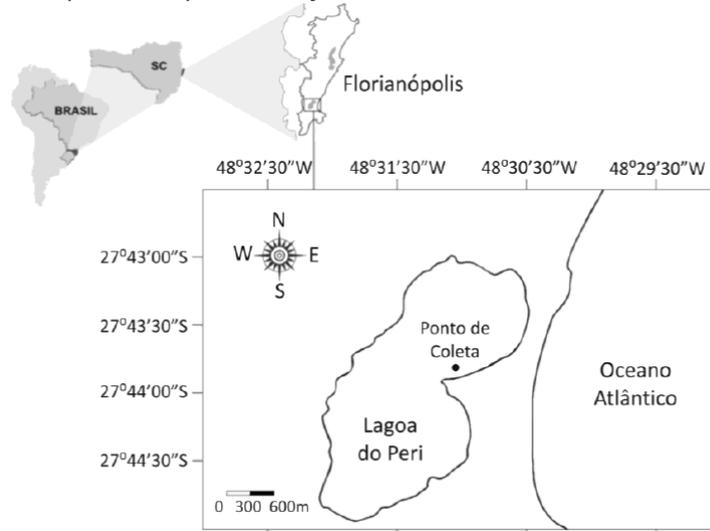


Figura 1. Ponto amostral para os experimentos de produção primária no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis - SC.

Para o “experimento A”, foi coletada água da Lagoa no início da manhã (09:00 horas) e distribuída em 20 frascos (10 claros e 10 escuros). Em determinados intervalos de tempo (2, 4, 6 e 8 horas de incubação), um conjunto de duas garrafas claras e duas garrafas escuras eram retiradas da lagoa, totalizando um experimento de 8 horas. No “experimento B”, a água da lagoa foi coletada e filtrada duas vezes através da rede de fitoplâncton de malha de 20 μ m, e colocadas em 6 frascos, sendo 3 frascos claros e 3 escuros, incubados durante 3 horas.

Para determinar a taxa de produção primária líquida (PPL) utilizou-se a concentração do oxigênio dissolvido das garrafas clara após a incubação e subtraída da concentração do oxigênio inicial. Para determinar a taxa de respiração (RC) utilizou-se a concentração do oxigênio inicial, subtraída da concentração de oxigênio da garrafa

escura, após o tempo de incubação. A taxa de produção primária bruta (PPB) foi determinada como a soma da variação do oxigênio na garrafa clara e escura. Os valores de produção primária e respiração obtidos em $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ foram convertidos em $\text{mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ usando o coeficiente fotossintético ($\text{PQ} = 1,2$) para encontrar o valor de carbono fixado e o coeficiente respiratório ($\text{RQ} = 1,0$) para encontrar o valor de carbono oxidado, ambos propostos por Wetzel e Likens (2000), de acordo com as fórmulas abaixo:

$$\begin{aligned}\text{PPB} (\text{mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}) &= [(\text{O}_2 \text{ GC}) + (\text{O}_2 \text{ GE})(1000)(0.375)] / (\text{PQ})(t) \\ \text{PPL} (\text{mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}) &= [(\text{O}_2 \text{ GC}) - (\text{O}_2 \text{ GI})(1000)(0.375)] / (\text{PQ})(t) \\ \text{RC} (\text{mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}) &= [(\text{O}_2 \text{ GI}) - (\text{O}_2 \text{ GE})(1000)(0.375) (\text{RQ})] / (t) \quad 23\end{aligned}$$

Onde: GC= garrafa clara, GE= garrafa escura, GI= garrafa inicial, t= tempo de incubação.

Resultados e Discussão

Os resultados médios de luminosidade (55.8 ± 20.8 Lux), pH (7 ± 0.1), pressão atmosférica (762.0 ± 0.5 bar), temperatura do ar (22.2 ± 0.4 °C), temperatura da água (22 ± 0.5 °C), velocidade média (5 ± 3 Km/h) e máxima do vento (8.9 Km/h) no dia em que foram realizados os experimentos, evidenciaram condições climáticas desfavoráveis à produção fotossintética e ao metabolismo dos organismos (Esteves, 1998). Entretanto, a Lagoa do Peri pode apresentar elevada heterogeneidade tanto ao longo do ciclo diário quanto na escala espacial intra-lagunar não impedindo o favorecimento de outros processos (Hessel et al., 2011).

A produtividade primária de um sistema ecológico é um importante descritor da ecologia e fisiologia de comunidades (Ferreira, 2007). Os cálculos de eficiência fotossintética são estimados a partir da ponderação entre produtividade e gastos respiratórios, além da biomassa e dos recursos disponíveis, gerando uma consistente ferramenta para compreender os padrões de fluxo de energia (Ferreira, 2007). Os resultados do “experimento A” não mostraram grande variação na produção primária líquida, bruta ou respiração na Lagoa do Peri (Figura 2). Estes resultados são contrários

aos encontrados por Martins et al. (2009) que verificou produção primária líquida e bruta negativa devido a uma supersaturação de CO₂ na Lagoa do Peri. Entretanto, Saldanha et al. (2011), também não observou uma grande variação na produção, mesmo com a adição de nutrientes artificiais, corroborando com os nossos resultados. Estas variações de produtividade podem depender principalmente das condições climáticas, pois as variáveis climáticas ao longo do dia influenciam diretamente a comunidade fitoplanctônica, que devido a seu ciclo de vida rápido torna-se extremamente sensível a estas, tornando difícil a definição de padrões.

Fatores como a radiação solar (taxa de fotossíntese), temperatura (metabolismo dos organismos) e disponibilidade de nutrientes são importantes estruturadores para a produção primária em ambientes aquáticos (Esteves, 1998). Uma possível explicação da pequena variação da produção primária deste sistema pode ser a baixa temperatura, incidência luminosa e a grande quantidade de nuvens e chuva no dia do experimento, o que pode ter prejudicado a eficiência fotossintética da comunidade fitoplanctônica (Wetzel, 1990). Entretanto, uma elevada radiação também pode ser prejudicial, como observado por Saker et al. (1999), em um sistema tropical, verificando uma alta intensidade luminosa e contínua (165 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) inibindo o crescimento de *Cylindrospermopsis raciborskii*, promovendo o consumo de O₂ e a produção de CO₂ (Salisbury & Ross, 1991).

Nas quatro primeiras horas do “experimento A” foi observada uma diminuição nas taxas de produção e nas quatro horas finais um aumento, mostrando que nestas condições o “efeito do confinamento” não afetou fortemente este processo. Assim, podemos perceber que a metodologia de garrafas claras e escuras não afetou a estimativa da produtividade primária líquida, respiração e produtividade primária bruta em condições de dias chuvosos e frios.

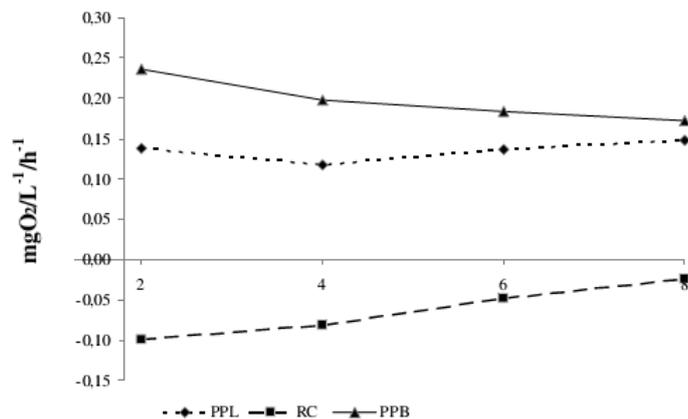


Figura 2. Estimativas de produção primária líquida (PPL), respiração (RC) e produção primária bruta (PPB) na Lagoa do Peri.

A composição da comunidade pode ser uma explicação das maiores taxas de produção primária líquida, respiração e produção primária bruta no tratamento com restrição do fitoplâncton, referente ao “experimento B” (Figura 3). Segundo Henneman & Petruccio (2009), a comunidade fitoplanctônica da Lagoa do Peri é dominada por cianobactérias potencialmente tóxicas *Cylindrospermopsis raciborskii*. Esta espécie geralmente apresenta uma baixa eficiência fotossintética, fazendo com que os processos respiratórios sejam maiores quando comparados com a produção líquida do oxigênio, podendo explicar os maiores valores deste gás no tratamento de restrição do fitoplâncton (Ferreira, 2007). A grande abundância e dominância de *C. raciborskii* tanto na Lagoa do Peri quanto em outros corpos d’água pode estar associada principalmente à presença de aerótopos e à capacidade de fixação de nitrogênio deste organismo (Padisák, 1997).

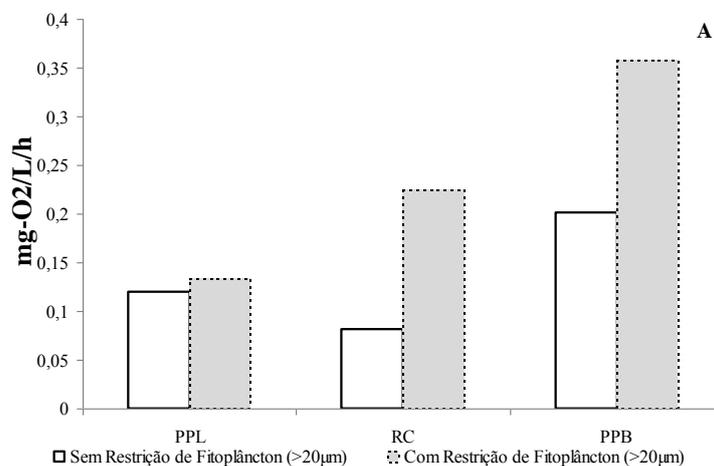


Figura 3. Estimativas de produção primária líquida (PPL), respiração (RC) e produção primária bruta (PPB) na Lagoa do Peri.

Assim, nossos resultados indicam que a retirada da comunidade fitoplanctônica diminuiu a quantidade de organismos respirando no sistema, diminuindo o consumo de O_2 explicando seus maiores valores no tratamento onde estes foram retirados (Ferreira, 2007; Hennemann & Petruccio, 2009). Entretanto a comunidade fitoplanctônica é um importante indicador de eutrofização, pois seu crescimento está relacionado diretamente com a concentração de nutrientes na coluna d'água, tanto na forma particulada como na forma dissolvida. Experimentos de manipulação da concentração de nutrientes e de estimativa da produção primária em lagoas são fundamentais para o conhecimento do funcionamento desses ambientes (Hennemann, 2010).

Assim, este trabalho conclui que a metodologia de garrafas claras e escuras não afetou a estimativa da produtividade primária líquida, respiração e produtividade primária bruta em condições de dias chuvosos e frios. Outra conclusão importante deste trabalho é que a exclusão da comunidade fitoplanctônica da Lagoa do Peri diminuiu a taxa de respiração, diminuindo o consumo de oxigênio dissolvido na água. Entretanto, são necessários mais trabalhos para verificar estes resultados em condições e períodos diferentes dos aqui realizados.

Bibliografia

- Barnes, R.S.K. 1980. **Coastal lagoons**. Cambridge: Cambridge University Press. 106p.
- Carmouze, J.P. 1994. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. São Paulo: Editora Edgard Blücher / FAPESP, . 255 p.
- Chapin, F.S. E.S. Zavaleta, V.T. Eviner, R.L. Naylor, P.M. Vitousek, H.L. Reynolds, D.U. Hooper, S. Lavorel, O.E. Sala, S.E. Hobbie, M.C. Mack, S. Díaz. 2000. **Consequences of changing biodiversity**. Nature 405. 234-242.
- Chiu, H.M.C., Hodgkiss, I.J. & Chan, B.S.S. 1994. Ecological studies of phytoplankton in Tai Tam Bai, Hong Kong. **Hydrobiologia**. n.273, p.81-94.
- Cole, J.J. & Caraco, N.F. 2001. Carbon in catchments: connecting terrestrial carbon losses with aquatic metabolism. **Marine and Freshwater Research**, 52: 101-110.
- Esteves, F.A. 1998. **Fundamentos da Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciências. 602 p.
- Ferreira, R.M. 2007. Efeitos da limitação de fósforo na eficiência fotossintética, na morfologia e no crescimento de *Cylindrospermopsis raciborskii*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Juiz de Fora, Brasil, 57 p.
- Hennemann, M.C. & Petruccio, M.M. 2009. Seasonal variation of water quality in a deep coastal lagoon: the case of Peri Lagoon, Florianópolis, southern Brazil. **Anais do III Congresso Latino-Americano de Ecologia**, São Lourenço, Brasil.
- Hennemann, M.C. 2010. Dinâmica da qualidade da água em uma lagoa costeira: o caso peculiar da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Brasil. Dissertação de mestrado em Ecologia. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina.
- Kjerfve, B. 1994. **Coastal Lagoon Processes**. Oceanography Series, 60. Edited by B. Kjerfve Elsevier.
- Knoopers, B. 1994. Aquatic primary production in coastal lagoons. In: Kjerfve, B. [ed.] **Coastal Lagoon Process**, Elsevier Science B, V. Elsevier Oceanography Series, 60: 243-286.
- Martins, C.D.L., Barneche, D.R., Corso G., Costa-Araújo, Macedo-Soares, L.C.P., Zank, S. & Fontes, M.L.S. A influência do incremento de nutrientes na produção primárias em área marginal da Lagoa do Peri, SC. **Livro do curso de Ecologia de Campo na Lagoa do Peri**. Programa de Pós-

- Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina. p: 11-19.
- MMA. 1996. Ministério do Meio Ambiente. **Macrodiagnóstico da Zona Costeira no Brasil**. Brasília. 277p.
- Odum, E.P. 1986. **Ecologia**. Ed. Guanabara, Rio de Janeiro, 433p.
- Padisák, J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynnska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. **Archiv für Hydrobiologie** 107:563-593.
- Saker, M.L., Neilan, B.A. & Griffiths, D.J. 1999. Two morphological forms of *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) isolated from Solomon Dam, Palm Island. **Journal of Phycology** 35(3): 599-606.
- Salisbury, F. & Ross, C. 1991. **Plant Physiology**. Brooks Cole, Florence, U.S.A.
- Wang, X.F. & Veizer, J. 2000. Respiration-photosynthesis balance of terrestrial aquatic ecosystems, Ottawa area, Canada. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, 64: 3775-3786p.
- Wetzel, R.G. 1990. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. Baldi Memorial Lecture. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 25, p. 6-24.
- Winkler, L.W. 1888. Die Bestimmung des in Wasser gelosten Sauerstoffes. **Berichte der Deutschen Chemischen Gesellschaft**, 21: 2843-2854.

Comunidades de parasitos de peixes em diferentes níveis de degradação ambiental

Oliveira- Gonçalves, A., Dechoum, M. S., Farias, D.L., Nascimento, R., Gadelha, Y., Lacerda, A. C. F.

Introdução

O termo poluição pode ser definido como atividade antropogênica capaz de danificar o ar, a água ou o solo, com produtos químicos ou outras substâncias (Vidal-Martínez et al., 2009), sendo considerado um fator de degradação ambiental. Parasitos têm sido foco de pesquisas com o intuito de verificar o seu potencial de uso como bioindicadores de impacto humano no ambiente. O termo bioindicador pode ser utilizado para organismos conhecidos por serem sensíveis ou associados a um impacto em particular e parasitos podem fornecer informações sobre os efeitos de distúrbios sobre seus hospedeiros (Lafferty, 1997).

A poluição pode favorecer o parasitismo, uma vez que os mecanismos de defesa do hospedeiro podem ser afetados de forma negativa, aumentando assim sua susceptibilidade aos parasitos, ou simplesmente por aumentar a densidade populacional de hospedeiros intermediários ou definitivos disponíveis. Entretanto, a poluição pode também levar a um decréscimo no parasitismo quando: (1) hospedeiros parasitados sofrem mais os efeitos provocados pela exposição ao ambiente poluído que hospedeiros não-parasitados; (2) parasitos são mais susceptíveis a poluentes particulares que seus hospedeiros; ou (3) a poluição pode levar hospedeiros intermediários e definitivos à extinção. Além disso, os efeitos de poluição podem variar entre espécies de parasitos e entre diferentes estágios de desenvolvimento, tendo em vista que larvas e adultos podem ser afetados de diferentes maneiras pela poluição (Sures, 2004).

Tendo os parasitos como indicadores da biologia do hospedeiro, de contaminantes ambientais e estrutura da cadeia alimentar, a comunidade parasitária de peixes pode ser um bom demonstrativo de estresse ambiental e biodiversidade (Landsberg et al., 1998).

Quando um peixe hospedeiro é apropriadamente selecionado, a análise de seus parasitos oferece um econômico, proveitoso e confiável indicador ou monitor das condições ambientais (Madi & Ueta, 2012).

Tendo-se como premissa que peixes que vivem em áreas degradadas encontram-se fisiologicamente debilitados, sendo mais susceptíveis a parasitos, formulou-se a hipótese de que há uma relação positiva entre a abundância de parasitos e o grau de degradação do ambiente. Sendo assim, o objetivo geral do trabalho foi avaliar o efeito da degradação ambiental sobre as infracomunidades de parasitos de peixes no rio Sangradouro, Florianópolis (SC).

Para tanto, a espécie de peixe selecionada para a avaliação dessas comunidades foi *Geophagus brasiliensis* (Cichlidae), espécie de ampla distribuição geográfica, podendo ser encontrado desde as bacias dos rios Amazonas e Orinoco até o Rio Grande do Sul, Rio da Prata e Uruguai, apresentando elevada abundância em rios e lagos (Moraes et al., 2004). Esse peixe é territorialista, com preferência por ambientes lênticos e tem hábito alimentar onívoro-opportunista (Abelha & Goulart, 2004; Carvalho et al., 2010). A espécie foi selecionada para o trabalho por ter ocorrência nos pontos do rio Sangradouro escolhidos (área de estudo). Como a espécie apresenta comportamento territorialista, acredita-se que os indivíduos capturados tenham uma pequena amplitude de deslocamento.

Material e Métodos

Área de estudo

O rio Sangradouro tem seu início na lagoa do Peri e desembocadura na Praia da Armação, na face sul da Ilha de Santa Catarina, Santa Catarina. Seu início é marcado por vegetação ripária e com baixa influência antrópica, sendo que no decorrer de seu leito essa influência aumenta gradativamente até encontrar o mar. Foram escolhidos dois pontos de amostragem, com diferentes graus de degradação, sendo o primeiro considerado menos degradado e o segundo, mais degradado (Figura 1). As coordenadas geográficas de cada local foram coletadas com auxílio do aparelho GPS Modelo

Garmim Oregon 550t e posteriormente foram plotadas no software ArcInfo 10 para a geração de um mapa. As coordenadas são do ponto 1: X=745441 Y=6930426 e do ponto 2: X=745561 Y=6927960.

O primeiro ponto situa-se dentro do Parque Municipal da Lagoa do Peri, próximo à saída da captação de água feita pela CASAN (Companhia de Catarinense de Águas e Saneamento) no rio Sangradouro. A vegetação circundante foi definida como restinga arbórea. O segundo ponto selecionado encontra-se no bairro da Armação numa área urbanizada, na qual há despejo de efluentes. Nesse ponto há ainda alguma vegetação, porém fortemente influenciada pela ocupação urbana nas margens.



Figura 1. Mapa da região do Parque Municipal da lagoa do Peri, com os pontos de amostragem.

Coletas

Em cada ponto amostral, dados ambientais foram aferidos com um sensor multiparâmetro, para se obter o valor de oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade elétrica (μS), e temperatura ($^{\circ}\text{C}$). Por meio de estimativa visual, calculou-se o percentual de cobertura da vegetação em cada ponto. Dados médios de coliformes totais e

termotolerantes coletados em abril, junho e agosto de 2012 foram utilizados para auxiliar na avaliação dos dois ambientes amostrados.

Foram coletados no dia 01/10/2012, com o uso de pesca elétrica, três indivíduos de *G. brasiliensis* em cada ponto de amostragem, totalizando seis peixes, sendo cada peixe considerado uma unidade amostral. Em laboratório, foi realizada a raspagem do tegumento de cada indivíduo amostrado e posteriormente os peixes foram embalados individualmente em sacos plásticos e congelados.

A necropsia dos peixes foi realizada em laboratório, separando-se cada um dos seguintes órgãos em placas de Petri: olhos, brânquias, intestino e estômago. A cavidade visceral foi lavada com água destilada e o líquido, bem como os outros órgãos, foram examinados sob estereomicroscópio. Os parasitos foram coletados, classificados em grupos taxonômicos e armazenados em álcool 70% (Eiras et al., 2006).

Análise de dados

Os parasitos encontrados em cada indivíduo de *G. brasiliensis* foram classificados em grupos taxonômicos, e os pontos de amostragem foram comparados por meio da avaliação dos sítios de infecção/infestação de cada parasito encontrado, os valores de abundância média, mínima e máxima e a prevalência (%). A terminologia utilizada para os parâmetros parasitológicos avaliados foi a descrita por Bush e colaboradores (1997), em que a prevalência diz respeito ao percentual de indivíduos parasitados em relação ao total de indivíduos analisados. A abundância média é o número total de número de parasitos encontrados dividido pelo número de peixes amostrados.

Os valores de abundância de cada grupo de parasitos foram comparados entre os dois pontos de amostragem por meio do Teste de Mann-Whitney, com auxílio do programa Statistica versão 7.0 (StatSoft, 2004).

Resultados e Discussão

Os resultados obtidos para as variáveis ambientais medidas encontram-se nas Tabelas 1 e 2. Os pontos de amostragem diferem no que se refere aos parâmetros ambientais avaliados, com destaque para pH, condutividade e porcentagem de oxigênio dissolvido. Comparando-se os dois pontos, acredita-se que os menores valores de pH e oxigênio dissolvido e o maior valor de condutividade observados no ponto 2 sejam consequência de uma maior quantidade de matéria orgânica existente na área, em consequência do lançamento de efluentes domésticos sem nenhum tipo de tratamento.

Os coliformes têm sido úteis para medir a ocorrência e o grau de poluição fecal em águas há cerca de 70 anos. Durante este tempo, acumulou-se grande número de dados que permitem uma avaliação da sensibilidade e especificidade de tal indicador bacteriano quando na presença de poluição de origem fecal. Os coliformes fecais, um sub-grupo dos coliformes, dão uma correlação direta da poluição por fezes de animais de sangue quente (Souza et al., 1983) (Tabela 2). A presença de microrganismos patogênicos na água, na maioria das vezes, é decorrente da poluição por fezes de humanos e de animais e, devido ao fato de que os microrganismos patogênicos usualmente aparecem de forma intermitente e em baixo número na água, podem-se pesquisar outros grupos de microrganismos que coexistem com os patogênicos nas fezes. Os indicadores mais utilizados para essa finalidade, e que são preconizados pela legislação vigente, são o índice de coliformes totais e o índice de coliformes termotolerantes (Tabela 2).

Desse modo, a presença desses microrganismos na água constitui indicador de poluição fecal, principalmente originária do homem e de animais de sangue quente. O ponto amostral 2 apresentou valores de coliformes visivelmente maiores, em comparação com o ponto 1, como esperado, devido à ocupação antrópica intensa no entorno da área e por consequência, maior contaminação da água por dejetos orgânicos. Com base nesses dados, pode-se afirmar que as duas áreas

são diferentes do ponto de vista de degradação, sendo o ponto 2 mais degradado quando comparado com o ponto 1.

Tabela 1 - Dados de temperatura, pH, condutividade, oxigênio dissolvido e velocidade da água nos pontos de amostragem no rio Sangradouro.

Ponto de amostragem	Temperatura (°C)	pH	Condutividade (µS)	Oxigênio dissolvido (%)	Velocidade da água (m/s)
1	21,5	7,0	67,7	95,633	0,104
2	21,4	6,3	217,8	8,666	0

Tabela 2 - Valores médios de coliformes totais e coliformes termotolerantes, correspondentes aos meses de abril, junho e agosto de 2012.

Ponto de amostragem	Coliformes Totais (NPM/100ml)	Coliformes Termotolerantes (NPM/100ml)
1	720,0	37,5
2	10.206,7	1303,2

Os três grupos de parasitos encontrados na totalidade de peixes amostrados foram os monogenéticos (Classe Monogenea), ectoparasitos (em sua maioria) do Filo Platyhelminthes; os digenéticos (Classe Trematoda, Subclasse Digenea), endoparasitos do Filo Platyhelminthes; e os acantocéfalos, representantes do Filo Acantocephala.

Os monogenéticos são caracterizados pela presença de aparelho de fixação localizado geralmente na parte posterior do corpo, o háptor. Provocam uma série de reações no hospedeiro, podendo culminar em produção excessiva de muco, o que levaria os mesmos à morte por asfixia. Encontram-se parasitando as brânquias dos peixes, podendo ainda localizar-se no tegumento, nas nadadeiras e cavidades nasais dos hospedeiros (Eiras et al., 2006; Pavanelli et al., 2002). De maneira geral, sabe-se que os monogenéticos apresentam relações específicas com seus hospedeiros. Acredita-se que, na fauna de peixes tropicais, cada espécie possa ser parasitada por cerca de 5 espécies de monogenéticos. Como no Brasil a fauna de peixes é representada por mais de 2.000 espécies, é possível imaginar que

deva haver cerca de 10.000 diferentes espécies desse parasita (Eiras et al., 2006).

Os digenéticos tem como característica em parte do seu desenvolvimento a presença de hospedeiros intermediários. Apresentam em sua maioria, duas ventosas, uma envolvendo a boca e outra, o acetábulo, geralmente localizado na região ventral. Os peixes podem ser parasitados por larvas ou adultos das espécies dessa Subclasse. A maioria dos adultos vive no intestino, mas também podem ser encontrados na cavidade visceral, no interior de órgãos, como a vesícula, e em tecidos subcutâneos do peixe. As larvas encontram-se normalmente encistadas, podendo ser encontradas em diversas regiões, como o sistema nervoso, as gônadas, os olhos e outros órgãos (Pavanelli et al., 2002).

Os acantocéfalos (Filo Acantocephala) são considerados parasitos de menor patogenicidade no que se refere aos prejuízos causados em seus hospedeiros. São bastante raros os casos de morte do hospedeiro em casos de parasitismo por espécies deste grupo, uma vez que os danos provocados restringem-se às lesões produzidas no local de fixação. Na fase adulta são sempre encontrados no intestino dos peixes e se caracterizam por possuírem uma região anterior provida de ganchos de fixação (probóscide) (Madi & Ueta, 2012).

Com relação aos sítios de infecção/infestação, apenas a mucosa externa e os olhos não apresentaram parasitos em nenhum dos peixes amostrados (Tabela 3). Nos peixes amostrados no ponto 1, os acantocéfalos foram encontrados nos estômagos e intestinos, e os digenéticos e monogenéticos foram encontrados nas brânquias. Já no ponto 2, os acantocéfalos foram encontrados no intestino e os digenéticos nas brânquias. O grupo dos monogenéticos não esteve presente nos peixes amostrados no ponto amostral 2 (Tabela 3).

Nos dois pontos de amostragem, o grupo que apresentou maior abundância média foi o dos acantocéfalos, com 15,7 no ponto 1 e 28,0 no ponto 2. Os digenéticos também foram encontrados nos peixes coletados nos dois pontos, em sua fase larval (metacercária), sendo que as abundâncias médias e mínimas e máximas foram iguais entre as áreas. Já os monogenéticos, apresentaram uma abundância média de 1,3, variando de 0 a 4 no ponto 1.

Tabela 3 - Grupos de parasitos encontrados nos peixes coletados nos pontos de amostragem, com os respectivos sítios de infecção/infestação, valores de abundância média, mínima e máxima e prevalência (%) em cada ponto de coleta no rio Sangradouro. Onde: Abund. = Abundância e Preval. = Prevalência.

Ponto	Grupo	Sítio de infecção e infestação	Abund. (min-máx)	Preval. (%)
1	Filo Acantocephala	Intestino e Estômago	15,7 (0-52)	67
	Subclasse Digenea	Brânquias	1 (0-3)	33
	Classe Monogenea	Brânquias	1,3 (0-4)	33
2	Filo Acantocephala	Intestino	28 (0-32)	100
	Subclasse Digenea	Brânquias	1 (0-3)	100

Os valores de prevalência foram maiores no ponto de amostragem 2, sendo que a prevalência de acantocéfalos e digenéticos foi de 100%. No ponto 1, a maior prevalência foi observada no grupo dos acantocéfalos. Com relação ao grupo Acantocephala, os valores mais altos de prevalência são semelhantes aos observados por Biliard & Khan (2003) para o mesmo grupo com relação a efluentes municipais e industriais. Esses altos valores no entanto não são alarmantes, visto o baixo potencial de prejuízo do grupo com relação a seu hospedeiro (Pavanelli et al., 2002).

Com relação à comparação da abundância total de parasitos entre os dois pontos de amostragem, não foi encontrada diferença para nenhum dos grupos de parasitos encontrados (Acantocephala $Z=-0,654$, $p=0,51$; Digenea $Z=-1,178$, $p=0,24$; Monogenea $Z=-0,654$, $p=0,32$).

Apesar de não haver diferença significativa entre os dois pontos com relação às abundâncias dos grupos de parasitos, todos os indivíduos amostrados no ponto 2 estavam parasitados. Dessa forma, acredita-se que a relação entre parasitismo e grau de degradação possa existir. A coleta de um maior número de indivíduos dentro de uma maior escala temporal pode trazer resultados mais conclusivos para responder a hipótese formulada.

Além disso, a maior variedade de grupos de parasitos e o maior número de sítios parasitados na área 1 pode ser um indicativo de que uma área com menor grau de perturbação pode apresentar uma maior riqueza de parasitos, o que consequentemente pode levar a uma maior variedade de sítios parasitados.

Agradecimentos

Os autores agradecem à equipe do Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce (LAPAD) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) pela apoio logístico na coleta de peixes. A.C.F. Lacerda recebeu apoio material e financeiro do Programa Nacional de Pós Doutorado (PNPD), da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), processo 23038.036282/2008-17.

Bibliografia

- Abelha, M.C.F. & Goulart, E. 2004. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum**, 26(1): 37-45.
- Biliard, S.M. & Khan, R.A. 2003. Chronic stress in cunner, *Tautoglabrus adspersus*, exposed to municipal and industrial effluents. **Ecotoxicology and Environmental**, 55: 9-18.
- Bush, A.O., Lafferty, K.D., Lotz, J.M. & Shostak, A.W. 1997. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al revisited. **Journal of Parasitology**, 83: 575–583.
- Carvalho, A.R., Tavares, L.E.R. & Luque, J.L. 2010. Variação sazonal dos metazoários parasitos de *Geophagus brasiliensis* (Perciformes: Cichlidae) no rio Guandu, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Scientiarum** 32(2): 159-167.
- Eiras, J.C., Takemoto, R.M. & Pavanelli, G.C. 2006. **Métodos de estudo e técnicas laboratoriais em parasitologia de peixes**. Editora da Universidade Estadual de Maringá: Maringá, PR. 199p.
- Lafferty, K.D. 1997. Environmental Parasitology: What can parasites tell us about human impacts on the environment? **Parasitology Today**, 13 (7): 251-255.

- Landsberg, J.H., Blakesley, B.A., Reese, R.O., Mcrae, G. & Forstchen, P.R. 1998. Parasites of fish as indicators of environmental stress. **Environmental Monitoring and Assessment**, 51: 211-232.
- Madi, R.R. & Ueta, M.T. 2012. **Parasitas como indicadores ambientais**. In: Silva-Souza *et al* (org.). Patologia e Sanidade de Organismos Aquáticos. p. 33-58. Editora Massoni: Maringá.
- Moraes, M.F.P.G., Barbola, I.F. & Duboc, L.F. 2004. Feeding habits and morphometry of digestive tracts of *Geophagus brasiliensis* (Osteichthyes, Cichlidae), in a lagoon of high Tibagi river, Paraná State, Brazil. **Ciência, Biologia e Saúde**, 10 (1): 37-45.
- Pavanelli, G.C., Eiras, J.C. & Takemoto, R.M. 2002. **Doenças de peixes: profilaxia, diagnóstico e tratamento**. Editora da Universidade Estadual de Maringá. 308 p.
- Souza, L.C., Sebastião, T.I., Paim, G.V. & Lopes, C.A.M. 1983. Bactérias, coliformes totais e coliformes de origem fecal em águas usadas na dessedentação de animais. **Revista Saúde Pública**, 17: 112-122.
- STATSOFT, 2004. STATISTICA (Data Analysis Software System), version 7. Disponível em: <www.statsoft.com>.
- Sures, B. 2004. Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. **Trends in Parasitology** 20 (4): 170-177.
- Vidal-Martínez, V.M., Sures, B., Purucker, T.S. & Poulin, R. 2009. Can parasites really reveal environmental impact? **Trends in Parasitology**, 26 (1).

Dinâmica das concentrações de gases CO₂ e O₂ na região litorânea da Lagoa do Peri (SC)

Marques, J., Oliveira, A. F. S. de, Angri, C., Oortman, M. S., Farias, P. M., Scarponi, T. M., Petrucio, M.M., Bezzerá-Neto, J.F.

Introdução

A dinâmica entre as teias alimentares e ciclos biogeoquímicos em ecossistemas aquáticos é a relação entre processos metabólicos que envolvem a produção e/ou utilização da matéria orgânica produzida *in-situ* (autóctone) e a produzida em sua bacia de drenagem (De Angelis, 1992). A matéria orgânica dissolvida influencia a produtividade biológica, a estrutura da comunidade, o metabolismo microbiano, bem como a dinâmica de fluxos de gases como o oxigênio dissolvido (O₂) e o dióxido de carbono (CO₂) (Shen et al., 2012). A dinâmica dos gases O₂ e CO₂ em corpos hídricos têm sido mensuradas por uma grande variedade de métodos. Enquanto um único método apresenta vantagens e desvantagens, a diversidade e flexibilidade de vários métodos permitem a sua aplicação em estudos em lagos, rios, estuários e oceano (Staeher et al., 2011).

Lagoas costeiras são ambientes aquáticos lênticos que se distribuem ao longo da costa, podendo receber influência ou não do ambiente marinho (Kennish & Paerl, 2010). Esses ecossistemas possuem grande importância ecológica devido sua localização na interface entre o ambiente terrestre e marinhos. Apresentam grande heterogeneidade em relação às características morfológicas, geológicas e hidrológicas (Kejrfve, 1994). Lagos tropicais e subtropicais apresentam diferenças dos lagos temperados pela menor variação da intra e intersazonal devido a menor variação da incidência luminosa e temperatura em função de sua posição geográfica (Esteves, 2011).

A partir da premissa que apesar dos corpos hídricos serem predominantemente heterotróficos, ao longo do período amostrado a lagoa poderia apresentar o estado de autotrofia. Assim, o presente estudo teve por objetivo avaliar a dinâmica das concentrações dos gases O₂ e CO₂ na Lagoa do Peri em um período 24 horas, bem como

comparar metodologias utilizadas para as determinações dos gases estudados.

Material e Métodos

Caracterização do Local

O estudo foi realizado na Lagoa do Peri localizada no Parque Municipal da Lagoa do Peri, (Florianópolis, SC) (Figura 1). É caracterizada como um ecossistema subtropical costeiro oligotrófico de água doce. Encontra-se a aproximadamente três metros acima do nível do mar (Poli et al., 1978). Este manancial, cujo espelho d'água é de aproximadamente 5 km², constitui atualmente a principal fonte superficial de água potável na Ilha.

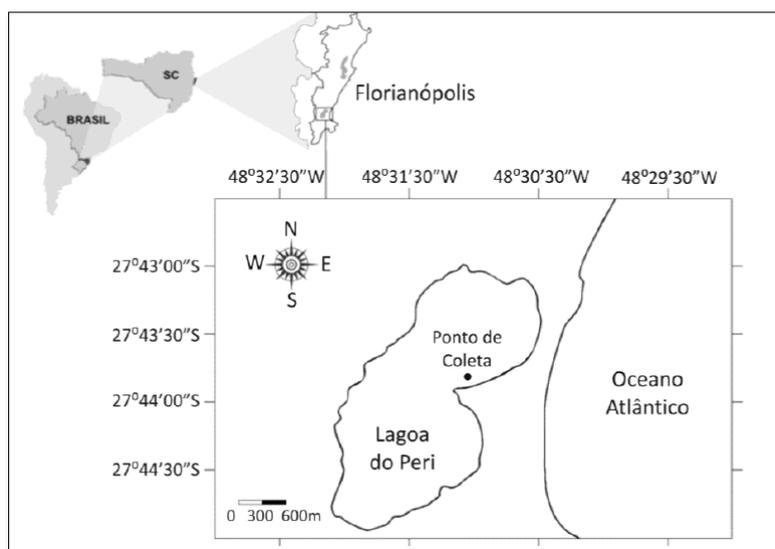


Figura 1 - Ponto de amostragem para a na região estudada.

Coleta de dados

Foram coletados dados de água na região litorânea da lagoa nos dias 25 e 26 de outubro de 2012 por dois métodos, sensores automáticos (*in situ*) a fim de mesurar o oxigênio e a radiação e; a amostragem propriamente dita de água (*ex situ*) e testes

laboratoriais. O período total de amostragem pelo método *in situ* foi de 27 horas (às 09:00h até as 12:00h do dia posterior) e o pelo método *ex situ* foi mensurado a temperatura da água, pH e alcalinidade foram amostrados durante 24 horas em intervalos a cada três horas durante o dia. O período da noite foi integrado. A coleta destas variáveis foi realizada na superfície com uso de recipiente plástico. O pH foi medido com um pHmetro Digimed (DM 22), cuja precisão foi de 0,01. A alcalinidade foi determinada por titulação de ácido sulfúrico 0,01N conforme a método de Gran (Gran, 1952). A saturação de CO₂ foi avaliada pelo método pH-alcalinidade, usando o modelo de Carmouze (1984). O valor de porcentagem de CO₂ diária foi mensurado pela integração dos valores obtidos em todos os horários coletados.

Resultados e Discussão

A saturação do CO₂ apresentou um comportamento heterogêneo durante a amostragem, sendo observada uma diminuição durante o período de 9h00min as 12h00min do dia 26/10. Variando de 269% às 9h00min e 158 por cento às 12h00min. Esse comportamento indica um consumo do CO₂ durante esse período devido aos processos fotossintéticos (Figura 2). Após esse período foi observado um aumento de sua saturação a partir das 15 horas do dia 26, esse aumento se manteve até o às 12 horas do dia 27/10. Variando de 225% às 15 horas do dia 26 para 415% as 12horas do dia 27/10. Esperava-se que durante o período noturno (entre as 19h00min do dia 26/10 e às 8h00min do dia 27/10) ocorresse um aumento da saturação do CO₂, devido à ausência de produtividade e a predominância da respiração e esse padrão foi observado. Entretanto, no período das 8h00min da manhã do dia 27/10 até às 12 horas do mesmo dia ocorreu um aumento da saturação (Figura 2).

Hessel et al. (2011) em um estudo realizado na Lagoa do Peri, observou consumo do CO₂ no período das 9h15min até às 11h15min na mesma região de coleta do presente trabalho. Segundo os autores os resultados mostram que naquele momento a atividade fotossintética alcançava seus níveis máximos. O mesmo

comportamento foi observado nos dados coletados, onde também notou-se o mesmo comportamento no período das nove às doze horas do dia 26/10. Sugere-se que para o aumento da saturação do CO₂ no período das oito às doze horas do dia 27/10, devido ao fato que no dia anterior estava mais nublado, já no dia 27/10 havia mais radiação solar. Sendo assim, sugere-se o que pode ter causado uma fotoinibição da produção devido à alta intensidade luminosa ocasionado uma baixa atividade fotossintética. Segundo Saker et al. (1999), uma alta disponibilidade de radiação inibi a atividade fotossintética da espécie de fitoplâncton *Cylindrospermopsis raciborkii*, isso poderia explicar o aumento da saturação do CO₂ no período que deveria ocorrer uma alta atividade fotossintética. Em um estudo no mesmo ecossistema Hennemann & Petruccio (2009), observaram que a comunidade fitoplantônica da lagoa do Peri é dominada pela espécie *Cylindrospermopsis raciborkii*.

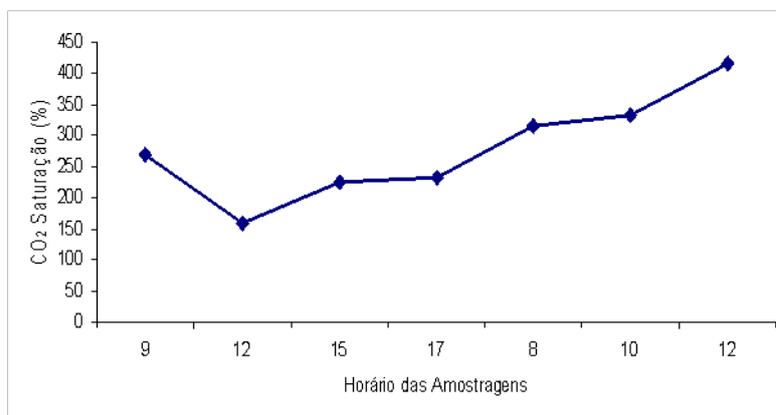


Figura 2 - Variação da saturação do CO₂ no período amostrado.

A variação da saturação do O₂ apresentou maiores valores durante os períodos diurnos de amostragens e menores valores durante os períodos noturnos (Figura 3). No entanto, durante os períodos noturnos foi observado picos de saturação. Em relação a velocidade do vento da área estudada (km/h) é observado que durante o período noturno a ocorrência de picos de ventos com velocidades acima de 30 km/h (Figura 4). Os ventos com velocidades

altas que ocorreram durante o período noturno seria uma possível explicação para os picos de saturação de O₂ durante o mesmo período.

De acordo com Marotta (2006) os corpos hídricos apresentam uma predominância de estado de heterotrofia devido ao grande aporte de matéria orgânica originada em suas bacias de drenagem. Essa matéria orgânica de origem alóctone promoveria um incremento nos processos de decomposição nos ecossistemas aquáticos em relação aos processos de produção. Em contrapartida, em condições favoráveis a atividade fotossintética, os corpos hídricos podem estar em estado de autotrofia onde a produção é maior que a respiração. Durante o período de maiores valores de radiação (diurno) de ambos os dias de amostragem a saturação do O₂ se localizou na faixa acima de 100%, indicando com isso que neste momento a lagoa do Peri se apresentava em estado de autotrofia (Figuras 3 e 5).

No que diz respeito às duas metodologias utilizadas no presente estudo, as mesmas responderam diferente em relação a dinâmica dos gases. A variação da saturação do CO₂ não acompanhou os valores da saturação do O₂, podendo ser levantada algumas questões. A primeira seria em relação à interferência do ambiente. Segundo Staehr et al. (2010) as mensurações de gases realizados no próprio ambiente seriam mais refinadas desde que se respeita se o protocolo da metodologia. A segunda seria em relação ao processamento das amostras no laboratório que, se tratando de medições de variáveis não conservativas seria um ambiente que poderia causar alterações em suas medições. A terceira seria que nem todo o O₂ e o CO₂ encontrados nos ambientes aquáticos seriam provenientes de atividade biológica, se tratando de um ecossistema natural fatores físicos também exercem grande influência nos parâmetros estudados.

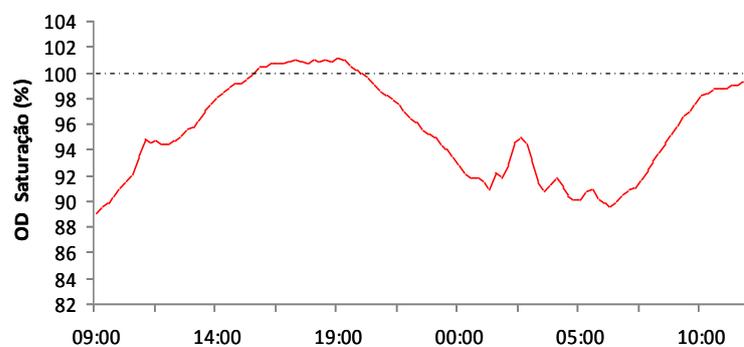


Figura 3. Variação da saturação do oxigênio dissolvido (OD) ao longo das 27 horas de amostragem.

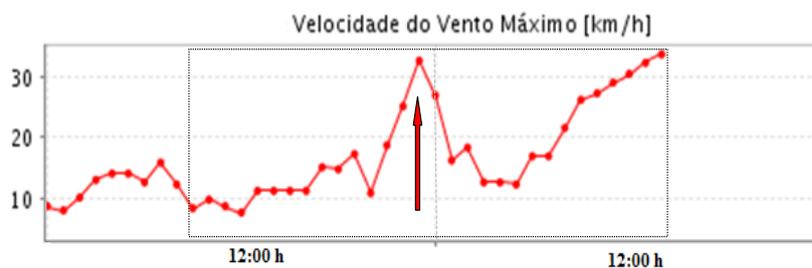


Figura 4. Velocidade do vento. Fonte EPAGRI, 2012.

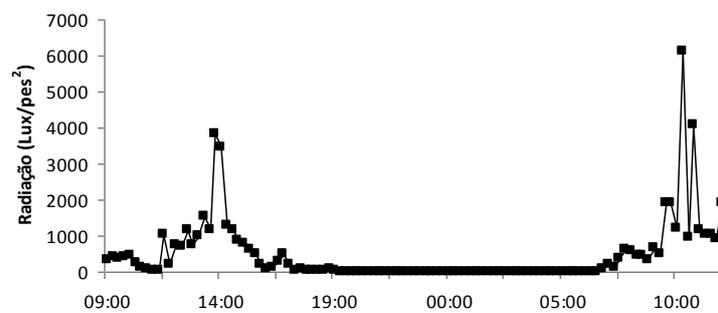


Figura 5 - Variação da radiação solar ao longo das 27 horas de amostragem.

Bibliografia

- Carmouze, J.P. 1994. O metabolismo dos ecossistemas aquáticos. **Fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. São Paulo: Editora Edgard Blucher /FAPESP. 255p.
- De Angelis, D.L. 1992. **Dynamics of nutrient cycling and food webs**. Chapman & Hall, New York.
- Esteves, F.A. 2011. **Fundamentos em Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência 826p.
- Gran, G. 1952. Determination of the equivalence point in potentiometric titrations: Part II. **Analyst**, **77**: 661–670.
- Kjerfve, B. 1994. Coastal lagoon processes. **Oceanography**. Series 60, New York.
- Kennish M.J. & Paerl, H.W. 2010. Coastal. lagoon. **Critical habitats of environmental change**. CRC Press, p. 539.
- Poli, C.R., Snizek, F.N. & Lago, P.A. 1978. **Levantamento técnico da fauna aquática da Lagoa do Peri**. Relatório Técnico preliminar. Florianópolis: IPUF/UFSC, 67p.
- Shen, Y., Fichot, C.G. & Benner, R. 2012. Floodplain influence on dissolved organic matter composition and export from the Mississippi-Atchafalaya River system to the Gulf of Mexico. **Limnology and Oceanography**, v.57, p. 1149-1160.
- Staehr, P.A., Testa, J.M., Kemp, W.M., Cole, J.J., Sand-Jesen & Smith S. 2011. The metabolism of aquatic ecosystem: history, applications, and future challenges. **Aquatic Sciences**, DOI 10.1007/s00027-011-0199-2.
- Staehr, P.A., Bade, D., Van de Bogert, M.C., Koch, G.R., Williamson, C., Hanson, P., Cole, J. & Kratz, T. 2010. Lake metabolism and diel oxygen technique: State of the science. **Limnology and Oceanography: Methods**, v.8, p.628-644.

Avaliação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos ao longo de um gradiente de perturbação no Parque Municipal da Lagoa do Peri, SC

Rezende, R.S., Lima, R.E.M, Maurício, L.S., Bogoni, J.A., Brito, F.P., Siegloch, A.E.

Introdução

Atualmente, os recursos hídricos vêm sofrendo grandes impactos dos processos industriais, agrícolas e urbanos. Assim, surge a necessidade de se utilizar métodos de avaliação da qualidade de água para a conservação dos mesmos e a manutenção dos “serviços ambientais” ou “serviços do ecossistema” (ex. fornecimento de água para abastecimento) (Dudgeon et al., 2006). Dentre as formas de avaliação, controle, manejo e conservação destes ecossistemas, os programas de biomonitoramento têm obtido respostas precisas e seguras (Gualdoni et al., 2011).

O biomonitoramento pode ser definido como sendo o “uso sistemático de respostas biológicas para avaliar mudanças no ambiente com o objetivo de utilizar estas informações em programas de controle de qualidade ambiental”. Assim, comunidades sensíveis a impactos ambientais, podem ser classificadas como bioindicadores e são definidas como aquelas cuja presença, quantidade e distribuição indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema (Rosenberg & Resh, 1993).

Dentre os bioindicadores em sistemas aquáticos, os macroinvertebrados bentônicos têm sido utilizados frequentemente na avaliação de impactos ambientais e saúde dos ecossistemas (Morgan et al., 2006). O biomonitoramento pela comunidade de macroinvertebrados bentônicos possui diversas vantagens, dentre elas estão à rapidez e eficiência na obtenção de resultados, baixo custo, maior susceptibilidade a uma grande variedade de estressores, assim como avaliação e monitoramento ambiental de um ecossistema em nível de bacia hidrográfica (Rosenberg & Resh, 1993).

Assim, o uso de bioindicadores permite a detecção de forma mais confiável de áreas com maior fragilidade ambiental, possibilitando concentrar esforços e a elaboração de planos de ação para a conservação. A partir da comunidade de invertebrados bentônicos é possível que este monitoramento ocorra de forma rápida, eficiente e com baixo custo, reduzindo a necessidade de análises abióticas custosas (Gualdoni et al., 2011).

A hipótese deste estudo é que ao longo de um gradiente de degradação a comunidade bentônica é alterada, e neste contexto o presente estudo teve como objetivo avaliar a riqueza e abundância da comunidade de invertebrados bentônicos em trechos de riacho com diferentes graus de perturbação (baixa, média e alta).

Material e Métodos

O riacho Sangradouro, que inicia a partir do escoamento da Lagoa do Peri em direção à praia do Matadeiro, foi amostrado em três pontos ao longo de seu percurso (Figura 1). Cada ponto representa um ambiente com diferente grau de degradação, sendo os Pontos 1 (sangradouro da lagoa para coleta de água para abastecimento) e 2 (pastagem, sem mata ciliar) com menor grau de impactos antrópicos e o Ponto 3 (retilização do leito, efluentes domésticos e ausência de mata ciliar) com maior grau de degradação, como perda total da vegetação ripária, entrada de esgoto e presença de residências nas margens. Um ponto em um riacho considerado conservado, com vegetação ripária em bom estado de conservação, foi coletado e utilizado como área de referência no experimento. Em cada um dos pontos, três amostras de sedimento próximo às margens foram retiradas através do amostrador de Surber de 0.0361 m², com malha de 250µm.

Para a avaliação da qualidade da água foram medidos parâmetros físico-químicos como pH, temperatura, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido através do sensor multiparâmetros. Além desses parâmetros, através da observação visual foi estimada a cobertura do dossel e determinada a composição do substrato (granulometria), e mensurada velocidade da água e profundidade do ponto de coleta.



Figura 1. Localização geográfica dos pontos amostrais P1, P2 e P3 no riacho Sangradouro da Lagoa do Peri.

O material coletado foi alocado em sacos plásticos e transportado para o Laboratório do Parque Municipal da Lagoa do Peri, onde foi depositado em bandeja plástica. Os insetos foram triados com auxílio de pinças e, posteriormente, conservados em álcool a 70%. Os espécimes foram identificados e contados em lupas. A identificação foi realizada em nível de família, quando possível, com auxílio de chaves taxonômicas.

Análise estatística

Para responder aos objetivos propostos, os dados foram comparados entre os quatro locais estudados. A riqueza padronizada/rarefeita foi adotada como medida de diversidade alfa (α) das comunidades de invertebrados aquáticos. Essa medida foi adotada devido a algumas desvantagens da utilização dos índices de diversidade que inclui problemas conceituais e resultados dúbios (Melo, 2008) e devido à relação de dependência entre riqueza e esforço amostral, uma vez que a riqueza tende a aumentar com o esforço, dessa forma, necessitando a padronização do esforço de coleta (Gotelli e Colwell, 2001). A comparação da riqueza entre os pontos amostrais foi realizada pelo método de rarefação para uma abundância de 48 indivíduos (abundância máxima comparável entre

os pontos). A análise foi realizada no programa EcoSim (Gotelli & Entsminger, 2001).

Para avaliar a estrutura da comunidade foi usada análise de similaridade de Bray-Curtis com posterior ordenamento pelo método de Escalonamento Multi Dimensional (NMDS). A análise de similaridade (*one-way*, ANOSIM) foi usada para testar a diferença da comunidade entre as amostras dos quatro pontos amostrais (Hammer et al., 2001). Uma Análise de Componentes Principais (PCA) baseada na matriz de correlação dos autovalores e autovetores foi utilizada para ordenar as variáveis ambientais, riqueza e abundância dos macroinvertebrados entre os pontos estudados (Legendre & Legendre, 1998), mas em função do baixo número amostral e um curto intervalo de tempo, estas relações devem ser tomadas com cautela.

Resultados e Discussão

Os valores de temperatura da água foram maiores nos pontos alterados (P1, P2 e P3) quando comparados ao de referência, mas não houve grande variação entre estes. A concentração de oxigênio dissolvido e pH foram menores e a condutividade mais elevada no P3 quando comparado aos demais pontos estudados (Figura 2). No Ponto 3, os maiores valores encontrados de condutividade elétrica possivelmente estão associados as elevadas concentração de esgoto doméstico (Ometo et al., 2000). Em ambientes aquáticos com elevadas concentrações de matéria orgânica, há uma maior taxa nos processos de decomposição, ocasionando uma depleção na concentração do oxigênio dissolvido. Alguns parâmetros físico-químicos da água como oxigênio dissolvido, condutividade e temperatura, podem influenciar as formas de vida aquática, pois causam mudanças ambientais e consequentes alterações na composição das comunidades (Morgan et al., 2006).

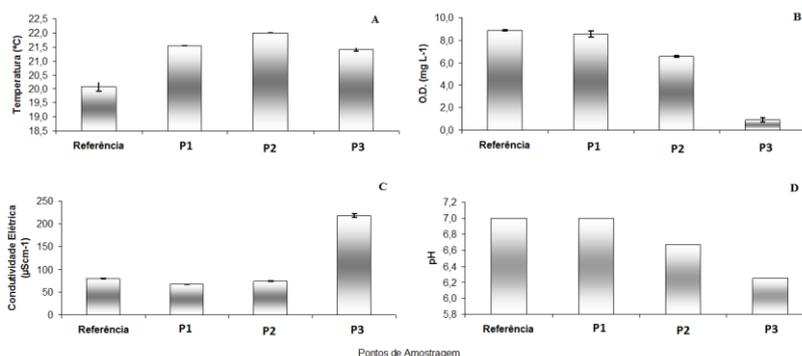


Figura 2. Valores médios e desvio padrão dos valores de temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elevada nos pontos referência, P1, P2 e P3 do riacho Sangradouro da Lagoa do Peri.

Com relação à estimativa da granulometria, o ponto referência apresentou o sedimento mais heterogêneo quando comparado aos demais, possivelmente devido a uma maior heterogeneidade vegetal, que foi degradada ao longo do gradiente de perturbação. Áreas com vegetação preservada proporcionam uma maior entrada de detritos de origem alóctone, que ao se depositar no substrato, aumentam a quantidade de habitat disponível à fauna (Benstead & Pringle, 2004). Como resultado o P3 apresentou predominância de 100% de lodo, caracterizando a área com uma maior deposição sedimentar (Figura 3). Um substrato mais heterogêneo, ao aumentar a oferta de nichos e depósito de partículas alimentares, pode favorecer a uma maior riqueza nestes locais, quando comparados a locais com sedimentos mais homogêneos (Gardiner et al., 2009). A presença de frações granulométricas mais grossas pode ajudar também na dispersão dos macroinvertebrados, diminuindo o risco do indivíduo ser predado antes de colonizar um sedimento próximo, devido ao maior número de refúgios tanto de predadores quanto da correnteza da água (Warfe & Barnuta, 2004). Assim, ambientes com maior heterogeneidade de substrato, vegetação preservada e menor profundidade atuaram positivamente sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na área estudada.

Apesar da pequena escala de amostragem dos parâmetros físico-químicos e da granulometria, os resultados apontam para uma clara

tendência em relação aos diferentes graus de degradação dos pontos de amostragem.

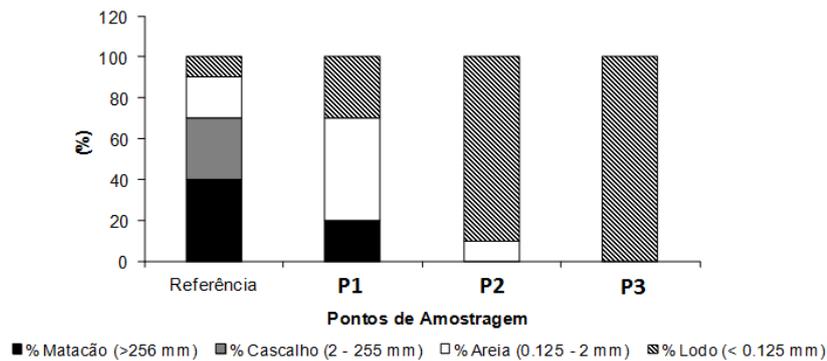


Figura 3. Porcentagens das diferentes frações granulométricas nos pontos referência, P1, P2 e P3 do riacho Sangradouro da Lagoa do Peri.

A maior abundância foi observada no P3 (154 indivíduos), seguido do ponto referência (119 indivíduos), P2 (55 indivíduos) e P1 (48 indivíduos) (Tabela 1). Já a riqueza foi maior no ponto referência (13 taxa), seguido do P1 (8 taxa), P2 (7 taxa) e P3 (3 taxa). Dentre estes, o organismo mais abundante foi o pertencente à família Chironomidae. Segundo Merrit & Cummins (1996), Chironomidae é um dos grupos mais abundantes de insetos aquáticos, e geralmente compõem mais de 80% da entomofauna, tanto em ambiente lântico como lótico, assim como observado neste estudo. Chironomidae é um grupo importante, pois participa como um elo fundamental em várias teias alimentares e alguns representantes podem desenvolver resistência ou se adaptar (quanto a sua fisiologia ou comportamento) às diversas condições do meio, explicando este padrão (Gonçalves et al., 2003; Callisto et al., 2007). Outro aspecto importante, em ambientes degradados são encontrados poucos taxa na comunidade bentônica, porém com elevada abundância, assim como foi observado neste estudo. Assim, é importante encontrar uma ampla variedade de organismos para atestar a saúde ambiental do corpo aquático, desde os sensíveis à poluição até os tolerantes e resistentes (Rosenberg & Resh, 1993).

Tabela 1. Ocorrência e abundância de macroinvertebrados bentônicos nos pontos amostrais coletados em quatro pontos no Parque Municipal da Lagoa do Peri.

	P1	P2	P3	Referência
Coleoptera				
Dytiscidae	0	0	3	0
Elmidae	0	0	0	4
Hydrophilidae	2	15	1	0
Staphylinidae	1	0	0	0
Diptera				
Chaoboridae	0	0	7	0
Chironomidae	21	137	9	73
Simuliidae	0	0	0	1
Decapoda				
Palaemonidae	0	0	0	1
Ephemeroptera				
Baetidae	0	0	1	6
Caenidae	7	0	7	0
Leptophlebiidae	0	0	0	2
Hemiptera				
Corixidae	0	2	0	0
Gerridae	1	0	0	0
Odonata				
Calopterygidae	0	0	0	1
Coenagrionidae	9	0	9	1
Libellulidae	2	0	5	0
Plecoptera				
Gripopterygidae	0	0	0	6
Trichoptera				
Calamoceratidae	0	0	0	1

Tabela 1. (Continuação).

	P1	P2	P3	Referência
Hydropsychidae	0	0	0	16
Leptoceridae	0	0	0	4
Philopotamidae	0	0	0	1
Ostracoda	4	0	2	0
Copepoda	1	0	0	0
Oligochaeta	0	0	11	2

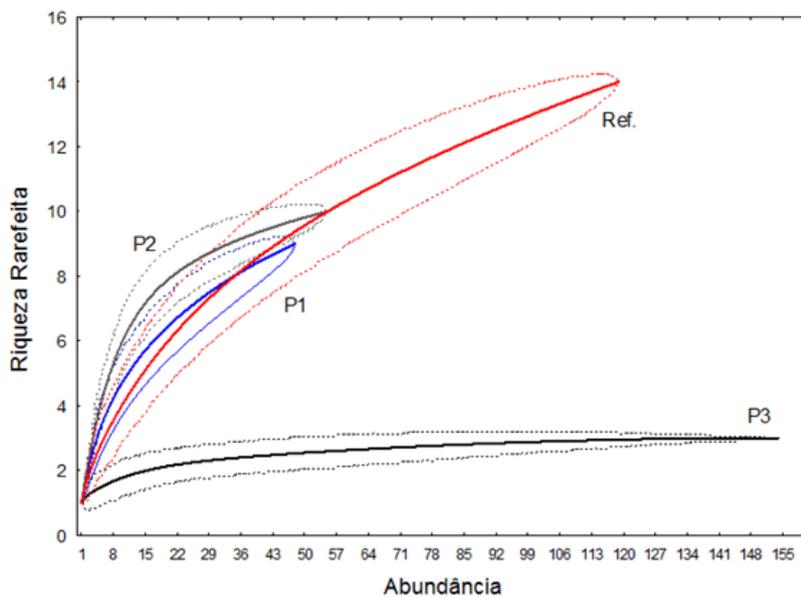


Figura 4. Representação gráfica da curva de rarefação da comunidade de invertebrados aquáticos para uma abundância comparável de 48 indivíduos entre os pontos referência, P1, P2 e P3.

Os resultados da curva de rarefação da riqueza para uma abundância comparável entre os quatro pontos estudados mostraram que na pior condição ambiental (P3) foi encontrada a menor riqueza (Figura 4). O ponto de referência e P3 apresentaram os maiores valores de abundância quando comparado aos demais (Figura 4). Riachos situados em áreas com vegetação preservada,

como o ponto de referência, proporcionam uma maior entrada de matéria orgânica de origem alóctone (Benstead & Pringle, 2004) como fonte de recurso, já as áreas antropizadas fornecem nutrientes através dos efluentes e produção primária devido à abertura de dossel e aumento da intensidade luminosa, assim ambas apresentam grande quantidade de alimento para a comunidade de macroinvertebrados justificando as maiores abundâncias (Nerbonne & Vondracek, 2001).

A análise de similaridade de Bray-Curtis e ordenação NMDS não revelou uma clara separação entre os grupos estudados, principalmente entre os grupos do P1 e P2, mas foi observada uma tendência de segregação das amostras do P3 (Figura 5). Porém, as inferências feitas neste estudo devem ser levadas com cautela devido ao baixo esforço amostral, entretanto são importantes informações para a preservação do parque em estudo.

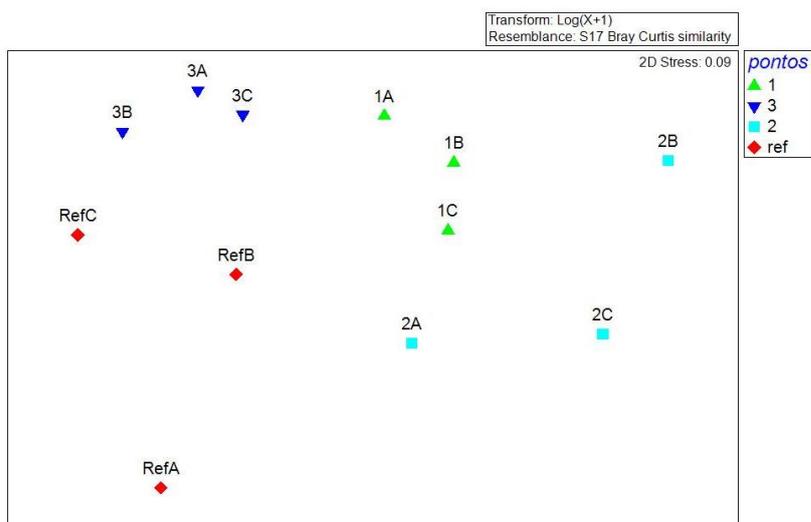


Figura 5. Análise de similaridade de Bray-Curtis e ordenação NMDS da comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos pontos referência (losango), P1 (triângulo), P2 (quadrado) e P3 (triângulo invertido) do Parque Municipal da Lagoa do Peri.

Análise de similaridade (ANOSIM), mostrou que ($R= 0,61$; $p= 0,01$) que as comunidades dos pontos avaliados foram diferentes entre si

com maiores níveis de dissimilaridade entre o mais impactado (P3) e os demais. Diversos organismos requerem elevadas concentrações de oxigênio dissolvido na água, possuindo pouca tolerância aos poluentes (Sandin & Johnson, 2000), o que explica estes resultados.

A análise de componentes principais mostrou que à condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, profundidade, riqueza e abundância da comunidade de macroinvertebrados bentônicos diferiram entre o P3 e os demais. O P3 foi correlacionado com a abundância e condutividade elétrica, já os demais pontos com a riqueza, oxigênio dissolvido e profundidade (Figura 6).

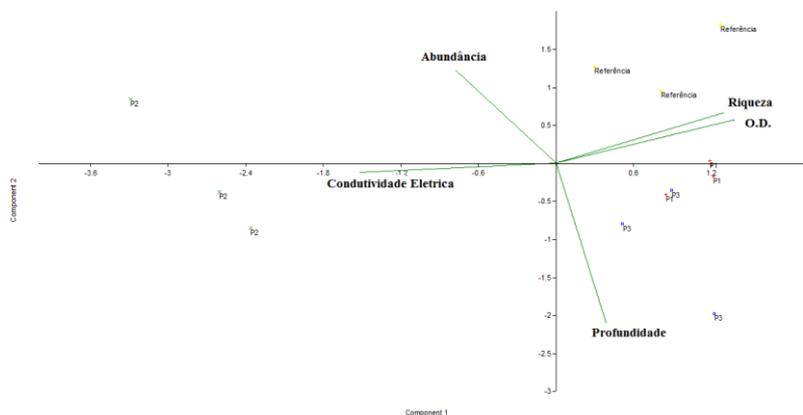


Figura 6. Análise de Componente Principal das amostras dos quatro pontos amostrados no Parque Municipal da Lagoa do Peri, aplicada as variáveis ambientais (condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, profundidade), riqueza e abundância da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

A variância total das métricas ambientais estudadas explicou 79.34%, onde o primeiro e o segundo eixos apresentaram valores de 57.04 % e 22.30 %, respectivamente. Estudos mostram que áreas antropizadas, comparadas com áreas preservadas, apresentam corpos aquáticos com maior número de fontes difusas de sedimentos finos (Gardiner et al., 2009), assim como observado nas frações granulométricas deste estudo. Áreas antrópicas podem fornecer também efluentes, que quando não tratados são carreados para os corpos aquáticos adjacentes, elevando as concentrações de

condutividade elétrica, nutrientes na água e alterando os demais parâmetros físico-químicos, possibilitando uma maior abundância (Ometo et al., 2000).

O gradiente de degradação ambiental previsto na hipótese deste estudo não foi corroborado, mas uma elevada resistência da comunidade de invertebrados bentônicos, quebrada apenas em função de uma grande degradação ambiental. Este padrão ocasionou a diferenciação encontrada entre a comunidade do ponto P3 e as demais, apesar do registro de alteração ambiental nos pontos de referência, P1 e P2. Desse modo, maior cuidado deve ser dispensado a este trecho do riacho, pois sua qualidade ambiental está comprometida principalmente devido ao despejo de efluentes domésticos.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer a direção do Parque Municipal da Lagoa do Peri e seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante nossa pesquisa.

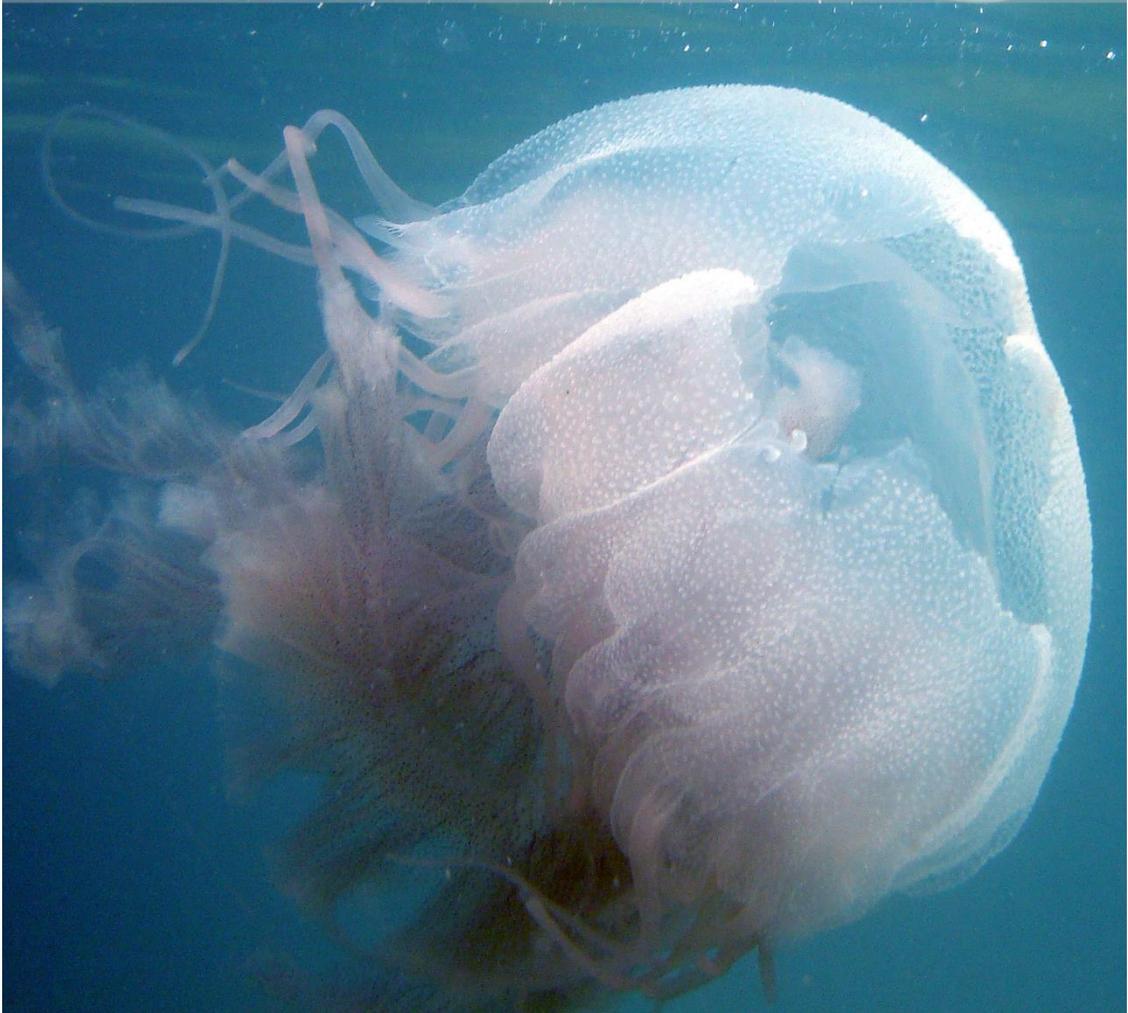
Bibliografia

- Benstead, J.P. & Pringle, C.M. 2004. Deforestation alters the resource base and biomass of endemic stream insects in eastern Madagascar. **Freshwater Biology**. v. 49, p. 490–501.
- Callisto, M.J.F., Gonçalves, G.J.R. & Graca M. 2007. Leaf litter as a possible food source for chironomids in headwater streams. **Revista Brasileira de Zoologia**, V. 24, p. 442-448.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., & Sullivan, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Review**. v. 81, p. 163-182.
- Gardiner, E.P., & Sutherland, A.B., Bixby, R.J., Scott, M.C., Meyer, J.L., Helfman, G.S., Benfield, E.F., C.M., Pringle, C.M., Bolstad, P.V. & Wear D.N. 2009. Linking stream and landscape trajectories in the southern Appalachians. **Environmental Monitoring Assessment**. v. 156, n. 1, p. 17–36.

- Gonçalves, J.F.J.R., Esteves, F.A. & Callisto, M. 2003. Chironomids colonization in *Nymphaea ampla* L. detritus during a degradative ecological succession experiment in a Brazilian coastal lagoon. **Acta Limnol. Brasileira**. V. 15, p. 1-27.
- Gotelli, N.J. & Entsminger, G.L. 2001. **EcoSim: Null models software for ecology**. Version 7.0 Acquired Intelligence Inc. E Kelsey-Bear. Available from < <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>>.
- Gualdoni, C.M., Duarte, C.A. & Medeiros, E.A. 2011. Ecological status of two mountain streams of the south of Cordoba, Argentina. **Ecología Austral**. v. 21, p. 149-162.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 9.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. **Numerical Ecology**. 21st English Edition. Elsevier.
- Melo, A.S. 2008. O que ganhamos confundindo riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 21-27.
- Merritt, R.W. & Cummins, K.W. 1996. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3rd edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa. p. 862.
- Morgan, F., Oliveira, A.M. & Callisto, M. 2006. Inventário da diversidade de macroinvertebrados bentônicos no reservatório da estação ambiental de Peti, MG, Brasil. **Neotropical Biological Conservation**. v. 1, p. 17-23.
- Nerbone, B.A., & Vondracek, B. 2001. Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. **Environmental Management**. v. 28, p. 87-99.
- Ometo, J.P., Martinelli L.A., Ballester, M.V., Gessner, A. & Krusche, V. 2000. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, Southeast Brazil. **Freshwater Biology**. v. 44, p. 327-337.
- Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. 1993. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman E Hall, p. 488.
- Sandin, L., & Johnson, R.K. 2000. The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. **Hydrobiologia**. v. 422, p. 233-243.
- Warfe, D.M. & Barmuta, L.A. 2004. Habitat structural complexity mediates the foraging success of multiple predator species. **Oecologia**. v. 141, p. 171-178.



ECOSSISTEMAS MARINHOS



Composição e biomassa de zooplâncton entre a praia da Armação e a Ilha do Campeche, Santa Catarina, Brasil

Gadelha, Y. E. A., Nascimento, R., Farias, D., Dechoum, M. S., Oliveira-Gonçalves, A., Brandão, M. C., Gorri, C.

Introdução

A origem do termo zooplâncton vem do grego *zoon* (animal) e *planktos* (aquilo que fica à deriva, errante), ou seja, diz respeito aos organismos que vivem dispersos na coluna de água de ambientes marinhos, límnicos e estuarinos, sendo levados passivamente pelas correntes. O zooplâncton é constituído exclusivamente de organismos heterotróficos que se alimentam de organismos autotróficos ou de outros heterotróficos (Duarte & Silva, 2008; Macedo-Soares et al., 2009a). Os processos relacionados à distribuição de comunidades planctônicas têm sido estudados tanto em termos de distribuição espacial (horizontal e vertical) e de variação temporal, em ciclos sazonais e sucessões temporais (Pereira & Soares-Gomes, 2002).

A heterogeneidade da distribuição do plâncton é um fato que pode ser observado diretamente através do mergulho e indiretamente a partir de amostras coletadas. Apesar da mistura e do movimento das águas e do plâncton ser deslocado por esses movimentos, a distribuição dos organismos, “ao acaso”, é muito rara. Vários fatores são responsáveis pela distribuição do plâncton em manchas. Pode-se destacar como alguns exemplos as barreiras físico-químicas, gradientes de luz, temperatura, correntes, nutrientes, salinidade, entre outros (Pereira & Soares-Gomes, 2002).

Grande parte do zooplâncton possui um ciclo de vida curto e baixa mobilidade, assim, quando ocorrem alterações no ambiente como, por exemplo, aumento da temperatura e/ou alterações no pH, os mesmos podem servir de bioindicadores de qualidade de água e de distúrbios ecológicos. Assim, a composição de espécies e abundância da comunidade zooplanctônica pode ser alterada em função das variações do meio. Além disso, o zooplâncton é alimento de outros animais e peixes, servindo de base para a cadeia alimentar,

conduzindo o fluxo de energia dos organismos autotróficos para consumidores de níveis tróficos superiores (Macedo-Soares et al., 2009b).

Quanto ao tempo de permanência no plâncton, os organismos podem ser classificados em holoplâncton ou meroplâncton. O holoplâncton é formado por organismos que passam todo o seu ciclo de vida no plâncton de forma permanente como os copépodos, eufausiáceos e apendiculárias. O meroplâncton é formado por organismos residentes temporários, passando apenas um ciclo de vida no plâncton, e migrando para o bentos ou para o nécton nas outras fases do ciclo de vida (Boltovskoy, 1981).

O zooplâncton próximo à costa é consideravelmente mais abundante se comparado às áreas oceânicas, devido à influência de uma fonte local de nutrientes (lixiviação terrestre), à estratificação da coluna de água e à redução da salinidade em ecossistemas costeiros. Por outro lado, a presença de bancos submersos e ilhas oceânicas contribuem para a formação de uma barreira física ao fluxo da corrente, que podem estar associados à formação de vórtices ou ressurgência nessa região, levando ao enriquecimento das águas e provocando o fenômeno conhecido como efeito-ilha. A distribuição do zooplâncton em pequena escala está sendo cada vez mais estudada, não só pela sua importância ecológica, mas também pelas implicações sobre a dinâmica e a diversidade de comunidades planctônicas (Bonecker et al., 2009).

Esse trabalho teve como principal objetivo comparar a biomassa, abundância e composição de zooplâncton em um transecto realizado entre a praia da Armação e a Ilha do Campeche, Santa Catarina, Brasil.

Material e Métodos

Área de estudo

As amostras de plâncton foram coletadas em quatro pontos amostrais situados entre a praia da Armação e a Ilha do Campeche, Santa Catarina, Brasil (Figura 1).

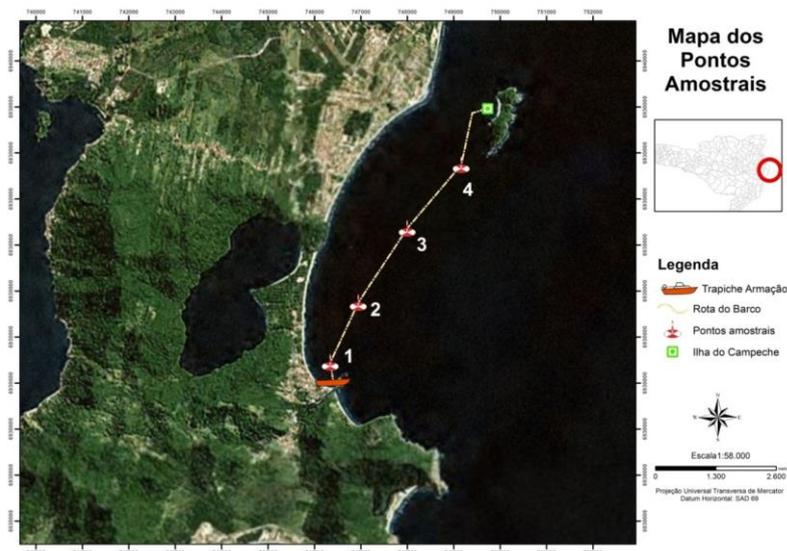


Figura 1. Mapa da área de estudo com a localização dos pontos amostrais.

Coleta de dados

A coleta foi realizada no período da manhã do dia 29/10/2012. O percurso do transecto iniciou-se com saída no trapiche da praia da Armação, na Ilha de Santa Catarina, com destino a Ilha do Campeche (Figura 1).

O percurso total do transecto dos pontos amostrais 1 ao 4 foi de 5,5 Km. Neste percurso foram realizados quatro arrastos horizontais de superfície. Cada arrasto foi feito durante aproximadamente dois minutos. Em cada ponto de coleta foram registradas as coordenadas geográficas (X e Y) com aparelho GPS Garmim Oregon 550t para referenciar espacialmente os pontos amostrais. A profundidade foi estimada com o auxílio do conhecimento dos barqueiros sobre a área.

Utilizou-se para a coleta do zooplâncton rede cilindro cônica com um diâmetro de boca de 50 centímetros e malha de 200 μ m, com fluxômetro mecânico acoplado à rede para avaliar o volume de água filtrada, permitindo subsídios para o cálculo do número de indivíduos coletados por m^3 . As amostras foram acondicionadas em frascos plásticos de 500 mL e fixadas com formaldeído 4% neutralizado com

tetraborato de sódio. Concomitantemente foi medida a visibilidade da água com disco de Secchi. Dados de temperatura foram registrados *in situ* com termômetro. Foram coletadas amostras de água e a salinidade foi medida posteriormente em laboratório com um refratômetro. As amostras foram processadas e triadas em laboratório com auxílio de microscópio estereoscópico.

Estimativa da biomassa úmida

Para o processamento das amostras foi retirado o formaldeído. Para a estimativa da biomassa, o conteúdo planctônico de cada amostra foi retirado com auxílio de uma rede com malha inferior a 200 μm , transferido para uma tela de 150 μm e submetido ao processo de retirada da água com sistema de bomba a vácuo. As telas úmidas foram pesadas com e sem o conteúdo planctônico, e a partir da diferença entre os valores foi calculada a biomassa do zooplâncton em mg/m^3 .

Abundância e composição

Para a identificação e contagem dos organismos, as amostras foram diluídas em béqueres de volume conhecido (150mL) e homogeneizadas, retirando-se uma subamostra de cada uma com auxílio de subamostrador do tipo “colher sueca” de 15 mL (Boltovskoy, 1981). Os copépodos foram contados somente na subamostra, enquanto os demais grupos foram contados na amostra inteira. Para a identificação dos organismos utilizou-se as obras de Smith (1977), Boltovskoy (1981a, 1999) e Hernández & Morales (1994).

Cálculo do volume de água filtrada pela rede

A abundância de zooplâncton foi padronizada em função do volume de água filtrada em cada arrasto, obtido através da seguinte equação: $V = a \cdot n \cdot c$, onde V = volume de água filtrada (m^3), a = área da boca da rede (m^2), n = número de rotações do fluxômetro e c = fator de calibração do fluxômetro (0,026873). O cálculo da área da boca da rede foi obtido através da equação: $a = \pi \cdot r^2$, onde a = área da boca da rede (m^2), $\pi = 3,1416$ e r = raio da boca da rede (0,25 m).

A abundância, ou seja, o número de indivíduos por m³ foi calculada a partir da divisão do número de indivíduos encontrados na amostra pelo volume de água filtrada no respectivo arrasto.

Resultados e discussão

Na Tabela 1 podem-se observar os dados abióticos registrados durante a coleta. A temperatura da água do mar apresentou pouca variação entre os pontos amostrais, sendo menor no ponto amostral 2 (18,5°C) e maior nos pontos amostrais 3 e 4 (19,8°C). A salinidade apresentou o mesmo valor em todos os pontos amostrais (35 psu). Os valores de temperatura e salinidade encontrados estão de acordo com trabalhos prévios realizados no local na mesma época do ano (Mayer et al., 2008; Soares et al., 2008). Quanto à transparência o menor valor (1,5 m) foi registrado no ponto amostral 1 (mais próximo da costa), provavelmente devido a maior concentração de seston. O ponto amostral de menor profundidade (7 m), a zona de arrebentação adjacente e a desembocadura da Lagoa do Peri que fica na praia do Matadeiro talvez tenham contribuído para esse menor valor. Conforme a embarcação se distanciou da costa os valores ficaram constantes, distando em torno de 2 m (Tabela 1). A biomassa de zooplâncton variou de 4,8 mg/m³ no ponto amostral 3 a 28,9 mg/m³ no ponto amostral 4 (Figura 2).

Tabela 1. Parâmetros abióticos registrados nos pontos amostrais entre a praia da Armação e a Ilha do Campeche, Santa Catarina, Brasil.

Parâmetros abióticos	Pontos amostrais			
	1	2	3	4
Temperatura (°C)	19,5	18,5	19,8	19,8
Salinidade (%)	35	35	35	35
Transparência (m)	1,5	2,0	2,0	2,0
Profundidade (m)	7	16	18	20
Volume filtrado (m ³)	9,7	9,8	10,8	8,5

A abundância média de zooplâncton na área estudada foi de 205 indivíduos/m³, variando de 36 a 507 indivíduos/m³ nos pontos amostrais 3 e 4, respectivamente (Figura 3). Os copépodos foram os

organismos dominantes em todos os pontos amostrais e os valores de sua abundância acompanharam os do zooplâncton total, sendo maiores no ponto amostral 4 e menores no ponto amostral 3 (Figura 4). Os valores de biomassa e abundância de zooplâncton estão dentro do registrado para a costa Sudeste-Sul brasileira (Lopes et al., 2006).

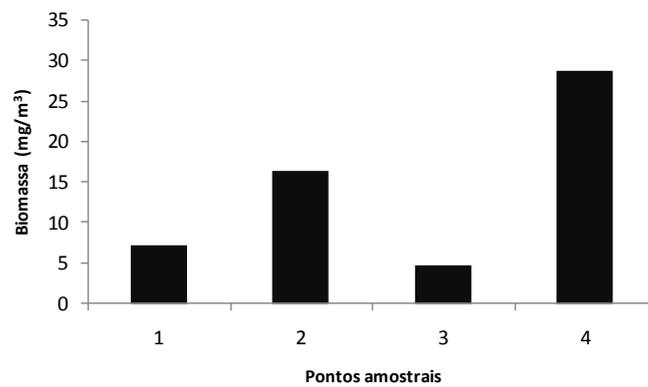


Figura 2. Biomassa de zooplâncton (mg/m³) nos pontos amostrais entre a praia da Armação e a Ilha do Campeche, Santa Catarina, Brasil.

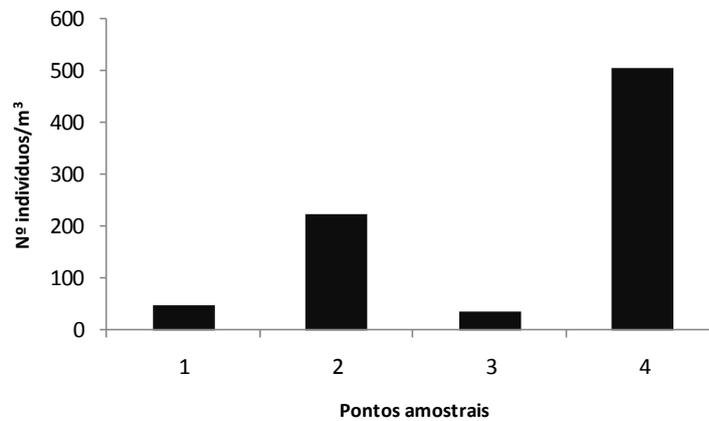


Figura 3. Abundância de zooplâncton (Nº indivíduos/m³) nos pontos amostrais entre a praia da Armação e a Ilha do Campeche, Santa Catarina, Brasil.

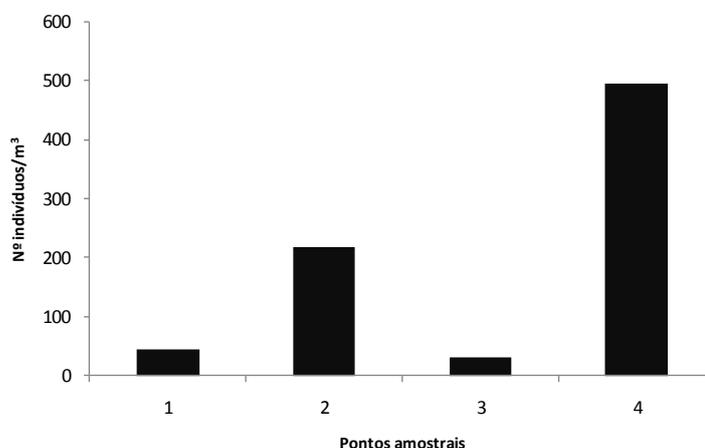


Figura 4. Abundância de Copepoda (Nº indivíduos/m³) nos pontos amostrais entre a praia da Armação e a Ilha do Campeche, Santa Catarina, Brasil.

Foi encontrada maior biomassa e abundância no ponto amostral mais próximo da Ilha do Campeche. Embora o transecto tenha sido realizado em uma região costeira, caracterizada por valores altos de biomassa e abundância de zooplâncton em comparação com regiões oceânicas (Lopes et al., 2006), a Ilha do Campeche talvez possa ter contribuído na maior densidade de zooplâncton na área amostrada. Segundo Levinton (1995) tanto o fitoplâncton quanto o zooplâncton podem formar agregados ou manchas em diferentes escalas espaciais. Uma rede pode capturar grandes concentrações de organismos em um determinado local e baixas concentrações em uma área adjacente. As causas principais podem ser devido às mudanças nas condições físicas como, por exemplo, luz, temperatura e salinidade, áreas de alimentação, reprodução, comportamento social de agregação, turbulência da água e transporte de correntes. O autor cita para o último caso a influência de ilhas no processo de agregação planctônica. A obstrução de correntes superficiais por ilhas pode gerar vórtices logo após a passagem do corpo de água formando uma região propícia ao acúmulo de plâncton. Segundo Palacios (2002), regiões que circundam ilhas oceânicas (que não é o caso da Ilha do Campeche, pois se trata de uma ilha continental) podem apresentar um aumento da biomassa planctônica, fenômeno

denominado efeito-ilha. Este fenômeno pode contribuir com o aumento de produtividade e potencial pesqueiro perto destas ilhas, e ainda pode ser significativo para o balanço global de CO₂.

Foram identificados 11 grupos taxonômicos nas amostras analisadas. Os copépodos foram os mais representativos, seguidos de Appendicularia, larvas de Crustacea Decapoda, nauplius, Siphonophora, Chaetognatha e Hidromedusae (Figura 5). Entre as larvas de Crustacea Decapoda foram identificadas zoés de braquiúros, carídeos, porcelanídeos e luciferídeos. Os grupos taxonômicos encontrados e a dominância de copépodos são característicos de um ambiente costeiro (Lopes et al., 2006).

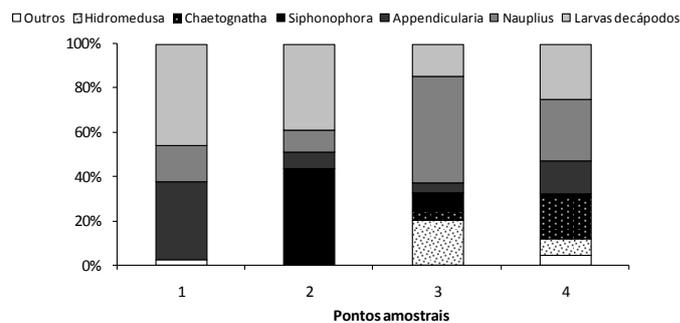


Figura 5. Composição de zooplâncton nos pontos amostrais (1 a 4), exceto copépodos, entre a praia da Armação e a Ilha do Campeche, Santa Catarina, Brasil. Outros: Cladocera, Holothuroidea, Polychaeta e Gastropoda.

Portanto, os resultados apresentados indicaram maiores valores de abundância de zooplâncton na estação de coleta mais próxima à Ilha do Campeche, sugerindo um possível mecanismo de agregação destes organismos na área. A alta ocorrência e abundância de copépodos, apendiculários, larvas de decápodos e nauplius pode indicar a importância do local para organismos do holoplâncton e meroplâncton. Apesar deste trabalho ser um diagnóstico rápido, os resultados obtidos poderão servir de base para futuros monitoramentos na área.

Bibliografia

- Boltovskoy, D. 1981. **Atlas del Atlantico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino**. INIDEP, Mar del Plata.
- Bonecker, A. C. T., Bonecker, S. L. C. & Bassani, C. 2009. Plâncton marinho. *In: Pereira, R. C. & Soares-Gomes, A. (Orgs.). **Biologia Marinha***. Editora Interciência, Rio de Janeiro. 213-239 pp.
- Duarte, A. K. & Silva, A. R. 2008. Conhecendo o zooplâncton. **Cadernos de Ecologia Aquática**. 3(2): 43-62.
- Hernández, A. P. & Morales, E.S. 1994. **Copépodos pelágicos del Golfo de México y Mar Caribe - I. Biología y sistemática**. Centro de Investigaciones de Quintana Roo (CIQRO), México. 360 pp.
- Lopes, R. M. L., Montú, M. A., Gorri, C., Muxagata, E., Miyashita, L. K. & Oliveira, L. P. 2006. O zooplâncton na região entre o Cabo de São Tomé (RJ) e o Chuí (RS). *In: Rossi-Wongschowski, C. L. D. B. & Madureira, L. S. (Orgs.). **O Ambiente Oceanográfico da Plataforma Continental e do Talude na Região Sudeste-Sul do Brasil***. EDUSP, São Paulo. 265-358 pp.
- Macedo-Soares, L. C. P., Freire, A. S., Koettker, A. G., Menezes, B. S., Fernández, D. B. & Brandão, M. C. 2009a. Zooplâncton. *In: Hazin, F. H. V. (Ed.). **O Arquipélago de São Pedro e São Paulo: 10 anos de Estação Científica***. SECIRM, Brasília. 128-137 pp.
- Macedo-Soares, L. C. P., Brandão, M. C., Koettker, A. G., Menezes, B. S., Stumpf, L. & Freire, A. S. 2009b. O zooplâncton no Arquipélago de São Pedro e São Paulo. *In: Mohr, L. V., Castro, J. W. A., Costa, P. M., Válka, R. (Orgs.). **Ilhas oceânicas brasileiras: da pesquisa ao manejo - Volume II***. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 485-501 pp.
- Mayer, F. P., Marques, R. S. S., Souza, R. E., Bender, M., Beduschi, T. & Freire, A. S. 2008. Levantamento zooplânctônico na zona de arrebentação das praias da Armação e do Matadeiro, Florianópolis-SC. *In: Hanazaki, N., Dias, B. B., Otegui, M. B. P., Petrucio, M. M. (Orgs.). **Ecologia de Campo Volume 1***: 91-101.
- Palacios, D. M. 2002. Factors influencing the island-mass effect of the Galapagos Archipelago. **Geophysical Research Letters** 29 (23): 2134-2137.
- Pereira, R. C. & A. Soares-Gomes. 2002. **Biologia Marinha**. Editora Interciência, Rio de Janeiro. 382pp.
- Smith, D. L. 1977. **A Guide to Marine Coastal Plankton and Invertebrate Larvae**. Kendall/Hunt Publishing Company. California, USA. 161 pp.

Soares, A. D., Silveira, M., Hennemann, M. C., Zocche-de-Souza, P., Viancelli, A. & Freire, A. S. 2008. Zooplâncton na zona de arrebentação da praia do Matadeiro e da Armação e no canal do Rio Sangradouro. *In*: Hanazaki, N., Dias, B. B., Otegui, M. B. P. & Petrucio, M. M. (Orgs). **Ecologia de Campo Volume 1**: 57-68.

Influência da ação humana sobre a distribuição e o comportamento de *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea: Decapoda, Ocypodidae)

Oliveira, A. F. S. de, Oortman, M. S., Farias, P. M., Scarponi, T. M., Angri, C., Marques, J. S. J. Segal, B., Kanaan, V.

Introdução

O caranguejo semi-terrestre *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea: Decapoda, Ocypodidae), conhecido popularmente como maria-farinha, caranguejo-fantasma, “ghost crab” apresenta ampla distribuição na costa atlântica ocidental, sendo encontrado desde o litoral sul do Canadá até o litoral sul do Brasil (Melo, 1996). A espécie é bastante conspícua e habita praias arenosas (Rosa & Borzone, 2008). Atividades antrópicas influenciam as populações de *O. quadrata* de diferentes maneiras. Branco et al. (2010) reportam que atividades como caminhada e prática de esportes em praias de Santa Catarina têm influência direta na frequência de forrageamento e escavação de *O. quadrata*. Neste mesmo ambiente, constatou-se que o tráfego intenso de veículos influencia negativamente as populações de maria-farinha, em contra partida, em praias onde se encontram restos de alimento deixados pela atividade turística, as populações de *O. quadrata* tendem a ser maiores, uma vez que o animal é capaz de consumir este recurso (Blankensteyn, 2006). A versatilidade e a abundância de *O. quadrata* levou estudos prévios a considerar a presença de tocas de caranguejos do gênero *Ocypode* como uma ferramenta indicativa de impactos ambientais (Barros, 2006).

Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo verificar a influência de efeitos de atividades antrópicas e variáveis abióticas sobre o comportamento e distribuição de *O. quadrata*.

Material e Métodos

Área de Estudo

A Ilha do Campeche/SC é patrimônio tombado pelo IPHAN, sua paisagem é composta por uma matriz de Floresta Ombrófila Densa com manchas de restinga, costões rochosos, praia arenosa, trilhas, áreas em regeneração, e edificações (Mazzer, 2012). O estudo foi realizado na única praia arenosa da ilha, denominada Praia da Enseada, no dia 31 de outubro de 2012 entre 10 e 12h.

Caracterização dos sítios amostrais

Foram escolhidos três sítios amostrais (Figura 1) com uma área planimétrica total de aproximadamente 2,1 ha ao longo da Praia na Ilha do Campeche, os locais foram discriminados segundo tipo de uso antrópico e por suas características físicas.

Área para banho de sol: Este sítio é limitado por restinga na margem oposta à linha d'água. Próximo à vegetação existe um restaurante que serve seus clientes sobre a areia em época de temporada, o qual se encontrava fechado no momento da coleta de dados. Este é o sítio amostral de menor extensão, sendo limitado em sua porção norte por costão rochoso.

Áreas de embarque e desembarque: Área central, a vegetação que a margeia é mais densa e sombreia uma pequena parte da areia. Esta área é limitada em sentido norte/sul por duas áreas de desembarque

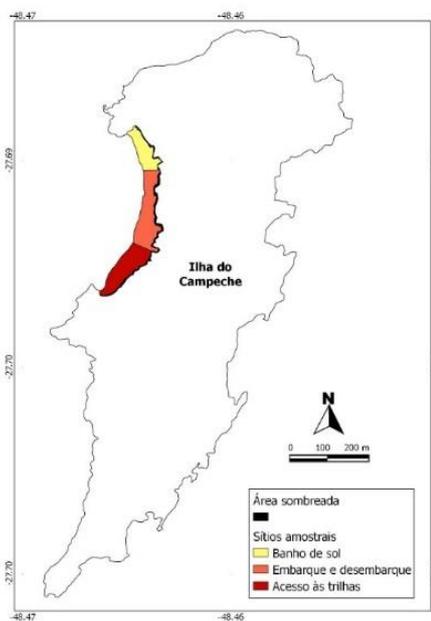


Figura 1. sítios amostrais para estudo de comportamento e distribuição de *Ocypode quadrata* na Ilha do Campeche/SC.

para turistas e trabalhadores da Ilha do Campeche. Na margem oposta da linha d'água encontram-se três edificações. Um restaurante, o qual também serve seus clientes sobre a areia, neste caso, toda a área encontra-se no supralitoral; uma cabana de madeira, única edificação de moradia permanente (Cancian, 2013); e a sede da Associação Couto de Magalhães. Esta área dá acesso às trilhas para o interior da Ilha.

Área de acesso às trilhas: É a área de maior sombreamento, neste caso, parte do dossel de Floresta Ombrófila de Mata Densa recobre a porção superior do mesolitoral, é a região menos declivosa que dá acesso em sua porção sul às trilhas terrestres e subaquáticas. Estas últimas margeiam o costão rochoso.

É importante ressaltar que o uso da praia varia sazonalmente. Em época de temporada, entre os meses de verão, a visita na Ilha é mais intensa, o lugar pode receber até 800 visitantes por dia, os quais desembarcam na Praia da Enseada (Cancian, 2013). Apesar do potencial turístico em momentos fora de férias escolares e feriados a frequência de visitantes é baixa, nestes períodos os restaurantes permanecem fechados. O trabalho se deu no final da baixa temporada, no mês de novembro, quando havia pouco trânsito de turistas e embarcações, em momentos em que os restaurantes permaneciam fechados.

Amostragem

Caracterização do habitat

Os três sítios de amostragem foram percorridos buscando tocas de *O. quadrata*, as quais foram contabilizadas. O período de amostragem em cada sítio foi de cerca de 30 minutos. Foram realizadas medidas de distância da vegetação e da água para cada toca avistada. Cada toca também foi classificada em relação a sua exposição à insolação, sendo classificadas como sombreadas e não sombreadas. Foi realizada classificação das tocas, em estado ativo ou inativo. Tocadas que apresentavam atividade foram caracterizadas por um volume de areia removida, bem como a presença de rastros, as tocas inativas não apresentavam essas características.

Em laboratório os limites dos sítios amostrais foram vetorizados com auxílio de ferramentas gratuitas do programa *Google Earth*. Os polígonos foram analisados quanto a sua área planimétrica com o uso de um programa distinto, mas também de uso livre, *Quantum Gis Lisboa* (Figura 1).

Dados comportamentais

Para analisar a resposta do caranguejo em relação a humanos, o comportamento de indivíduos de maria-farinha também foi observado nos mesmos sítios amostrais. Em cada sítio quatro observadores verificavam a presença do animal. Confirmada a presença, um observador se aproximava do animal até momento em que o caranguejo entrava na toca. Foi mensurada a máxima distância de aproximação do observador em relação ao animal com o auxílio de uma trena. Em seguida foi medido o tempo que o indivíduo levou para sair de sua toca a uma distância de observação de três metros. O tempo máximo de espera foi de cinco minutos.

Resultados e Discussão

Ao todo foram avistadas 182 tocas de *Ocypode quadrata*. A maior parte delas encontravam-se expostas à insolação (n=145), localizadas no supralitoral (n=166) e ativas (n=131). O sítio amostral denominado *Área de Acesso às trilhas* apresentou o maior número de tocas (n=66), seguido dos valores encontrados para o sítio *Área para banho de sol* (n=59) e de *Área para Embarque e desembarque* (n=57) (**Tabela 1**).

Ocypode quadrata é um animal generalista, apresentando hábitos de forrageamento flexíveis, tanto com relação a sua dieta quanto com relação aos períodos de forrageamento (Strachan et al. 1999, Branco et al. 2010). Os períodos de maior atividade de *O. quadrata* estão fortemente relacionados às condições ambientais, como temperatura, direção dos ventos e eventos de ressaca (Alberto & Fontoura, 1999), condições que em uma faixa de 500m de praia, como a região amostrada, devem ser similares por sua extensão. Estas características podem explicar o fato de um número semelhante de tocas terem sido contabilizadas entre os três sítios

amostrais, a despeito das diferentes atividades humanas atribuídas entre os sítios.

Tabela 1 Número de tocas de *Ocypode quadrata* avistadas ao longo da Praia da Enseada, Ilha do Campeche/SC, a qual foi subdividida em três sítios amostrais de acordo com a atividade antrópica predominante. As tocas também foram caracterizadas de acordo com sua exposição à insolação e à zonação praial, além da observação de indícios da presença do animal. Onde: Supral. = supralitoral; Infralit. = Infralitoral.

Área	Sombreamento		Ambiente		Atividade		Total de tocas
	Sim	Não	Supral.	Mesolit.	Ativa	Inativa	
Acesso às trilhas	19	47	59	7	42	24	66
Banho para Sol	18	41	53	6	42	17	59
Embarque e desembarque	0	57	54	3	47	10	57
Total de tocas	37	145	166	16	131	51	182

Em termos de números absolutos a maior parte das tocas encontravam-se sob insolação, entretanto, com exceção do sítio amostral *Área de embarque e desembarque*, na qual nenhuma toca apresentava-se sob sombreamento, a densidade de tocas foi até quatro vezes maior nas áreas sombreadas (Tabela 2).

A distribuição das tocas talvez possa ser explicada do ponto de vista fisiológico e adaptativo, visto que, *O. quadrata* tem baixa tolerância à dessecação em comparação a outros caranguejos semiterrestres. A uma taxa de desidratação de 3,6% por um período de 90 min. a velocidade máxima que o animal pode atingir em atividade aeróbica diminui até 32% (Weinstein et al. 1994 & Weinstein, 1998).

Tabela 2 Densidade de tocas a partir da estimativa da área planimétrica dos sítios amostrais.

Sítio amostral	Área (m ²) Planimétrica		N° de tocas		Densidade de tocas (n°/m ²)		Densidade total de tocas (n°/m ²)
	Área somb.	Área exp.	Área Somb.	Área Exp.	Área somb.	Área exp.	
Banho de Sol	347,4	4052,2	18	41	0,052	0,01	0,013
Embarque e desembarque	1043,2	7931,1	0	57	0	0,007	0,006
Acesso às trilhas	562,9	6612,2	19	47	0,033	0,007	0,009
Somatória	1953,5	18595,6	37	145	0,086	0,024	0,029

Seguindo esta linha de raciocínio seria coerente esperar que o maior número de tocas avistadas se encontrasse na região do mesolitoral, onde a umidade do sedimento é maior e a profundidade do aquífero é menor, entretanto, *O. quadrata* absorve umidade via cerdas especializadas que não requerem imersão, apenas contato direto com sedimento umedecido (Wolcott, 1984), a adaptação permite ao animal um maior distanciamento da linha d'água, como já descrito em estudos prévios (Alberto & Fontoura, 1999) e a localização das tocas sobre áreas sombreadas pode trazer vantagens em termos de prevenção de dessecação.

Dados comportamentais

Em campo, não foram avistados indivíduos no sítio amostral *Área de acesso às trilhas*, já nos sítios *Área de Embarque e desembarque* e *Área para banho de sol* foram avistados 3 e 5 indivíduos, respectivamente. A maior aproximação que um observador pode fazer de um caranguejo ocorreu no sítio amostral com maior trânsito de humanos, a *Área de embarque e desembarque*, superando em quase 3 vezes a maior distância de aproximação da *Área de Banho de Sol*. A maioria dos animais avistados não reemergiu de sua toca após um período de 5 minutos (n=5), além disso, tanto o maior quanto o menor período para a saída do animal de sua toca foram observados no sítio *Área para Banho de sol* (Tabela 3).

O número de caranguejos maria - farinha avistados durante o período de amostragem foi relativamente baixo ($n = 8$) para fins de comparações de médias em relação aos dados biológicos. Apesar disso, os dados brutos dão margem à discussão.

Tabela 3 Distância máxima que um observador alcançou com relação aos indivíduos de *Ocyroide quadrata* antes de sua fuga. Tempo de saída da toca após o comportamento de fuga, medido em um período limite de cinco minutos.

Área	Indivíduo	Distância máxima de Aproximação humana (cm)	Tempo de saída da toca (seg)
Embarque e desembarque	1	140	Não saiu
	2	344	108
	3	395	Não saiu
	4	305	Não saiu
Banho de Sol	5	470	Não saiu
	6	557	33
	7	586	Não saiu
	8	804	216
Total de indivíduos observados	8		

Os momentos de maior frequência de atividade de *O. quadrata* estão mais relacionados às condições ambientais que ao período do dia. Alberto & Fontoura (1999) discutem que na faixa de temperatura de 15 a 16 °C os caranguejos podem ser avistados mais facilmente, os autores também salientam que a direção dos ventos pode induzir a reclusão dos caranguejos em suas tocas. No presente trabalho, as observações em campo se deram entre 10 e 12h em um dia de verão, o que pode estar relacionado ao baixo número de avistamento de animais. Em contrapartida, aqueles indivíduos que ainda mantinham atividades se depararam com a suposta ameaça da aproximação do observador e, neste caso, os efeitos da aproximação e da temperatura atuaram sinergicamente inibindo o reaparecimento dos animais após sua fuga para a toca ($n=5$).

A despeito do baixo número de animais observados, tocas ativas compreenderam 72% do total das tocas observadas. Uma relação que se manteu alta em todos os sítios amostrais (Tabela 1), indicando não apenas a presença dos animais, mas também uma frequência alta de atividade em um período recente. O período pode ter transcorrido em um momento imediatamente anterior ao início das observações, quando a temperatura da areia esteve provavelmente mais baixa durante as primeiras horas da manhã.

A maior aproximação que um humano pode fazer ocorreu no sítio amostral de maior trânsito de pessoas e embarcações. Estes dados sugerem que caranguejos podem ter passado por um processo de habituação, o qual é observado em quase todos os táxons animais. A habituação se dá pela diminuição progressiva da capacidade de resposta a um evento que tem, ao longo do tempo, se mostrado irrelevante (Raderschall et al., 2011). A medição deste tipo de comportamento exige um grande esforço amostral, uma vez que, mesmo tratando-se de apenas um indivíduo, o tipo de resposta a um estímulo potencialmente habitante pode variar consideravelmente (Walker, 1972; Raderschall et al., 2011; Hemmi & Tomsic, 2012). Apesar disso, o comportamento de habituação é bem descrito em caranguejos por diversos estudos, tanto em ambiente natural quanto em condições laboratoriais (Walker, 1972; Raderschall et al., 2011; Hemmi & Tomsic, 2012).

Conclusão

Ocypode quadrata constrói tocas preferencialmente em locais sombreados. Os resultados apresentados corroboram com estudos prévios que descrevem estratégias evolutivas encontradas pelo animal para evitar dessecação.

Ao que tudo indica, o caranguejo maria-farinha apresenta capacidade de habituação com relação à aproximação humana.

Bibliografia

Alberto, R.M.F. & Fontoura, N.F. 1999. Distribuição e Estrutura Etária de *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Decapoda, Ocypodae)

- em praia arenosa do litoral sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**. 59: 95–108.
- Barros, F. 2006. Ghost crabs as a tool for rapid assessment of human impacts on exposed sandy beaches. **Biological Conservation**. 97: 309–404.
- Blankensteyn, A. 2006. O uso do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius) (Crustacea, Ocypodidae) como indicador de impactos antropogênicos em praias arenosas da Ilha de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. 23: 870–876.
- Branco, J.O., Fracasso, H.A.A., Hillesheim, J.C., Christoffersen, M.L. & Evangelista, C.L. 2010. Bioecology of the ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea: Brachyura) compared with other intertidal crabs in the southwestern atlantic. **Journal of Shellfish Research**. 29: 503–512.
- Cancian, N. 2013. Aposentado mora sozinho em ilha catarinense há 18 anos. **Folha de São Paulo**.
- Hemmi, J.M. & Tomsic, D. 2012. The neuroethology of escape in crabs: from sensory ecology to neurons and back. **Current opinion in neurobiology** 22: 194–200.
- Mazzer, A.M. 2012. Aspectos da ecologia da paisagem da Ilha do Campeche (Florianópolis-SC). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil, 490p.
- Melo, G. 1996. **Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) no litoral brasileiro**. São Paulo: Plêiade, 603p.
- Raderschall, C.A., Magrath, R. D & Hemmi, J.M. 2011. Habituation under natural conditions: model predators are distinguished by approach direction. **The Journal of experimental biology**. 214: 4209–16.
- Rosa, L. & Borzone, C. 2008. Spatial distribution of the *Ocypode quadrata* (Crustacea: Ocypodidae) along estuarine environments in the Paranaguá Bay Complex, southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**. 25: 383–388.
- Strachan, P.H., Smith, R.C., Hamilton, D.A.B & Taylor, A.C. 1999. Studies on the ecology and behaviour of the ghost crab, *Ocypode cursor* (L.) in northern Cyprus. **Scientia Marina**. 63: 51–60.
- Veloso, V.G., Silva, E.S., Caetano, C.H.S & Cardoso, R.S. 2006. Comparison between the macroinfauna of urbanized and protected beaches in Rio de Janeiro State, Brazil. **Biological Conservation**. 127: 510–515.
- Walker, I. 1972. Habituation to disturbance in the fiddler crab (*Uca annulipes*) in its natural environment. **Animal Behaviour**. 20: 139-146.

- Weinstein, R.B., Full R.J. & Ahn, A.N. 1994. Moderate dehydration decreases locomotor performance of the ghost crab, *Ocypode quadrata*. **Physiological Zoology**. 67: 873–891.
- Weinstein, R.B. 1998. Effects of Temperature and Water Loss on Terrestrial Locomotor Performance in Land Crabs: Integrating Laboratory and Field Studies. **Integrative and Comparative Biology**. 38: 518–527.
- Wolcott, T.G. 1984. Uptake of interstitial water from soil : mechanisms and ecological significance in the ghost crab *Ocypode quadrata* and two gecarcinid land crabs. *Physiological Zoology* 57: 161–184.

Resposta da comunidade macrobêntica a um gradiente de distúrbios de ação mecânica das ondas e de dessecação

Lima, R. E. M., Maurício, L. S., Bogoni, J. A., Brito, F. P., Rezende, R., Batista, M., Martins, C. Horta, P.

Introdução

Os organismos presentes em um costão rochoso se distribuem em zonas ou faixas dispostas horizontalmente e organizadas em um eixo vertical do substrato, sendo estas faixas visíveis em relação aos níveis da maré. Cada espécie é mais abundante em locais onde determinada amplitude de variação de fatores ambientais específicos favorecem sua sobrevivência. Este padrão é denominado zonação e é mais nítido na região entremarés, conhecida também como mesolitoral (Mais, 2007; Coutinho, 2002).

As macroalgas e os invertebrados que ocorrem no mesolitoral estão sujeitos a períodos alternados de total imersão ou emersão. O aumento da hidrodinâmica ou da energia das ondas amplia os limites do mesolitoral por simplesmente promover a extensão para níveis topográficos relativamente superiores das condições ambientais favoráveis para cada população em relação aos ambientes de baixa energia de onda ou protegidos. A zona do mesolitoral possui um grande número de invertebrados bentônicos, como os crustáceos cirrípedes e os moluscos bivalves caracterizados, por exemplo, pelo gênero *Brachidontes*. Os cirrípedes do gênero *Chthamalus* são mais abundantes na parte superior do mesolitoral, enquanto que os do gênero *Tetraclita* ocupam predominantemente a parte média do mesolitoral (Coutinho, 2002). Segundo o referido autor, esta zona mesolitorânea pode ser delimitada pela ocorrência destes organismos sésseis, estendendo-se desde a faixa de *Chthamalus bisinuatus* até o início da zona de *Sargassum furcatum* Kützing e de ouriços-do-mar.

Além do gradiente de distribuição vertical das espécies, também podem ser observadas variações ao longo do eixo horizontal do costão, ou seja, em uma escala horizontal, a variabilidade espacial também pode estar relacionada ao grau de exposição às ondas. Uma

costa mais aberta está sujeita a um batimento mais forte de ondas em relação a uma área mais abrigada (Mais, 2007). A ação das ondas pode afetar os organismos através do stress mecânico, que exerce forte pressão sobre os mesmos, e da extensão dos limites da zona entremarés, onde salpicos de água salgada amenizam a aridez do substrato nos níveis superiores (Nybakken, 2001).

A existência de oscilação de maré na região de costões rochosos promove várias adaptações à perda de água por dessecação, principalmente em organismos que habitam a região superior do costão (Coutinho, 2002). A zonação vertical das espécies na comunidade entremarés é resultado da fisiologia dos organismos relacionada a fatores físicos do ambiente, como a ação das ondas, a temperatura, a dinâmica das marés, e a heterogeneidade topográfica. Porém, é difícil de avaliar a importância de cada fator devido à interação entre os mesmos (Mais, 2007).

Uma das propostas de Connell (1978) é a “hipótese do distúrbio intermediário”, que sugere ambientes de recife de coral e florestas tropicais possuem diversidade maior quando os distúrbios são intermediários no que se refere à sua frequência e intensidade. Assim, a teoria do distúrbio intermediário pode ser avaliada considerando a interação de fatores naturais e importantes para a determinação das fisionomias em costões rochosos, tais como a hidrodinâmica e a exposição ao ar (Figura 1). Dessa forma, a interação desses fatores produziria distúrbios extremos considerando a soma de condições extremas de cada um dos fatores isoladamente? Ou estes fatores poderiam de alguma maneira se anular, como por exemplo, em condições de hidrodinâmica máxima o distúrbio da exposição ao ar seria mínimo?

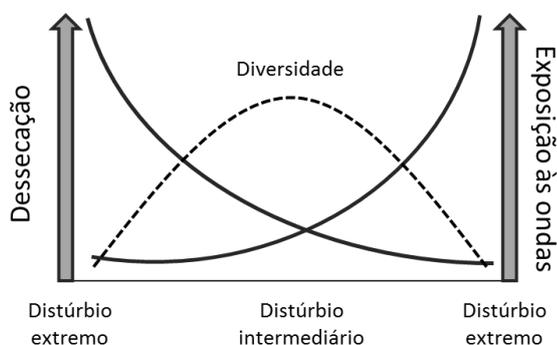


Figura 1. Efeitos hipotéticos da interação dos distúrbios de ação das ondas e da dessecação na riqueza de algas marinhas (linha pontilhada representaria a variação da diversidade em função da variação dos distúrbios - linhas sólidas, destacando-se que em distúrbio intermediário a diversidade seria máxima).

Um local que apresenta condições extremas de um dos fatores teria uma menor diversidade devido à dominância de poucas espécies que resistem ao estresse provocado por este fator. Da mesma forma, locais com condições intermediárias podem ter uma perturbação média para ambos os fatores. Assim, a comunidade desta faixa intermediária não sofreria pressão extrema de dessecação e ação mecânica das ondas apresentando maior diversidade.

Nesta lógica, a hipótese do presente trabalho é que áreas com maior dessecação e hidrodinamismo apresentam menor riqueza e diversidade da comunidade macrobentônica quando comparada às áreas com influência média de ambos os fatores. Sendo assim, objetivou-se i) descrever a estrutura da comunidade macrobentônica considerando diferentes graus de exposição ao ar e às ondas destacando a variação de descritores como a riqueza e diversidade de algas marinhas em costão rochoso, e ii) estudar o efeito mecânico das ondas no peso, altura e abundância de estruturas reprodutivas de *Sargassum* spp.

Metodologia

O estudo foi realizado na Praia da Armação, localizada ao sul da Ilha de Santa Catarina. Foram realizadas amostragens para coleta de algas em sete pontos ao longo do costão rochoso através de transectos de cinco metros para detalhamento de aspectos qualitativos relacionados com as respectivas áreas. As coletas foram realizadas entre às 7:00 e 8:30hs da manhã, permitindo o estudo durante o período de maré baixa.

Dois tipos de distúrbios foram analisados: a ação mecânica das ondas (horizontal) e a dessecação (vertical). Para isso, foram feitas coletas em três estratos diferentes do mesolitoral: inferior, médio e superior.

Em cada ponto amostral, foi utilizado o método de fotoquadrado, que consiste na análise do recobrimento percentual da comunidade macrobêntica (riqueza e abundância) (para mais detalhes ver Kohler et al., 2006). Neste método, são escolhidos ao acaso locais de amostragem de onde é tirada uma fotografia do quadrado (25cm x 25cm) que delimita o ponto a ser analisado. Foram utilizados cinco fotoquadrados por estrato, totalizando 15 fotoquadrados por ponto amostral. Além disso, foram coletados cinco indivíduos de *Sargassum* spp. por ponto amostral.

Em laboratório, as algas foram identificadas a partir das coletas qualitativas e dos registros fotográficos (fotoquadrado) e os cinco indivíduos selecionados de *Sargassum* spp. foram medidos (comprimento) e pesados (peso úmido). Por fim, foi verificada a estrutura reprodutiva desses indivíduos e classificada em ausente, rara e abundante.

Para avaliar a estrutura da comunidade bentônica marinha nos fotoquadrados, calculou-se a riqueza e descritores sintéticos de diversidade como o índice de Shannon-Wiener e Dominance (Simpson-1) (Magurran 1991). Todos os índices foram calculados usando a porcentagem de cobertura dos organismos fotografados nas sub-amostras de cada ponto amostral. A ANOVA-fatorial foi usada para verificar diferença entre a riqueza, índice de Shannon-Wiener e Dominance entre os pontos amostrais e estratos do

mesolitoral. A normalidade foi testada por meio do teste de Kolmogorov-Smirnov, e quando necessário os dados foram transformados através de $\log_{10}(x+1)$. Para discriminar as diferenças entre as categorias testadas utilizou-se teste de Newman-Keuls (Zar 1996). Além dos descritores de diversidade, foi testada por uma PerMANOVA a eventual existência de padrão na estrutura da comunidade macrobêntica em relação aos fatores de hidrodinamismo e dessecação e a interação entre estes, baseada na porcentagem de cobertura, usando a matriz de distância (Bray-Curtis), usando um teste de permutação (10000) com pseudo-F (função Adonis, pacote vegan para R; Oksanen et al., 2008). A análise SIMPER entre os estratos do mesolitoral e entre os pontos amostrais estudados foram utilizados para determinar quais os *taxa* foram responsáveis pelas respectivas fisionomias observadas (Clarke, 1993).

No teste de hipótese em relação ao estado fenológico de *Sargassum* spp., também foi usada uma ANOVA-fatorial para verificar a diferença entre peso, comprimento e estrutura reprodutiva de *Sargassum* spp. entre os pontos estudados do mesolitoral e todas as premissas foram obedecidas como descrito anteriormente. O grau de associação entre as variáveis estudadas foi observado a partir da análise da correlação de Spearman (ρ), levando em consideração $p < 0.05$. O coeficiente ρ de Spearman varia entre -1 e 1, onde os valores iguais ou superiores a 0.70 indicam uma forte correlação, de 0.30 a 0.7 indica correlação moderada e de 0 a 0.30 uma fraca correlação (Zar 1996).

Resultados e Discussão

Foram encontradas, no total, 30 espécies de macroalgas marinhas, sendo que a maioria (17) são pertencentes ao grupo das rodófitas (Tabela 1). As espécies mais comuns foram *Jania crassa* e *Ulva lactuca*, sendo observadas em todos os pontos de amostragem. Foram observados também crustáceos cirrípedes dos gêneros *Chthamalus* e *Tetraclita*. Ambos foram encontrados principalmente do estrato superior do mesolitoral.

Tabela 1. Espécies de macroalgas encontradas, cada ponto (1-7) amostrado do costão rochoso da Praia da Armação, Florianópolis.

Espécies	1	2	3	4	5	6	7	TOTAL
<i>Arthrocardiagardneri</i> Manza*	x	x	x	x		x	X	6
<i>Amphiroa</i> sp. J.V.Lamouroux*				x				1
<i>Ceramiaceae</i> sp.1*		x		x				2
<i>Chaetomorpha antennina</i> Kützing**	x	x	x	x			x	5
<i>Champia parvula</i> (C.Agardh) Harvey*							x	1
<i>Cheilosporum sagittatum</i> (J.V.Lamouroux) Areschoug*							x	1
<i>Cladophora</i> sp. Kützing**	x							1
<i>Codium taylorii</i> P.C.Silva**	x	x			x	x		4
<i>Codium intertextum</i> Collins & Hervey**			x		x		x	3
<i>Colpomenia sinuosa</i> (Mertens ex Roth) Derbès & Solier***	x	x	x	x	x	x		6
<i>Cryptopleura ramosa</i> (Hudson) L.Newton*		x	x	x	x		x	5
<i>Derbesia marina</i> (Lyngbye) Solier**	x		x	x	x	x		5
<i>Ectocarpaceae</i> sp.1***	x	x	x	x			x	5
<i>Ectocarpaceae</i> sp.2***			x					1
<i>Gymnogongrus griffithsiae</i> (Turner) Martius*				x				1
<i>Heterosiphonia gibbesii</i> (Harvey) Falkenberg*						x		1
<i>Hypnea musciformis</i> (Wulfen) J.V.Lamouroux*	x	x	x	x	x	x		6
<i>Hypnea spinella</i> (C.Agardh) Kützing*			x	x	x	x	x	5
<i>Jania crassa</i> J.V.Lamouroux*	x	x	x	x	x	x	x	7
<i>Jania adhaerens</i> J.V.Lamouroux*					x			1
<i>Levringia</i> sp. Kylin***	X		x					2
<i>Nemalion helminthoides</i> (Velley) Batters*			x		x	x	x	4
<i>Petalonia</i> sp. Derbès & Solier***	X	x			x			3
<i>Plocamiun brasiliense</i> (Greville) M.A.Howe & W.R.Taylor*						x		1
<i>Porphyra</i> sp.1 C.Agardh*	X		x					2
<i>Pterosiphonia parasitica</i> (Hudson) Falkenberg*	X			x	x		x	4
<i>Pterocliadiella capilacea</i> (S.G.Gmelin) Santelices & Hommersand*	X	x	x	x	x			5

Tabela1. (Continuação).

Espécies	1	2	3	4	5	6	7	TOTAL
<i>Sargassum cymosum</i> C.Agardh***	X	x		x	x	x	x	6
<i>Sargassum furcatum</i> Kützing***		x						1
<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus**	X	x	x	x	x	x	x	7
Riqueza	16	1 4	1 6	1 6	1 5	1 2	1 3	

*Rhodophyta, **Chlorophyta, ***Phaeophyceae

A porção do mesolitoral superior apresentou riqueza menor quando comparada às demais (Newman-Keuls, $p > 0,05$), enquanto que esta se diferiu nos pontos P3 e P4 em relação ao P5 e P6 (Newman-Keuls, $p > 0,05$). Entretanto, a interação entre os fatores não apresentou diferença significativa. Assim como a riqueza, quando avaliado, o índice de Shannon, apresentou os menores valores na porção superior do mesolitoral quando comparada às demais (Newman-Keuls, $p > 0,05$), e também esta se diferiu nos pontos P3 e P4 em relação ao P5 e P6, além da interação entre os dois fatores (Newman-Keuls, $p > 0,05$). Por outro lado a dominância apresentou um padrão contrário ao observado pela riqueza e diversidade de Shannon, com os maiores valores observados na porção do mesolitoral superior (Figura 2; Tabela 2).

Estas métricas mostram que o efeito da dessecação produz desdobramentos ecofisiológicos mais evidentes alterando substancialmente a estrutura da comunidade, sendo estas particularidades evidentes mesmo sob a métrica paramétrica. Por outro lado o efeito esperado em relação ao hidrodinamismo, assim como em relação à interação entre este fator e a dessecação não

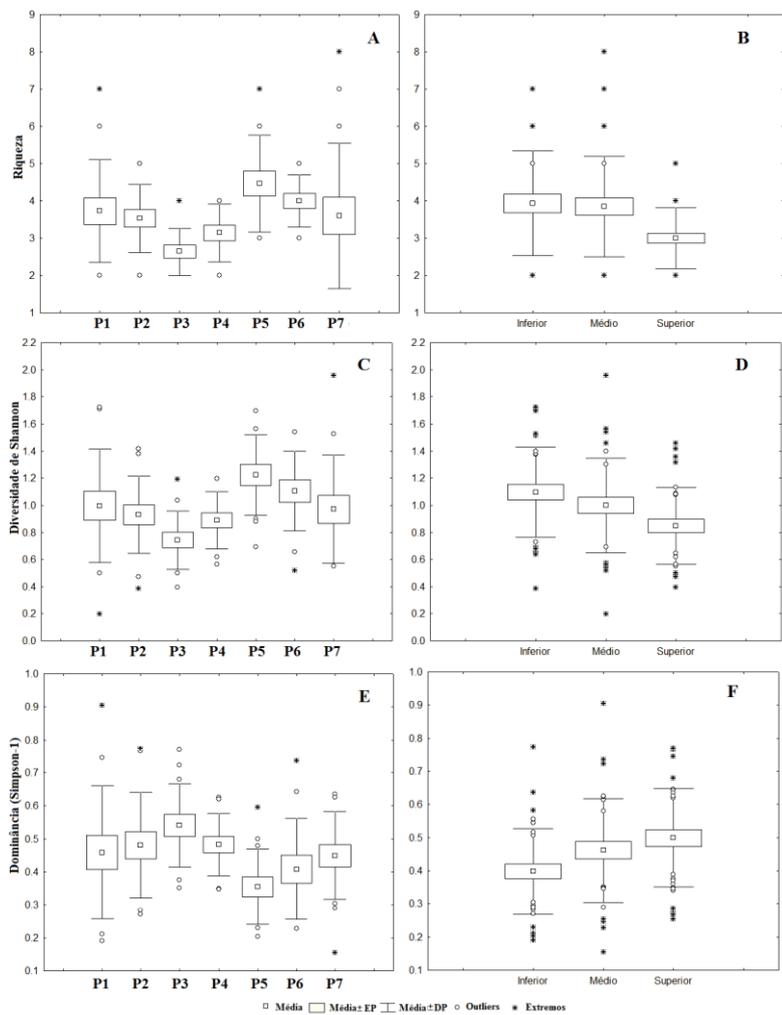


Figura 2. Valores médios, erro padrão, desvio padrão, outliers e extremos da riqueza (A e B), diversidade de Shannon (C e D) e Dominância (Simpson -1) entre os pontos (A, C e E) e os estratos do mesolitoral (B, D e F).

foram observadas diferenças marcantes. Destaca-se ainda, considerando esta perspectiva, que outros fatores devem ser ainda considerados em estudos futuros, tais como a heterogeneidade do substrato ou mesmo sua composição, por terem o potencial de

inserir heterogeneidade nas análises fragilizando o teste de hipóteses. Outro aspecto importante é que a grande variação destas métricas ao longo dos pontos pode indicar que o hidrodinamismo entre os mesmo não variou com tanta intensidade como este. Entretanto, é observado um ligeiro aumento da riqueza e diversidade de Shannon nos trechos de maior hidrodinamismo, possivelmente em função da amenização de dessecação pelos espirros de água marinha e conseqüente maior disponibilidade de nichos potenciais nas áreas mais altas do costão. Como conseqüência destes mesmos fatores, a dominância foi maior nos trechos de menor hidrodinâmica e estratos superiores.

Tabela 2. Valores dos graus de liberdade (GL), GL residual, F e significância ANOVA Fatorial da riqueza, diversidade de Shannon e Dominância (Simpson-1).

	ANOVA Fatorial		
	GL	F	p
Riqueza			
Pontos	6	3.906	0.002
Extratos	2	6.877	0.002
Pontos:Extratos	12	1.339	0.214
Resíduo	80		
Diversidade de Shannon			
Pontos	6	4.072	0.001
Extratos	2	5.820	0.004
Pontos:Extratos	12	1.968	0.038
Resíduo	80		
Dominância (Simpson-1)			
Pontos	1	3.922	0.002
Extratos	6	5.671	0.005
Pontos:Extratos	12	1.930	0.043
Resíduo	80		

Os nossos resultados globais sobre a estrutura da comunidade algas do mesolitoral observados sob a perspectiva não paramétrica mostrou diferença entre os pontos amostrais (PerMANOVA; $R^2_{(6,94)} =$

0,13, $p > 0,01$), extratos (PerMANOVA; $R2_{(2, 92)} = 0,30$, $p > 0,01$) e interação (PerMANOVA; $R2_{(12, 80)} = 0,24$, $p > 0,01$) entre estes os fatores. Todos os estratos se diferenciaram entre si, entretanto quando analisado os pontos, apenas o P4 se diferiu do P7 ($p > 0,05$). Os resultados da NMDS corroboram que esta diferença é mais clara quando estudados os estratos inferiores, médios e superiores do mesolitoral (Figura 3, A). Entretanto, apesar de haver diferença na composição desta comunidade entre os pontos no agrupamento formado pela NMDS, esta separação não foi clara (Figura 3, B). Esta

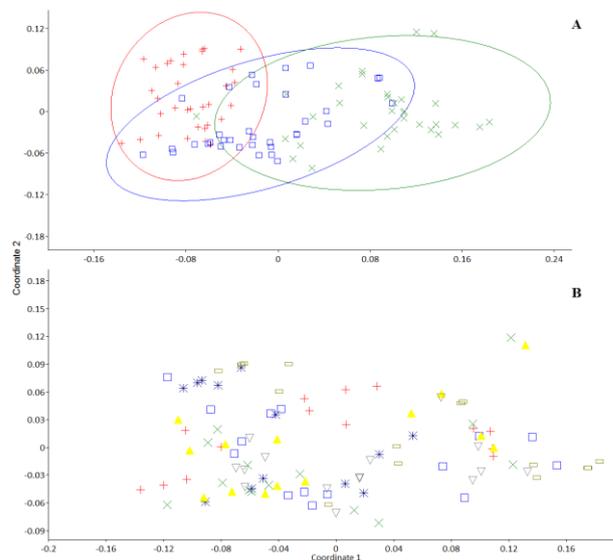


Figura 3. NMDS dos pontos amostrais entre os estratos (A) mesolitoral inferior (cruz), médio (quadrado) e superior (xis) e entre os pontos amostrais (B) P1 (triângulo invertido), P2 (quadrado), P3 (triângulo), P4 (xis), P5 (cruz), P6 (asterisco) e P7 (retângulo) do mesolitoral.

nítida separação entre os estratos do mesolitoral pode indicar que o hidrodinamismo entre os mesmos não variou com grande intensidade. Este fato é corroborado pelo fato da não segregação nítida dos pontos de coleta.

Mais do que somente um fator, a zonação de organismos bentônicos em costões rochosos reflete a interação de vários fatores físicos e biológicos, estabelecendo limites precisos de distribuição

(Coutinho, 2002). A comunidade de macroalgas pode crescer tanto em costões expostos à força das ondas, sendo que estas sofrem com a pressão da água sobre o talo e apressório, quanto em locais mais protegidos, como baías e estuários (Hurd, 2000).

Para a comunidade deste estudo, o fator de ação mecânica das ondas não causou uma grande diferença na diversidade ao longo do gradiente, provavelmente devido ao microclima do local habitado pela comunidade macrobêntica e à heterogeneidade do meio, ou apenas devido às condições de ondas do local de estudo. Contudo, como demonstrado na figura 4 (A), todos os pontos do estrato inferior do mesolitoral se mostraram mais homogêneos, provavelmente porque este estrato se encontra mais próximo do mar, não variando muito com o gradiente de ação das ondas. Já o estrato superior do mesolitoral aparece, nesta mesma figura, como sendo mais heterogêneo, justamente por estar mais afastado do mar e, portanto, ser mais afetado pela variação da ação das ondas. Este fato pode ser explicado devido ao efeito sinérgico entre o hidrodinamismo e dessecação, pois, a menor disponibilidade de água acaba sendo amenizada em locais com maior ação das ondas, devido ao aumento do alcance dos espirros de água salgada, diminuindo a dessecação no estrato superior do mesolitoral (Nybakken, 2001). Assim, este padrão observado para os resultados deste estudo não corroboraram diretamente a teoria do distúrbio intermediário, possivelmente pelas áreas estudadas não apresentarem variação extrema em suas características. Entretanto, o sinergismo previsto na hipótese foi observado, apesar de pouco definido.

A análise de SIMPER mostrou que *Sargassum* spp., *Ulva lactuca*, *Chthamalus bisinuatus* e *Jania crassa* são importantes representantes da comunidade de macrobentos, responsáveis por gerar as diferenças entre os tratamentos estudados. Os estratos mais similares em termos da composição da comunidade macrobêntica são os estratos inferior e médio do mesolitoral (Tabela 3). Este resultado poder ser explicado pela distribuição de *Sargassum* spp. no costão rochoso, sendo que esta alga se limita à região de maior proximidade e exposição à água salgada, o estrato inferior do mesolitoral e o infralitoral (Coutinho, 2002)

Tabela 3. Análise de SIMPER com os dois taxa de maiores valores de contribuição e acumulado entre os 3 estratos do mesolitoral e os pontos amostrais significativamente diferentes.

Táxon	Contribuição	Contribuição Acumulativa
Inferior X Médio (dissimilaridade= 76,3)		
<i>Sargassum</i> spp.	16,21	21,25
<i>Ulva lactuca</i>	14,09	39,72
Inferior X Superior (dissimilaridade= 94,7)		
<i>Chthamalus bisinuatus</i>	16,2	17,1
<i>Sargassum</i> spp.	16,08	34,06
Médio X Superior (dissimilaridade= 83,2)		
<i>Chthamalus bisinuatus</i>	15,83	18,8
<i>Ulva lactuca</i>	15,6	37,32
P4 X P7 (dissimilaridade= 81,7)		
<i>Jania crassa</i>	16,28	18,22
<i>Chthamalus bisinuatus</i>	13,82	33,68

O experimento com *Sargassum* spp. mostrou que o peso (ANOVA, $F_{(6, 26)} = 6,23$, $p > 0,01$), comprimento (ANOVA, $F_{(6, 26)} = 9,88$; $p > 0,01$) e estrutura reprodutiva (ANOVA, $F_{(6, 26)} = 2,70$, $p > 0,03$) se diferiram entre as áreas estudadas (Figura 5). Em relação ao peso e comprimento, P2, P3 e P4, que são considerados pontos pertencentes à área que sofre menor ação mecânica de ondas e, portanto mais protegida, apresentaram maiores valores de peso e comprimento quando comprado às demais (P5, P6 e P7) (Newman-Keuls, $p > 0,05$). Entretanto, referente à estrutura reprodutiva esta diferença foi encontrada apenas entre o P1 e o P3 (Newman-Keuls, $p > 0,05$) nas áreas estudadas (Figura 4).

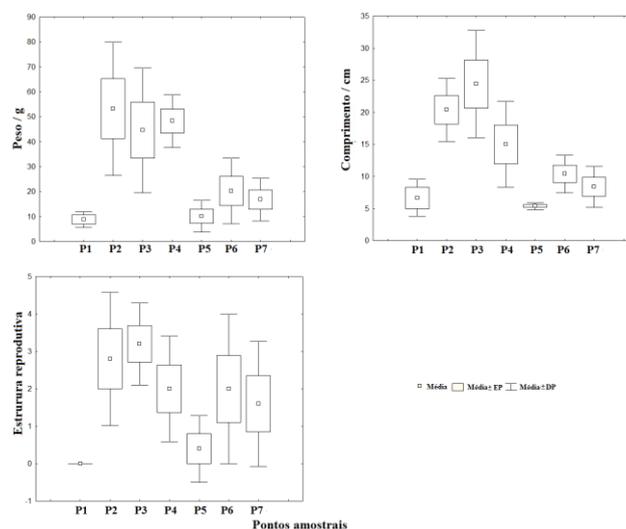


Figura 4. Valores médios, erro padrão e desvio padrão do peso (A), comprimento (B) e estrutura reprodutiva (C) de *Sargassum* spp. entre os pontos estudados do mesolitoral.

A correlação de Spearman's entre a área de exposição às ondas e o comprimento e peso de *Sargassum* spp. apresentaram valores negativos, mostrando que quanto maior a ação das ondas, menor o comprimento e peso desta alga. Já o comprimento foi positivamente correlacionado ao peso e ao número de estruturas reprodutivas (Tabela 4).

Tabela 4. Correlação de Spearman's entre os graus de proteção de ondas das áreas estudadas e os valores de estrutura reprodutiva, comprimentos (cm) e peso (g) de *Sargassum* sp. Onde: Estrut. = Estrutura.

	Estrut. reprodutiva	Comprimentos	Peso
Área de exposição	0.014	-0.385	-0.386
Est. reprodutiva		0.771	0.674
Comprimentos			0.840

Estes resultados são corroborados com o exemplo dado por Coutinho & Zalmon (2009), onde a área da alga influencia no quanto irá sofrer com a força do arrasto da água, podendo até ser desprendida do substrato, diminuindo sua sobrevivência. Por isso, o que ocorre é que as algas, neste caso o *Sargassum* spp., apresentam tamanho e peso menores em locais com maior exposição ao hidrodinamismo para suportar mais facilmente a ação das ondas e evitar seu desprendimento. Assim, em locais mais protegidos, as algas podem investir mais no crescimento e na reprodução, refletido aqui pela relação positiva entre o comprimento e o número de estruturas reprodutivas. Dessa forma a redução do desempenho fisiológico do *Sargassum* ou simplesmente a limitação de seu crescimento em áreas de maior hidrodinâmica corrobora pelo menos parcialmente os resultados da estrutura da comunidade. Esta limitação do desenvolvimento reduziria sua habilidade competitiva, resultando em uma população menos abundante, gerando tendências de redução da dominância nas áreas de maior hidrodinâmica, enquanto que a riqueza e a diversidade apresentariam tendências opostas. Estas respostas seriam plausíveis por ser o *Sargassum* um representante de espécies que são k estrategistas, e tendem a dominar os ambientes em condições de baixo distúrbio (Schermer et al., 2012). Os nichos abertos pela limitação do desempenho do referido táxon seriam ocupados por espécies efêmeras ou ausentes nas áreas de menos hidrodinâmica promovendo assim elevação dos descritores citados anteriormente.

Assim, pode-se concluir que através dos resultados de comunidade que o papel da dessecação na área estudada é maior que o do hidrodinamismo, mas ambos são importantes estruturadores da comunidade macrobêntica marinha em função do seu sinergismo neste processo, e a atenuação da dessecação com o aumento dos espirros de água marinha, corroborando em parte a hipótese inicial. Conclui-se também em relação ao *Sargassum* spp., que este é altamente afetado pelo hidrodinamismo, que atua negativamente através da ação física sobre o peso, comprimento e número de estruturas reprodutivas, corroborando a hipótese.

Agradecimentos

Agradecemos a FLORAM e aos gestores do Parque Municipal da Lagoa do Peri, pelo apoio logístico.

Bibliografia

- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, p. 117-143.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Ecology*, v.199, n. 4334, p. 1302-1310.
- Coutinho, R. 2002. Bentos de costões rochosos. In: Pereira, R. C. & Soares-Gomes (eds). **Biologia marinha**. Editora Interciência, Rio de Janeiro. 382p.
- Coutinho, R. & Zalmon, I. R. 2009. O bentos de costões rochosos. In: Pereira, R. C. & Soares-Gomes (eds). **Biologia marinha**. 2ed, Editora Interciência, Rio de Janeiro. 382p.
- Hurd, C. L. 2000. Water motion, marine macroalgal physiology, and production. **Journal of Phycology**. v. 36, p. 453-472.
- Kohler, K.E. & Gill, S.M. 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. **Computers and Geosciences**, v. 32, n. 9, p. 1259-1269.
- Magurran, A. E. 1991. **Ecological diversity and its measurement**. Chapman and Hall, London.
- 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.
- Nybakken, J. W. 2001. **Marine biology – an ecological approach**. 5th ed. Benjamin Cummings, San Francisco, 516p.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O’hara, B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H. & Wagner, H. 2008. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version. pp. 15–0.
- Scherner, F., Ventura, R., Barufi, J. B. & Horta, P. A. 2012. Salinity critical threshold values for photosynthesis of two cosmopolitan seaweed species: Providing baselines for potential shifts on seaweed assemblages. **Marine Environmental Research**, v. 79, p. 1-12.
- Zar, J. H., 1996. **Biostatistical analysis**. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

Avaliação do efeito sinérgico do hidrodinamismo e da dessecação sobre macroalgas marinhas – uma análise de espécies ecologicamente antagônicas

Oliveira-Gonçalves, A., Dechoum, M. S., Farias, D. L., Gadelha, Y. E. A., Nascimento, R., Batista, M., Martins, C. Horta, P.

Introdução

A elevada eficiência reprodutiva, com a rápida ocupação do nicho, é característica intrínseca dos ciclos de vida de organismos que colonizam áreas perturbadas ou ambientes em estágios iniciais de sucessão, tais como clareiras, tanto em ambientes aquáticos quanto terrestres. Tradicionalmente, estas espécies apresentam crescimento populacional após algum tipo de distúrbio, sendo portanto consideradas oportunistas. Estas espécies apresentam propriedades em seu histórico de vida que são favorecidas por seleção natural em tais situações, chamadas então de r estrategistas. Da mesma forma, os habitats onde estas espécies despedem maior parte da fase exponencial do crescimento de suas população são denominados r-seletivos (Townsend et al., 2010).

Organismos com comportamentos antagônicos aos descritos anteriormente são chamados k estrategistas. Estas populações sobrevivem em habitats onde há intensa competição pelos recursos limitados. Tradicionalmente se destacam por obter uma maior quantidade de recursos nas referidas condições. Suas populações apresentam-se geralmente agregadas e os organismos investem mais no desenvolvimento de espécimes ou indivíduos assim como em sua complexidade estrutural e comportamental, no lugar de reprodução e número de indivíduos, de forma que seja favorecida a sua sobrevivência em ambientes com altas densidades. A denominação K está relacionada ao fato de que suas populações despendem a maior parte de seus ciclos de vida em K, coeficiente da equação consagrada de Verhulst, que descreve a dinâmica de populações, onde K representa a capacidade de carga do ambiente. Dessa forma, os habitats onde estas espécies são geralmente favorecidas também são chamados de K-seletivos (Townsend et al, 2010). A teoria da

seleção r/k teve origem nos estudos de biogeografia de Ilhas dos ecólogos Robert MacArthur e E. O. Wilson.

Apesar de apresentarem algumas particularidades no ciclo de vida, quando comparados principalmente aos animais, o conceito de espécies k e r estrategistas tem sido adotado recentemente no caso das algas marinhas (Engelen & Santos, 2009; Scherner et al., 2012). Dessa forma, no Atlântico sudoeste *Ulva fasciata* Delile é uma espécie de macroalga marinha comumente encontrada no mesolitoral e considerada espécie r estrategista (Martins et al., 2012). Por outro lado, *Sargassum cymosum* C.Agardh é por sua vez dominante no infralitoral superior ou mesolitoral inferior (marcam a transição para mesolitoral) nas regiões tropicais e subtropicais da costa brasileira, ocorrendo em grandes bancos que cobrem todo o substrato formado, sendo representante do grupo K estrategista (Scherner et al., 2012).

Estes organismos tem sua abundância, dentre outros aspectos de sua fisiologia, determinados por fatores como a força erosiva e de arrasto das ondas. Em alguns casos, esse arrasto pode ser suficiente para retirar parcial ou totalmente estes organismos sésseis do seu substrato. Outro fator determinante das fisionomias desses ambientes entremarés é a dessecação (desidratação ou secagem), resultado da exposição ao ar e à irradiação solar que estes organismos sofrem durante os períodos de marés baixas (Garrison, 2010).

Este ciclo de emersão e submersão promove diversas adaptações com relação à exposição ao ar e à perda de água por meio da dessecação. Durante o período de emersão, especialmente para os organismos que vivem na região superior do costão, submetidos então, às condições termais e ao clima. A própria natureza física desses organismos fotossintetizantes de entremaré pode indicar defesas em relação a certas dificuldades, como exposição aos efeitos do dessecação pelo ar e pelos raios solares quando o nível da maré está baixo. Portanto, evolutivamente foram selecionados organismos com corpos flexíveis mais ou menos capazes de absorver o choque das ondas e sobreviver aos diferentes efeitos da exposição ao ar (Coutinho & Zalmon, 2009).

Considerando a premissa de que espécies k e r estrategistas em tese diferem na capacidade de tolerância frente a mudanças nas condições ambientais extremas, temos a hipótese de que *S. cymosum* terá uma maior variação na sua resposta quanto à exposição à dessecação e ao hidrodinamismo elevado do que *U. fasciata*.

O objetivo geral do presente trabalho foi avaliar o desempenho fisiológico destas espécies de macroalgas marinhas ecologicamente antagonicas, utilizando-se como descritor deste comportamento a taxa de transporte de elétrons.

Material e Métodos

Coleta de dados

O presente estudo foi realizado junto ao costão da praia da Armação, na ilha de Santa Catarina, Brasil. A parte experimental do trabalho foi desenvolvida nesse costão sendo o mesmo dividido em dois setores: área protegida, designação esta dada à porção do costão que recebia menor impacto das ondas, e área exposta, referente à porção do costão com maiores impactos das ondas em comparação com a área anterior. O experimento foi realizado com macroalgas marinhas de duas espécies: *Ulva fasciata* e *Sargassum cymosum*.

O experimento consistia na exposição das espécies à dessecação e a um hidrodinamismo mais intenso. Para tanto, amostras de *U. fasciata* e de *S. cymosum* da área protegida foram levadas para a área exposta, na tentativa de entender a resposta das espécies em condições de maior hidrodinâmica, bem como retirada das mesmas do mesolitoral inferior para o mesolitoral superior para compreensão do efeito da dessecação nessas espécies. Esse tratamento foi testado tanto na área protegida quanto na área exposta. Todas as macroalgas foram retiradas do costão protegido. Para fixação delas nos pontos escolhidos foi feita amarração das mesmas em pequenas rochas do próprio costão.

Foram utilizados dois controles para cada espécie, um deles com manutenção da espécie no ambiente natural (sem qualquer tratamento) e outro para compreender o efeito da raspagem e transplante das espécies. Ao todo foram realizados 14 tratamentos

(Tabela 1), com quatro amostras por tratamento. Após uma hora de exposição às novas condições, as amostras foram analisadas.

Tabela 1 - Tratamentos utilizados no experimento de dessecação e hidrodinâmica sobre *U. fasciata* e *S. cymosum*, macroalgas marinhas.

Tratamento	Descrição	Siglas
1	<i>Ulva</i> superior controle, costão protegido	USC CP
2	<i>Ulva</i> transplante inferior, costão protegido	UTI CP
3	<i>Ulva</i> inferior controle, costão protegido	UIC CP
4	<i>Sargassum</i> transplante inferior, costão protegido	STI CP
5	<i>Sargassum</i> transplante superior, costão protegido	STS CP
6	<i>Sargassum</i> inferior controle, costão protegido	SIC CP
7	<i>Ulva</i> transplante superior, costão protegido	UTS CP
8	<i>Sargassum</i> inferior controle, costão exposto	SIC CE
9	<i>Sargassum</i> transplante inferior, costão exposto	STI CE
10	<i>Ulva</i> inferior controle, costão exposto	UIC CE
11	<i>Ulva</i> transplante inferior, costão exposto	UTI CE
12	<i>Ulva</i> transplante superior, costão exposto	UTS CE
13	<i>Ulva</i> superior controle, costão exposto	USC CE
14	<i>Sargassum</i> transplante superior, costão exposto	STS CE

Afim de entender como as espécies haviam se comportado em cada tratamento, foi feita análise da taxa de transporte de elétrons (TTE) em cada um dos espécimes transplantados e controle. Essas medidas foram realizadas com auxílio de um analisador submersível de elétrons (Diving PAM), fluorímetro que realiza quantificação do sinal da fluorescência dos elétrons da clorofila *a* do fotossistema II (Diving-PAM fluorímetro subaquático; Walz, Effeltrich, Alemanha), ajustado conforme Scherner et al. (2012).

Análise de dados

Os valores médios de Taxa de Transporte de elétrons (TTE) obtidos nas curvas geradas a partir do Diving PAM foram utilizados para comparar as espécies quanto ao hidrodinamismo (costão protegido ou exposto), à dessecação (mesolitoral inferior ou superior) e quanto ao impacto decorrente do transplante (controle e transplante). A

comparação foi feita por meio de comparação de médias por um teste de Análise de Variância Multifatorial, seguida pelo Teste de Tukey.

Resultados e Discussão

Na comparação entre os valores médios obtidos no controle e o transplante para o mesmo local, *Ulva fasciata* não apresentou valores significativamente diferentes (controle: 133.53 ± 4.92 DP.; transplante: 121.84 ± 5.29 DP.), demonstrando que não houve alteração nos valores de fotossíntese simplesmente pelo arranquio (Figura 1). Já *Sargassum cymosum*, obteve um menor valor TTE quando os indivíduos eram arrancados e transplantados para um fragmento de rocha no mesmo local, em comparação com o controle (controle: 85.06 ± 4.88 DP.; transplante: 61.13 ± 3.63 DP.), demonstrando ter uma redução de TTE pelo ato de arrancar a espécie.

Entretanto, quando os valores médios para cada tratamento controle e de transplante para o mesmo local foram comparados em cada espécie, não houve diferença significativa (Figura 2).

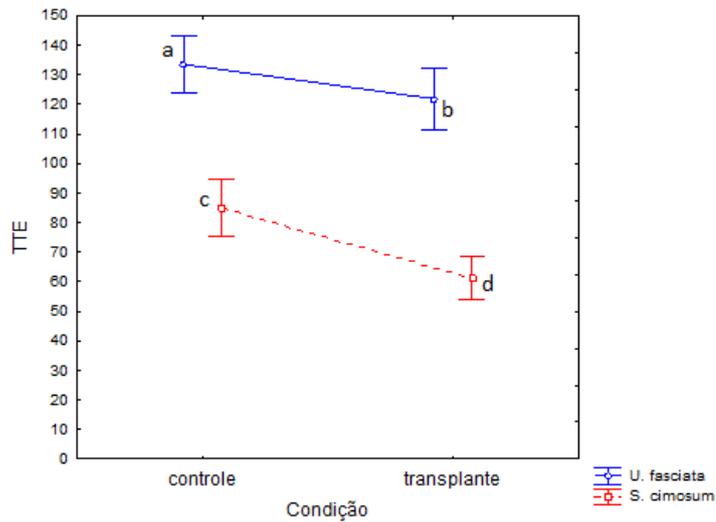


Figura 1 Valores médios (\pm 95% I.C.) da taxa de transporte de elétrons (TTE) observados para *U. fasciata* e *S. cimosum* nas condições controle e de transplante para o mesmo local. Valores seguidos pelas mesmas letras não são estatisticamente diferentes, e valores seguidos por letras diferentes são estatisticamente diferentes.

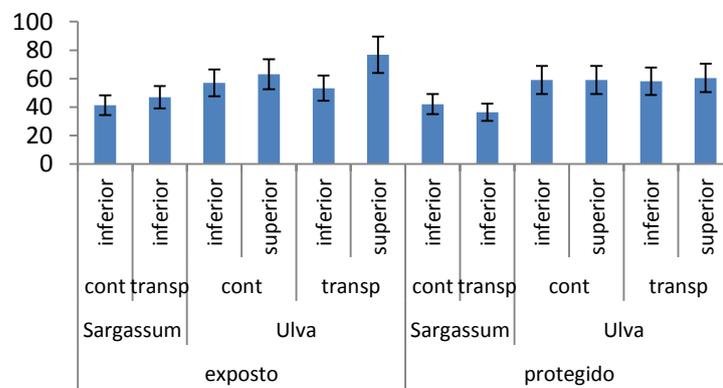


Figura 2 - Valores médios (\pm E. P.) da taxa de transporte de elétrons (TTE) medida em *U. fasciata* e *S. cimosum* no costão exposto e no costão protegido, nos tratamentos controle e "transplante".

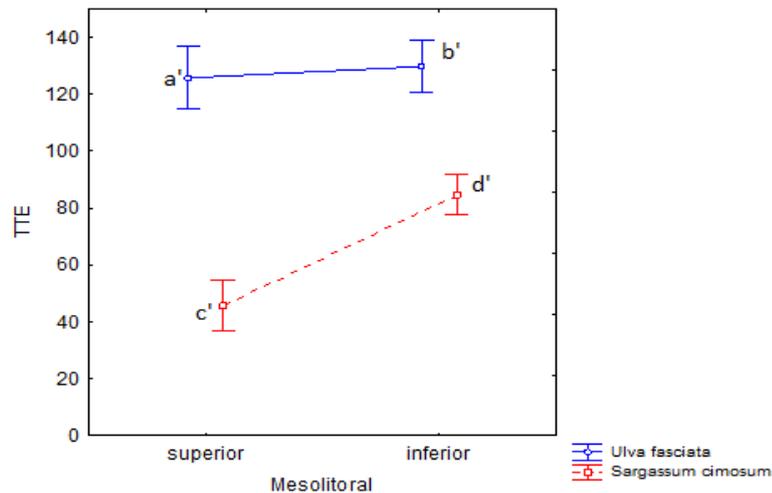


Figura 3 - Valores médios (\pm 95% I.C.) da taxa de transporte de elétrons observados para *U. fasciata* e *S. cymosum* nas condições de mesolitoral inferior e superior. Valores seguidos pelas mesmas letras não são estatisticamente diferentes, e valores seguidos de letras diferentes são estatisticamente diferentes.

A figura 3 mostra valores de taxa de transporte de elétrons para *Ulva fasciata* nos dois tratamentos (Superior: 125.69 ± 5.52 D.P.; Inferior: 129.68 ± 4.70 D.P.) significativamente maiores do que as taxas de transporte de elétrons para *Sargassum cymosum* (Superior: 45.84 ± 4.41 D.P.; Inferior: 84.56 ± 3.55 D.P.). Esta diferença revela a maior velocidade potencial de conversão da energia fotoquímica em química necessária para as espécies oportunistas como aquelas representadas pelo gênero *Ulva*. Estes valores elevados mesmo quando considerado o material transplantado para as zonas superiores do costão, estão relacionados ao fato de que o grupo apresenta maior capacidade de retenção de água quando exposta a períodos de dessecação (Ji & Tanaka, 2006).

Para *Sargassum cymosum*, os valores de transporte de elétrons diferiram significativamente entre os tratamentos superior e inferior, tendo o tratamento inferior a maior taxa de transporte de elétrons em relação ao tratamento superior. Estes resultados refletem o esperado para *Sargassum cymosum*, as quais foram deslocadas para um ambiente de condições estressantes além dos seus limites de

distribuição. Portanto, sendo esta uma espécie K estrategista, tem como uma de suas características uma menor plasticidade diante de grandes variações de fatores ambientais diversos (Schermer et al., 2012 a e b). Por outro lado, *Ulva fasciata*, uma espécie com estratégia de vida r, não obteve diferenças significativa entre os tratamentos. Estes resultados demonstram que esta espécie possui uma maior plasticidade quanto à resposta para ambientes de diferentes graus de dessecação.

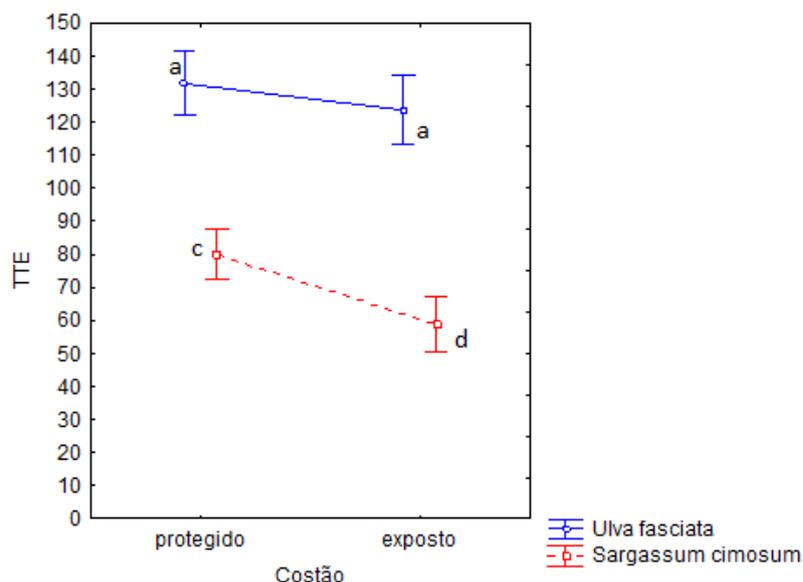


Figura 4 - Valores médios (\pm 95% I.C.) da taxa de transporte de elétrons observados para *U. fasciata* e *S. cimosum* nas condições de costão rochoso protegido e exposto. Valores seguidos pelas mesmas letras não são estatisticamente diferentes, e valores seguidos por letras diferentes são estatisticamente diferentes.

A figura 4 ilustra as taxas de transporte de elétrons mais elevadas de *Ulva fasciata* em comparação as taxas obtidas para *Sargassum cimosum* entre as áreas de costão protegido e exposto. A espécie *Ulva fasciata* não obteve valores significativamente diferentes entre ambas as áreas (protegido: 131.69 ± 4.88 DP ; exposto: 123.68 ± 5.34 DP). Porém a figura mostra uma tendência de uma maior taxa de

transporte de elétrons no costão protegido, possivelmente refletindo um menor impacto do hidrodinamismo nos tratamentos localizados na parte inferior do mesolitoral e um menor impacto do vento nos tratamentos no mesolitoral superior, nessa condição de menor exposição. Quanto a *Sargassum cymosum*, o tratamento entre as áreas de costão protegido e exposto demonstra diferenças significativas (protegido: 80.08 ± 3.81 DP ; exposto: 58.89 ± 4.30 DP), com uma maior taxa de transporte de elétrons na área protegida do que na área exposta.

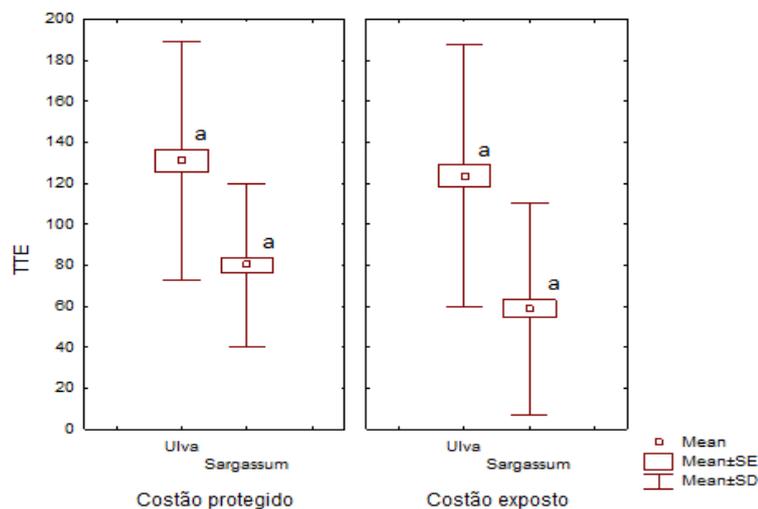


Figura 5 - Valores médios (\pm D.P.) da taxa de transporte de elétrons (TEE) observados para *U. fasciata* e *S. cymosum* nas condições de costão protegido e costão exposto, nos tratamentos de transplante superior (Tratamentos 5 e 7 para *U. fasciata* e 12 e 14 para *S. cymosum*). Valores seguidos pelas mesmas letras não são estatisticamente diferentes.

Possivelmente este resultado reflete a maior taxa fotossintética potencial da espécie num ambiente protegido devido ao menor impacto das ondas em relação a ambientes de maior hidrodinamismo, onde as ondas podem causar lesões, cortes ou até mesmo o arranque de indivíduos nestes ambientes.

Comparando os valores médios TEE das duas espécies *Ulva fasciata* e *Sargassum cymosum* (Figura 5) em cada uma das condições

de costão protegido e costão exposto, não foi possível observar uma diferença significativa. No entanto pode ser observar uma tendência de *Sargassum cymosum* em apresentar um maior valor médio de TTE na condição de costão protegido em relação ao costão exposto. Esperava-se um maior valor médio de TTE desta espécie no lado do costão exposto devido ao maior spray marinho (Pereira & Soares-Gomes, 2009), porém a velocidade do vento durante o período do experimento era bastante elevada intensificando o efeito da dessecação, possivelmente justificando o resultado observado.

Bibliografia

- Coutinho, R & Zalmon, L. R. 2009. O Bentos de Costões Rochosos, capítulo 11. Pereira & Soares-Gomes, 2009. **Biologia Marinha**. 2ª Ed.
- Engelen, A. & Santos, R. 2009. Which demographic trails determine population growth in the invasive brown seaweed *Sargassum muticum*? **Journal of Ecology**. 97: 675–684.
- Garrison, T. 2010. **Fundamentos de oceanografia**. São Paulo: Cengage Learning. 526p.
- Ji, Y. & Tanaka, J. 2002. Effect of Desiccation on the Photosynthesis of Seaweeds From the Intertidal Zone in Honshu, Japan. **Physiological Research**. 50 (2), 145 -153.
- MacArthur, R. & Wilson, E. O. 1967. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton University Press (2001 reprint), ISBN 0-691-08836-5M
- Martins, C.D.L., Arantes, N., Faveri, C., Batista, M.B., Oliveira, E. C., Pagliosa, P. R., Fonseca, A.L., Nunes, J.M.C., Chow, F., Pereira, S. B. & Horta, P. A. 2012. The impact of coastal urbanization on the structure of phytobenthic communities in southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**. 64, p. 772-778.
- Pereira, R.C. & Soares-Gomes, A. Orgs. 2009. **Biologia Marinha**. Interciência, 631 pp.
- Scherner, F. , Bonomi B.J. & Horta, P.A. 2012. Photosynthetic response of two seaweed species along an urban pollution gradient: Evidence of selection of pollution-tolerant species. **Marine Pollution Bulletin**, 64, p. 2380-2390, 2012.
- Scherner, F., Ventura, R., Barufi, J.B. & Horta, P. A. 2012. Salinity critical threshold values for photosynthesis of two cosmopolitan seaweed species: Providing baselines for potential shifts on seaweed assemblages. **Marine Environmental Research**, 1-12

Townsend, C. R., Begon, M. & Harper, J.L. 2006. **Fundamentos em ecologia**.
2. ed. Porto Alegre: ARTMED. 592.

Anexo I. Tabela - Valores médios (\pm D.P.) da taxa de transporte de elétrons (TTE) observados para as espécies *U. fasciata* e *S. cymosum* em cada tratamento. Onde: Trat. = Tratamento.

Trat.	Espécie	Ambiente	Mesolitoral	Costão	TTE (\pm D.P.)
1	<i>Ulva fasciata</i>	controle	Superior	protegido	129.51 \pm 9.85
2	<i>Ulva fasciata</i>	transplante	Inferior	protegido	129.87 \pm 9.69
3	<i>Ulva fasciata</i>	controle	Inferior	protegido	133.41 \pm 9.84
4	<i>Sargassum cymosum</i>	transplante	Inferior	protegido	69.77 \pm 6.06
5	<i>Sargassum cymosum</i>	transplante	Superior	protegido	83.91 \pm 6.53
6	<i>Sargassum cymosum</i>	controle	Inferior	protegido	86.55 \pm 7.01
7	<i>Ulva fasciata</i>	transplante	Superior	protegido	133.98 \pm 10.07
8	<i>Sargassum cymosum</i>	controle	Inferior	exposto	83.56 \pm 6.89
9	<i>Sargassum cymosum</i>	transplante	Inferior	exposto	98.35 \pm 7.83
10	<i>Ulva fasciata</i>	controle	Inferior	exposto	132.42 \pm 9.50
11	<i>Ulva fasciata</i>	transplante	Inferior	exposto	123.02 \pm 8.87
12	<i>Ulva fasciata</i>	transplante	Superior	exposto	100.49 \pm 12.79
13	<i>Ulva fasciata</i>	controle	Superior	exposto	138.80 \pm 10.52
14	<i>Sargassum cymosum</i>	transplante	Superior	exposto	26.80 \pm 4.25

Varição nictemeral do zooplâncton na Praia da Armação, Florianópolis - SC

*Oortman, M. S., Oliveira, A. F. S. de, Farias, P. M., Scarponi, T. M.,
Angri, C., Marques, J. S., Gorri, C.*

Introdução

O termo plâncton refere-se aos organismos que estão ao sabor das correntes e são levados pelas águas. Possuem certo poder de locomoção, mas não suficiente para vencer a força hidrológica ou da turbulência (Parsons et al., 1977). O zooplâncton compreende os organismos protistas planctônicos não fotossintetizantes, variando desde formas celulares simples até pequenos vertebrados como no caso das larvas de peixes (Levinton, 1995). Podem ser classificados segundo critérios de tamanho, hábitat, tempo de permanência em ambiente pelágico, entre outros. A partir de critérios ecológicos foram definidas quatro categorias principais: bacterioplâncton, fitoplâncton, ictioplâncton e zooplâncton (Pereira & Soares-Gomes, 2002). O zooplâncton compreende os organismos heterótrofos de diferentes categorias taxonômicas e diversos hábitos alimentares, sendo estes microalgas, detritos, invertebrados e pequenos vertebrados (Pereira & Soares-Gomes, 2002).

O zooplâncton possui papel central na dinâmica de um ecossistema aquático (Estes et al., 2011), especialmente na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia. Atua na transferência de matéria e energia produzida pelo fitoplâncton. Existem hipóteses distintas que buscam interpretar este comportamento (Pereira & Soares-Gomes, 2002; Melo et al., 2007). Uma delas afirma que a submersão do zooplâncton para camadas mais profundas durante o dia propiciaria um risco menor de predação a estes organismos, os quais retornariam à superfície somente em períodos noturnos (migração vertical diária). Outra hipótese sugere que durante o dia, em períodos inativos de alimentação, o zooplâncton migra para águas mais profundas como uma estratégia para poupar energia (Duarte & Rodrigues, 2008). Algumas vantagens adaptativas da manutenção da profundidade são evitar o afundamento passivo, variar a localização

vertical conforme o desenvolvimento ontogenético, ter uma manutenção em zonas de alimento e formação de manchas reprodutivas (Levinton, 1995; Pereira & Soares-Gomes, 2002).

As praias arenosas podem funcionar como ecossistemas viáveis, semi-fechados (Mclachlan, 1980 apud Bersano, 1994). As praias de alta energia expostas à forte ação de ondas, com zonas de arrebenção relativamente extensas e rasas e com padrão hidrodinâmico dominado por células de circulação, acabam tendo um maior tempo de residência dos nutrientes liberados pela macrofauna e fauna intersticial. Dessa forma, há o favorecimento da ocorrência de florações fitoplanctônicas que somadas aos detritos orgânicos, sustentariam parte da cadeia trófica. Com isso, muitas espécies zooplanctônicas podem ser atraídas (ou mesmo levadas) à zona de arrebenção, aproveitando assim, das grandes concentrações de diatomáceas (por exemplo) e detritos como fonte alimentar, além de algumas espécies bento-planctônicas poderem estar presentes em maior número durante os períodos noturnos (Brown & Mclachlan, 1990).

Com base no comportamento migratório do zooplâncton é esperado que no período noturno a abundância dos organismos seja maior em relação ao diurno.

Dessa forma, o presente estudo tem como objetivo avaliar a abundância do zooplâncton com amostragens diurnas e noturnas.

Material e Métodos

Área de estudo

A praia da Armação está associada à barreira arenosa que encerra a Lagoa do Peri, limitada lateralmente pelo promontório granítico da localidade do Morro das Pedras ao norte, e pelo tómbolo formado entre a praia e a Ilha das Campanhas, na porção sul. Sua extensão é de cerca de 3,5 quilômetros dispostos no sentido N-S, apresentando perfis de praias que variam entre o reflectivo no extremo norte a dissipativo no extremo sul (Castilhos 1995 apud Mazzer & Dillenburg, 2009). Diferentemente da porção norte, a porção sul apresenta sedimentos finos e dependendo da entrada de ventos, apresenta uma pequena zona de arrebenção (Gorri, obs. pessoal). A região

das Campanhas, onde ficam os trapiches é área protegida onde as embarcações da pesca artesanal ficam fundeadas. Nesse ambiente também encontra-se outro ecossistema, o de costão rochoso, colonizado por macrófitas, crustáceos, moluscos e toda a biota característica deste ambiente. As Campanhas separam a praia da Armação e a praia do Matadeiro que é guarnecida por promontórios rochosos, apresentando no seu extremo norte a desembocadura do Rio do Peri. Possui perfil praiado dissipativo e condição semi-abrigadas (Mazzer & Dillenburg, 2009).

O sul da praia da Armação é conhecido pelo uso intenso devido à atividade pesqueira da região, principalmente durante a baixa temporada. Já nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro a área é intensamente frequentada por turistas.

Coleta

As amostras zooplanctônicas foram obtidas em um ponto fixo na praia da Armação (Figura 1) na noite do dia 29/10/2012 (22:30 h) e na manhã do dia 30/10/2012 (10:30 h), visando análises qualitativas e quantitativas. Utilizou-se uma rede cilindro-cônica de 0,50 m de diâmetro, malha de 200 μm , equipada com fluxômetro para medir o volume de água filtrada. O cálculo do volume de água filtrada pela rede se deu pela fórmula:

$$V = A \cdot c \cdot r$$

Onde A = área da boca da rede (πR^2); c = constante de calibração do fluxômetro (0,026873); r = número de rotações medidas pelo fluxômetro.

Para que os arrastos fossem superficiais, atou-se uma garrafa plástica de água mineral vazia de 5L na parte superior, e um lastro de chumbo de 500 g na parte inferior do aro para dar estabilidade à rede. Os arrastos foram feitos manualmente (dois por período) do costão rochoso em direção ao trapiche a uma velocidade constante. O material foi fixado em solução de formaldeído 4% imediatamente após o arrasto. Dados de temperatura e salinidade foram registrados na hora da coleta com termômetro de mercúrio e refratômetro, respectivamente. A direção do vento foi estimada por observação pessoal levando-se em consideração os pontos cardeais.



Figura 1. Imagem de satélite mostrando o sul da Praia da Armação e os locais de onde foram realizados os arrastos. A rede foi posicionada do costão rochoso e arrastada manualmente até o trapiche. Fonte: Google Earth 6.2.2.6613.



Figura 2. Garrafa PET de 5 L utilizada como boia para auxiliar o arrasto superficial

Em laboratório, realizou-se a análise quali-quantitativa dos organismos utilizando microscópio estereoscópico e os dados expressos em número de organismos por m^3 . O procedimento padrão constou na obtenção de alíquotas (15/100 mL) da amostra original para os trabalhos de contagem e identificação em placas de Petri. Para isto, foi utilizado subamostradores do tipo “colher sueca”. Da amostra total foram contadas as larvas e ovos de peixes, larvas de crustáceos (megalopas) e crustáceos da ordem Mysidacea. A identificação dos organismos se deu com o auxílio das obras de Boltovskoy (1981), Smith (1977) e Tood et al. (1996).

Para a determinação da biomassa de zooplâncton foi realizado o cálculo do biovolume. O método consistiu na filtragem da amostra coletada para a retirada do formol e de modo a reter apenas a matéria sólida. O material foi colocado em uma bureta graduada e adicionado um volume conhecido de cujo valor foi anotado. A amostra então foi novamente filtrada e a quantidade de água medida na mesma bureta. A diferença entre o volume inicial e o volume final de água indicou o biovolume (Beers, 1981). Para cálculo de densidades (org. m^{-3}) e de biovolume (mL.m^{-3}) foram usados os dados médios cada período do dia amostrado.

Resultados e Discussão

A média do volume de água filtrada para as amostras noturnas foi de $3,38 \text{ m}^3$ e para as diurnas foi de $3,81 \text{ m}^3$, (desvio padrão de 0,11 e 0,14 respectivamente), um baixo volume devido à pequena distância entre as rochas e o trapiche (aproximadamente 30 m). As

Tabela 1. Dados abióticos obtidos durante as amostragens na praia da Armação.

Período	T°água(°C)	Salinidade (‰)	Vento	Hora (h)
Noite	22	35	NE	22:30
Dia	19.5	35	NE	10:10

características abióticas do ambiente mostraram que a salinidade não oscilou, porém a temperatura teve uma variação de $2,5^\circ\text{C}$ (Tabela 1) e pode ter contribuído na diferença de densidades de organismos entre os dois períodos amostrados.

Os valores médios de biovolume foram muito semelhantes, entretanto para o período noturno o valor foi sensivelmente maior (Fig. 3), provavelmente refletindo os dados de densidade.

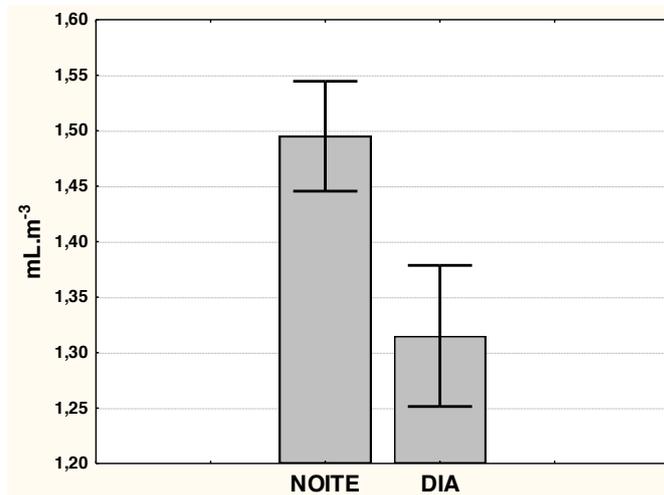


Figura 3. Valores médios de biovolume e desvios padrões registrados nos arrastos noturno e diurno realizados no trapiche da praia de Armação, Santa Catarina.

É importante salientar que foram registrados muitos detritos de origem orgânica, principalmente fragmentos de macroalgas, mostrando a influência do ecossistema de costão rochoso no ambiente de estudo. Levando-se este fator em consideração, uma grande parcela do biovolume foi caracterizada pela presença destes detritos, contudo, apesar de não ter sido quantificada, a densidade de detritos pareceu ser similar tanto à noite quanto durante o dia.

Através da padronização dos dados, ficou evidente que durante a noite a densidade média de organismos foi maior (Fig. 4), corroborando com a hipótese de migração vertical diária (Levinton, 1995; Pereira & Soares-Gomes, 2002, Duarte & Rodrigues, 2008).

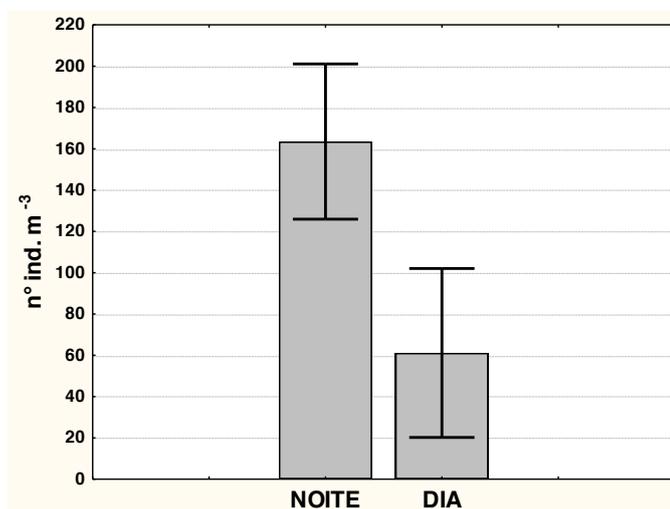


Figura 4. Densidade média total do zooplâncton e desvio padrão nas amostras noturnas e diurnas coletas na praia da Armação, Santa Catarina.

Foram identificados quinze grupos taxonômicos durante o período noturno e dez no diurno (Tabela 2). Vale ressaltar que a região de amostragem situa-se atrás da pequena zona de arrebenção do extremo sul da Praia da Armação, que retrata a dinâmica do ecossistema de praias arenosas aliada ao ecossistema de costão rochoso. Alguns grupos registrados são característicos da comunidade bentônica como Isopoda e Amphipoda que ocorrem na areia, mas migram para o plâncton durante a noite, são organismos considerados bentoplanctônicos (Brow & Mclachlan, 1990), durante o período noturno esses organismos foram mais abundantes.

Tabela 2. Relação dos organismos encontrados e seus respectivos valores de densidade média em número de organismos m^{-3} (Nº), desvio padrão (entre parênteses) e porcentagem média (%) para os arrastos noturnos e diurnos realizados na praia da Armação.

Grupos	NOITE		DIA	
	Nº	%	Nº	%
Mollusca				
Gastropoda (veliger)	6,0 (2,17)	3,7	3,5 (0,1)	5,7
Bivalvia (veliger)	1,9 (1,91)	1,2	- -	-
Annelida				
Polychaeta (larva)	3,9 (1,85)	2,4	- -	-
Crustacea				
Decapoda (zoea)	8,0 (2,24)	4,9	6,9 (1,50)	11,4
Decapoda (megalopa)	3,9 (0,13)	2,4	0,1 (0,13)	0,2
Cirripedia (cypris)	4,0 (2,11)	2,5	0,9 (0,91)	1,5
Cirripedia (náuplio)	2,0 (0,06)	1,2	0,0 (0,00)	0,0
Mysidacea	2,1 (0,36)	1,3	0,5 (0,28)	0,9
Cumacea	2,0 (0,06)	1,2	- -	-
Isopoda	5,9 (0,19)	3,6	- -	-
Ostracoda	1,0 (1,02)	0,6	- -	-
Copepoda	90,9 (11,28)	55,6	46,1 (15,7)	75,4
Amphipoda	29,3 (19,72)	17,9	0,8 (0,84)	1,4
Echinodermata				
Echinoderma (larva)	1,0 (1,02)	0,6	- -	-
Chordata				
Larvacea	1,0 (0,95)	0,6	1,8 (0,06)	2,9
Peixe (ovo)	0,2 (0,15)	0,1	0,1 (0,14)	0,2
Peixe (larva)	0,6 (0,32)	0,4	0,3 (0,01)	0,4

Em ambos os períodos a maior abundância foi representada pelos Copepoda (Fig. 5), descritos como os organismos mais abundantes do zooplâncton em muitos oceanos e mares (Björnberg, 1981; Levinton, 1995). Segundo Brown e McLachlan (1990) esses organismos podem ser transportados até a zona de arrebentação através dos ventos e das correntes superficiais. Bersano (1994) registrou maiores

densidades de Copepoda e Mysidacea na zona de arrebentação da Praia do Cassino (RS).

Alguns grupos registrados são característicos da comunidade bentônica como Isopoda e Amphipoda que ocorrem na areia, mas migram para o plâncton durante a noite, sendo considerados organismos bentoplanctônicos (Brow & Mclachlan, 1990).

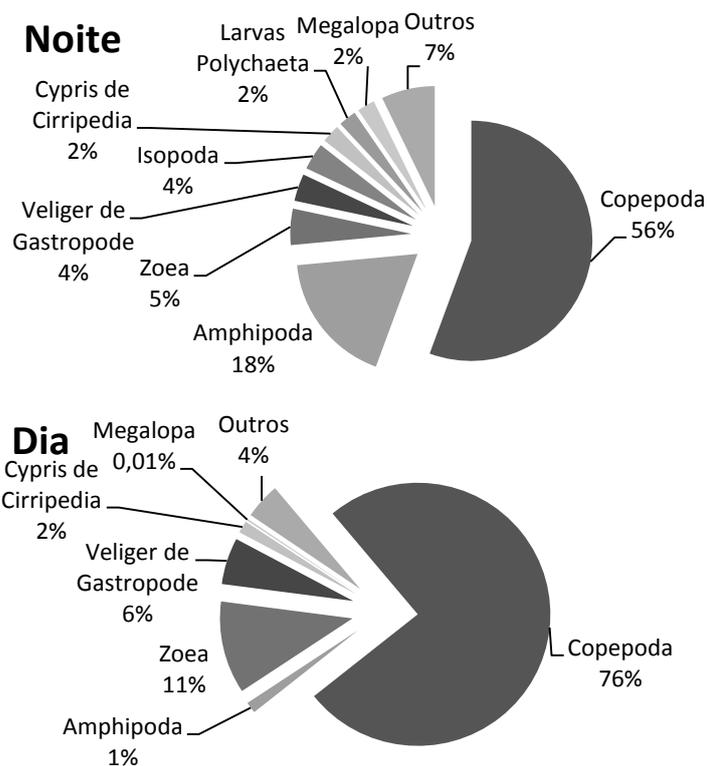


Figura 5. Porcentagens médias dos grupos zooplantônicos registrados nos dois períodos amostrados na praia da Armação, Santa Catarina. Em Outros estão Mysidacea, Náuplio de Cirripedia, Cumacea, Veliger de Bivalvia, Larvas de Echinodermata, Ostracoda, Larvacea, Larvas de peixe e Ovos de peixe.

Nas amostras noturnas foram observados alguns Copepoda do grupo Harpacticoida que costuma ser característico de ambiente bentônico. Tudo leva a crer que migraram à superfície durante a noite, pois durante o dia não foram registrados nas amostras. Além

disso, a proximidade da área ao costão rochoso pode ter influenciado na composição da comunidade, já que durante os processos de triagem foram registrados organismos típicos deste ambiente como por exemplo: Cumacea, *Caprella* sp., Tanaidacea, pólipos de Hydrozoa e fragmentos de macroalgas.

Mayer et al. (2008) em estudo realizado na praia da Armação e com uma rede de 200 μm encontraram alguns grupos semelhantes, entretanto os Amphipoda (Gammaridae) foram os organismos dominantes, seguidos pelos Copepoda, Larvas de Polychaeta, Zoa e Decapoda.

Alguns organismos do grupo dos Mysidacea sobem ao plâncton durante a noite, mas vivem no fundo durante o dia e muitos possuem agregação em escala espacial, podendo ocorrer em função de mudanças nas condições físicas (luz, temperatura e salinidade), turbulência e correntes de água, variações na predação em diferentes áreas, reprodução localizada e devido ao seu comportamento social (Levinton, 1995). Segundo Brow e McLachlan (1990) em praias arenosas algumas espécies planctônicas de Mysidacea e outros grupos realizam migrações verticais diárias, evidenciadas nas altas densidades das amostras noturnas e menores densidades nas diurnas. No presente estudo os Mysidacea foram mais numerosos durante a noite, evidenciando esta possível migração à superfície.

Quanto às larvas de Decapoda, as zoeas foram observadas em ambos os períodos indicando época de reprodução. À noite o número de indivíduos foi ligeiramente maior. Em relação às megalopas, estas foram mais numerosas durante o período noturno, resultado igualmente encontrado na Carolina do Sul por DeLancey (1987), segundo o autor durante a noite estas larvas estariam mais protegidas da predação, o que pode ser um motivo para sua migração.

A presença de ovos e larvas de peixes pode estar demonstrando a importância deste ambiente como zona de criação para determinadas espécies.

Apesar de alcançar o resultado esperado, este estudo ainda não reflete o padrão geral para toda a área de amostragem, já que este é

um trabalho de curta duração e pontual. Com apenas quatro amostragens em diferentes períodos observamos uma grande diferença na constituição da comunidade zooplanctônica. Estudos mais aprofundados e em diferentes regiões são necessários. Frente às mudanças globais e ao pouco conhecimento do zooplâncton na área estudada, seria muito interessante um monitoramento que venha resultar em uma grande série temporal que permita compreender esse importante ecossistema de praia arenosa.

Bersano (1994) propôs alguns estudos para a praia do Cassino (RS) e que poderiam também ser aplicados na Praia da Armação e adjacências. Sugestões:

- Realizar estudos sobre a biomassa zooplanctônica, considerando separadamente diferentes grupos taxonômicos.
- Estudar a relação entre aspectos morfodinâmicos e hidrodinâmicos, assim como, as interações hidrológicas entre a zona de arrebentação e a zona nerítica adjacente e correlacionar os resultados com a distribuição espacial dos organismos zooplanctônicos..
- Avaliar o comportamento do zooplâncton antes, durante e após a passagem de uma frente fria, acompanhando as variações dos estágios praias.
- Realizar estudos simultâneos sobre a composição, abundância e distribuição do zooplâncton em praias dissipativas, intermediárias e reflectivas.

Agradecimentos

Agradecemos ao professor Charles Gorri por todo o auxílio prestado nas amostragens, bom humor e por se aventurar pelo costão à noite para realizarmos as coletas. Agradecemos também à doutoranda Manoela Brandão pela grande ajuda nas coletas e processamento das amostras. Muito obrigado!

Bibliografia

- Beers, J.R. 1981. Determinación de la biomasa del zooplancton. In: Boltovskoy, D. (ed). **Atlas del Zooplancton del Atlántico Sudoccidental y Métodos de Trabajo con el Zooplancton Marino**, pp. 133 -140. Publicación especial del INIDEP, Mar del Plata, Argentina.
- Bersano, J.G. 1994. **Zooplâncton da Zona de Arrebentação de Praias Arenosas, situadas ao Sul de Rio Grande, RS, primavera de 1990 e verão de 1991**. Tese de Mestrado em Oceanografia Biológica. Fundação Universidade do Rio Grande, RS. 163p.
- Björnberg, T.S.K. 1981. Copepoda. In BOLTOVSKOY, D. (ed.) **Atlas del Zooplancton del Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino**. Pub. Esp. Inidep. Mar del Plata, Argentina: p. 587-679.
- Boltovskoy, D. 1981. **Atlas del Zooplancton del Atlántico Sudoccidental y metodos de trabajo con el zooplancton marino**. INIDEP, Mar del Plata, Argentina. 936 pp.
- Brown, A.C., Mclachlan, A. 1990. **Ecology of Sandy Shores**. Amsterdam, the Netherlands: Elsevier. 328 pp.
- De Lancey, L.B. 1987. The summer zooplankton of the surf zone at Folly Beach, South Carolina. **Journal of Coastal Research**. Vol. 3. 211-217.
- Duarte, A.K.; Rodrigues, A.R. 2008. Conhecendo o zooplâncton. **Cadernos de Ecologia Aquática**. Volume 3. 43-62.
- Estes, J.A., Terborgh, J., Brashares, J.S., Power M.E., Berger, J., Bond, W.J., Carpenter, S.R., Essington, T.E., Holt, R.D., Jackson, J.B.C., Marquis, R.J., Oksanen, L., Oksanen, T., Paine, R.T., Pritchard, E.K., Ripple, W.J., Sandin, S.A., Scheffer, M., Schoener, T.W., Shurin, J.B., Sinclair, A.R.E., Soulé, M.E., Virtanen, R. & Wardle, D.A. 2011. Trophic downgrading of planet earth. **Science**. Volume 333. 301-306.
- Levinton, J.S. 1995. **Marine Biology**. New York: Oxford. 420 pp.
- Melo, J.M., Paranaguá, M. N., Schwamborn, R., Leitão, S. N. & Ekau, W. 2007. Fluxes of zooplankton biomass between a tidal estuary and the sea in Northeastern Brazil. 2007. **Brazilian Journal of Oceanography**. Vol. 55, nº4. 239-249
- Mayer, F.P., Marques, R.S.S., Souza, R.E., Bender, M., Beduschi, T. & Freire, A.S. 2009. Levantamento zooplanctônico na zona de arrebentação das praias da Armação e do Matadeiro, Florianópolis-SC. 91-101. In: **Ecologia de Campo**. 2008. Volume 1 / Organizadores: HANAZAKI, N. et. al – Florianópolis : UFSC/PPGECO. 180 p.

- Mazzer A.M. & Dillenburg, S.R. 2009. Variações Temporais da Linha de Costa em Praias Arenosas Dominadas por Ondas do Sudeste da Ilha de Santa Catarina (Florianópolis- SC) **Pesquisas em Geociências**. 36 (1): 117-135.
- Parsons, T.R., Takahashi, M. & Hargrave, B. 1977. **Biological Oceanographic Processes**. 2ª edição. Pergamon Press. 332 pp.
- Pereira, R.C. & Soares-Gomes, A. 2002. **Biologia Marinha**. Rio de Janeiro: Editora Interciência.
- Smith, D.L. 1977. **A guide to marine coastal plankton and marine invertebrate larvae**. USA. Dubuque, Iowa: Kendall/Hunt Publishing Co. 161 pp.
- Tood, C.D., Laverack, M. S. & Boxshall, G. A. 1996. **Coastal marine zooplankton: a practical manual for students**. 2^d Edition. Press Syndicate of the University of Cambridge. New York.

Efeito da competição intra-específica e do ambiente sobre a população de *Chthamalus bisinuatus* na Praia da Armação, Florianópolis, Santa Catarina

Bogoni, J.A., Maurício, L.S., de Brito, F.P., Rezende, R.S., de Lima, R.E.M., Batista, A.A., Segal, B.

Introdução

Costões rochosos são ambientes de grande diversidade, onde ocorrem fortes interações biológicas como resultado da limitação de substrato, ao longo de um gradiente localizado entre os habitats terrestre e marinho (Coutinho, 2002). Nessas regiões os organismos se distribuem em zonas ou faixas horizontalmente de modo que cada espécie é mais abundante em locais onde as condições ambientais favorecem sua sobrevivência. As espécies encontradas em cada zona podem variar nas diferentes latitudes, níveis de maré e exposição ao ar, entre outros fatores (Coutinho, 2002).

A zona do mesolitoral impõe limitações às macroalgas e aos invertebrados, pois está sujeita a períodos alternados de total imersão ou emersão. Os limites do mesolitoral são ampliados em função do aumento da ação das ondas, podendo resultar no aumento da diversidade (Coutinho, 2002). Regiões costeiras mais abertas estão sujeitas a um batimento mais forte de ondas se comparadas a áreas mais abrigadas (Lewis, 1964 *apud* Mais, 2007). Diversos estudos têm sido feitos sobre a influência das ondas na estrutura da comunidade entremarés, considerando mudanças na composição da comunidade, ampliação da zona entremarés, riqueza e diversidade de espécies, dinâmicas das “manchas” de organismos e na influência relativa sobre a predação e competição (Masi, 2007).

Na zona mesolitoral superior, a temperatura do ar e a disponibilidade de alimento são identificadas como fatores ambientais cruciais, porém dependem da subida da maré, o que afeta a dinâmica de invertebrados marinhos filtradores (Masi, 2007). A variação no nível das marés pode resultar em variações importantes na distribuição, abundância e interações de muitos organismos sésseis que possuem morfologia externa rígida quando adultos, estes

mesmos, uma vez que são encrustados a uma determinada superfície, são incapazes de realizarem grandes ajustes (Denny & Paine, 1998 *apud* Masi, 2007). (Alguns organismos mesmo que com esqueletos rígidos e incrustantes são passíveis de ajustes)

A zonação de organismos bentônicos nos costões rochosos reflete a interação de diversos fatores físicos e biológicos, estabelecendo assim padrões claros de distribuição (Coutinho, 2002). A zonação vertical das espécies no costão rochoso resulta da combinação da fisiologia dos organismos com fatores físicos do ambiente, tais como, dinâmica das marés, ação das ondas, temperatura, salinidade, orientação do substrato, heterogeneidade topográfica, interações intra e interespecíficas, como competição, predação e herbivoria, e suprimento de larvas próximo à costa que influencia no recrutamento (Masi, 2007). Nessa zona, a dessecação causada pela exposição ao ar é ainda intensa, ocorrendo redução do espaço ocupado por estes organismos (Coelho et al., 2004 *apud* Masi, 2007).

Os invertebrados bentônicos, como crustáceos cirrípedes, são encontrados em abundância nessa zona. Os cirrípedes do gênero *Chthamalus* ocorrem em maior quantidade na parte superior do mesolitoral, caracterizando essa zona (Coutinho, 2002; Masi, 2007). Dentre as diferentes espécies encontradas na zona entremarés, as pertencentes ao gênero *Chthamalus*, totalizando vinte e cinco espécies registradas (Dando & Southward, 1980 *apud* Yan, 2002), são as mais comuns mundialmente e apresentam grande variabilidade morfológica (Foster, 1987 *apud* Yan, 2002). As espécies desse gênero têm sido usadas como modelos para diversos estudos ecológicos, como competição interespecífica, evolução da plasticidade fenotípica, invasão, recrutamento e modelos demográficos de populações abertas com limitação de espaço (Yan, 2002). O gênero *Chthamalus* tem uma ampla distribuição nos mares tropicais e temperados (Newman & Ross, 1976 *apud* Yan, 2002). A espécie *Chthamalus bisinuatus* é encontrada no Brasil desde o Rio Grande do Norte até Santa Catarina (Coelho et al., 2004 *apud* Masi, 2007).

Os processos denso-dependentes em dinâmicas de populações e comunidades têm sido uma importante área de investigação (Hixon et al., 2002 *apud* Leslie, 2005). Presume-se que agregações de

organismos da mesma espécie em alta densidade têm efeitos negativos no “fitness” dos indivíduos (Leslie, 2005). A existência de pequenas variações fenotípicas entre populações sugere que as diversas morfologias diferem em sua capacidade de sobreviver e/ou reproduzir sob condições locais em ambientes heterogêneos (Lively, 1999 *apud* Jarrett, 2008). Os tipos morfológicos podem representar genótipos únicos ou ser resultantes de modificações de um fenótipo (plasticidade fenotípica) em resposta a estímulos específicos no ambiente local (Wright, 1931; Bradshaw, 1965; Pigliucci, 2001 *apud* Jarrett, 2008).

Sendo assim, as hipóteses do trabalho são: 1) existe variação morfológica das conchas relacionada ao grau de adensamento, por exemplo, espera-se que a relação altura/diâmetro da abertura seja maior nas áreas mais adensadas e 2) o grau de adensamento da craca está relacionado às variáveis ambientais. Portanto, os objetivos do estudo são 1) avaliar os parâmetros morfológicos de *Chthamalus bisinuatus* e relacionar ao grau de adensamento e 2) relacionar variáveis ambientais ao adensamento populacional de *Chthamalus bisinuatus*.

Metodologia

O presente estudo foi realizado na Praia da Armação, sul da Ilha de Santa Catarina. Foram amostradas seis áreas, três em uma região mais protegida da ação mecânica das ondas e outras três em uma porção mais exposta à ação das ondas. Em cada área, foi traçada uma transecção de vinte metros quadrados, onde foram amostradas variáveis ambientais como rugosidade, inclinação e tipo de rocha e direção relativa à linha d’água (Figura 1).

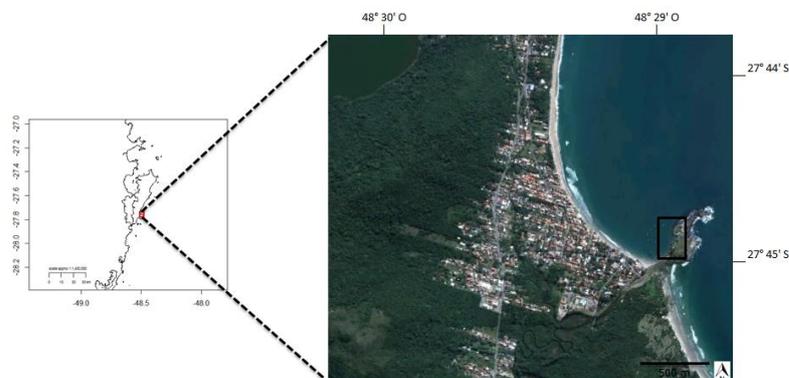


Figura 1. Mapa da área de costão rochoso localizada na praia da Armação, Florianópolis-SC, onde foram tomadas as medidas *Chthamalus bisinuatus* em diferentes graus de adensamento.

Ao longo dos transectos, foram amostrados 5 quadrats em 3 níveis de densidade (alta (>75% de cobertura), média (entre 26% e 75% de cobertura), baixa (<25% de cobertura)) (Figura 2). Nos quadrats, foram registradas medidas morfológicas de altura (mm), diâmetro da base (mm) e diâmetro da abertura (mm) de cinco indivíduos de *Chthamalus bisinuatus* e posteriormente feitas as relações altura/diâmetro da base, altura/diâmetro da abertura e diâmetro da abertura/diâmetro da base para as diferentes categorias de adensamento.

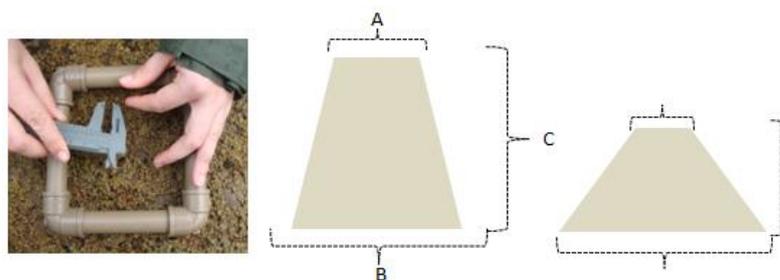


Figura 2. Medidas das dimensões de *Chthamalus bisinuatus* na praia da Armação, Florianópolis-SC. Onde: (A) Diâmetro da abertura(mm); (B) Diâmetro da base(mm); (C) Altura(mm).

A variação entre as relações morfológicas em relação ao adensamento foi analisada através de análise de variância (ANOVA) aninhada em relação ao quadrat e em função de cada uma das duas áreas, com o Teste de Tukey realizado *a posteriori* a fim de se comparar as relações morfológicas entre as diferentes densidades. As duas áreas amostradas foram comparadas entre si, para verificar a diferença nos parâmetros morfológicos de *Chthamalus bisinuatus* entre os diferentes graus de exposição à ação das ondas (exposto e abrigado), através do teste t. Para tanto, testou-se a normalidade dos dados por meio do teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade de variância segundo o teste de Levene, e quando necessário estes foram transformados, utilizando logaritmo (10).

Para a seleção de modelos preditores de adensamento, a partir das variáveis abióticas amostradas, foi empregada a seleção de modelos pelo Critério de Informação de Akaike (AIC) entre as variáveis ambientais mensuradas, para isso foram definidos, *a priori*, 12 modelos preditores candidatos. O AIC é um dos métodos de seleção de modelos que determina aquele que melhor minimiza a discrepância esperada, sendo um estimador imparcial que assume que todos os modelos candidatos contém o verdadeiro modelo (Yanagihara & Ohmoto, 2005). Para comparação da magnitude das correlações entre os fatores ambientais mensurados e o adensamento de cracas foi realizado o teste de correlação de Spearman.

Resultados e Discussão

Avaliando as três categorias de adensamento, obtivemos para a relação altura/diâmetro da base uma média (\pm DP) de 0,685 (0,196), enquanto que no médio adensamento a média foi de 0,349 (0,185) e no baixo 0,290 (0,123). A relação altura/abertura teve média de 1,023 (0,289), 0,609 (0,223) e 0,558 (0,237) para alto, médio e baixo adensamento, respectivamente. Para a relação abertura/base no adensamento alto obtivemos média de 0,678 (0,104), 0,581 (0,202) e 0,540 (0,146) para médio e baixo adensamento, respectivamente (Figura 3).

A partir dos resultados das possíveis relações de dimensões da concha de *Chthamalus bisinuatus* houve maior relação altura/diâmetro da base nas condições de alto adensamento, seguido do médio e baixo adensamento, respectivamente. Essas condições são observadas pelo fato de que a altura média das conchas variou entre 4,63mm, 2,26mm e 1,87mm, respectivamente, enquanto que a variação da base nas diferentes categorias de adensamento foi entre 6,18 e 6,93mm, demonstrando que em áreas mais adensadas a competição intraespecífica pode exercer importante influência na altura dos indivíduos. Esse possível padrão em relação à altura/diâmetro da abertura também foi verificado em áreas mais adensadas, embora, a condição de abertura em áreas mais adensadas teve média de 4,66mm, seguido de 3,71 e 3,34mm para média e baixa, também demonstrando maior razão em áreas mais adensadas em função da altura e da abertura serem maiores. As condições de abertura e diâmetro da base foram proporcionais em todas as condições, embora decrescendo em função do menor adensamento.

Pereira & Soares-Gomes (2009) discutem que entre os organismos sésseis os aspectos que podem influenciar no processo de fixação são: a relação entre superfície de fixação do organismo em reposta à superfície total do organismo, forma e dimensão e consistência. A melhor superfície de fixação é quando a relação superfície total e de fixação é atingida em formas crostosas que estão aderidas ao substrato com razão próxima a um. Em relação a forma, a forma cônica do *Chthamalus bisinuatus* é uma das que mais propicia boa adesão ao substrato. A consistência dos organismos em costão rochosos é muito variável, sendo que formas rígidas pela calcificação conferem melhor aderência.

O conceito de nicho proposto por Hutchinson (1957) resume as necessidades e as tolerâncias de um indivíduo ou espécie a fim de cumprir seu modo de vida. Assim, em muitos casos a competição pode não ter efeito no número de indivíduos, mas sim nos indivíduos (e.g. tamanho dos indivíduos, mudanças na assimetria corporal) (Begon et al., 2006). Algumas espécies do gênero *Chthamalus* apresentam variação morfológica como resposta às condições do

ambiente e não como resultado de um único genótipo (Barne & Poweel, 1950; Bertness et al., 1991; Arsenault et al., 2001 *apud* Jarrett, 2008).

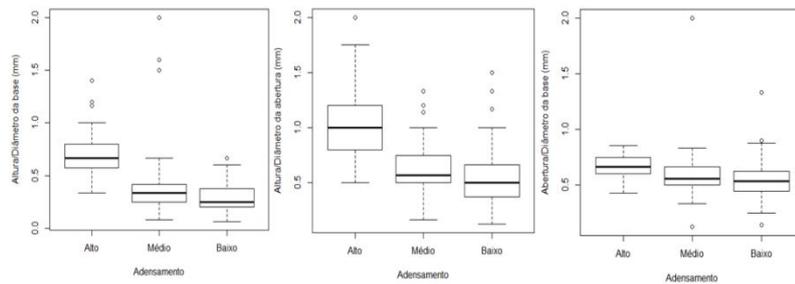


Figura 3. Média (\pm DP) das relações morfológicas em diferentes categorias de adensamento da espécie *Chthamalus bisinuatus* no costão rochoso praia da Armação, Florianópolis-SC.

A análise de variância considerando os fatores de adensamento e as diferentes áreas demonstrou que existe diferença significativa nas relações morfológicas (altura/base, altura/abertura e abertura/base) entre as diferentes categorias de adensamento (Tabela 1). Com isso, observou-se que o padrão da razão da morfologia manteve-se em relação às condições ambientais. Assim, infere-se que o fator mais importante nas diferentes razões em relação aos diferentes adensamentos pode ser ocasionado pela competição intraespecífica por recursos de espaço e acesso a alimentação.

Tabela 1. Análise de variância para as características morfológicas de *Chthamalus bisinuatus* encontradas no costão rochoso da praia da Armação, Florianópolis-SC, em relação ao adensamento. Onde: Adens. = Adensamento.

Critério	Altura/Base			Altura/Abertura			Abertura/Base		
	F	gl	P	F	gl	p	F	gl	P
Adens.	235,89	2	<0,01	152,65	2	<0,01	31,82	2	<0,01
Área	2,1	1	0,147	1,60	1	0,205	3,37	1	0,07
Adens.: real	3,43	2	0,033	0,19	2	0,823	9,44	2	<0,01

O teste Tukey, *a posteriori*, demonstrou que todas as relações morfológicas foram significativamente diferentes, exceto a relação altura/abertura na comparação de adensamento médio e baixo,

assim como a relação abertura/base nessa mesma comparação (Tabela 2). Essa condição evidencia novamente que a competição intraespecífica é maior em condições de maior adensamento, onde os indivíduos tendem a investir mais em altura e abertura das conchas.

Tabela 2. Resultado do teste Tukey para comparação das relações morfológicas de *Chthamalus bisinuatus* entre as diferentes categorias de adensamento encontradas no costão rochoso da praia da Armação, Florianópolis-SC.

Adensamento	Alt./ Base	P	Alt./ Abert.	P	Abert./ Base	P
Médio-Baixo	0,05	<0,01	0,05	0,19	0,04	0,06 <0,0
Alto-Baixo	0,39	<0,01	0,46	<0,01	0,13	1 <0,0
Alto-Médio	0,34	<0,01	0,41	<0,01	0,09	1

Com base nos resultados pode-se notar que no baixo adensamento a razão foi diferente devido às proporções da base, altura e abertura, onde a média da base no local exposto foi de 6,00mm e no local abrigado de 6,36mm; a altura foi de 2,10mm e 1,76mm e abertura de 3,56mm e 3,18mm, respectivamente. Evidenciando que em baixas densidades em locais expostos a base é menor e a altura e abertura maior, o inverso é notado nas condições de baixos adensamentos em locais abrigados.

Através da seleção de modelos preditores do adensamento de *Chthamalus bisinuatus* pelo Critério de Informação de Akaike (AIC) observamos que o modelo mais parcimonioso foi o modelo que tinha aportes das condições de inclinação [AIC=583,74] seguido do modelo substrato + inclinação [AIC=584,42] (Tabela 4). Embora, a diferença entre todos os 12 modelos, foi apenas de 7,59 (Figura 4).

Tabela 4. Resultado da seleção de modelos preditores de adensamento de *Chthamalus bisinuatus* encontrados no costão rochoso da praia da Armação, Florianópolis-SC.

Modelo	Descrição	K	AIC	Δ AIC	Peso AIC	Peso Acumulado	Verossimilhança
2	Inclinação	3	583.74	0	0.29	0.29	-288.87
5	Substrato + Inclinação	4	584.42	0.69	0.2	0.49	-288.21
7	Inclinação + Exposição	4	585.18	1.44	0.14	0.63	-288.59
11	Exposição + Inclinação + Substrato	5	585.81	2.08	0.1	0.73	-287.91
9	Inclinação + Substrato + Rugosidade	5	585.87	2.14	0.1	0.83	-287.94
8	Inclinação + Exposição + Rugosidade	5	586.97	3.24	0.06	0.88	-288.49
12	Exposição + Inclinação + Substrato + Rugosidade	6	587.23	3.49	0.05	0.93	-287.61
1	Substrato	3	589.25	5.51	0.02	0.95	-291.62
3	Exposição	3	589.66	5.92	0.01	0.97	-291.83
4	Rugosidade	3	589.68	5.95	0.01	0.98	-291.84
6	Substrato + Rugosidade	4	590.07	6.33	0.01	0.99	-291.03
10	Exposição + Substrato + Rugosidade	5	591.32	7.59	0.01	1	-290.66

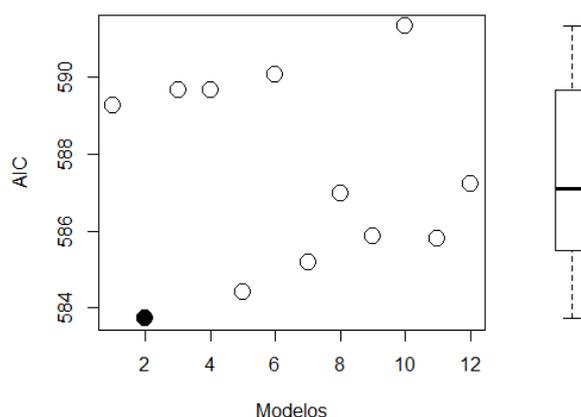


Figura 4. Distribuição dos modelos preditores de adensamento de *Chthamalus bisinuatus* encontradas no costão rochoso da praia da Armação em relação ao AIC.

O resultado da correlação de Spearman para verificar se as variáveis ambientais relacionavam-se com a densidade de *Chthamalus bisinuatus* demonstrou que somente a inclinação teve correlação com a densidade [$S=24037,81$; $\rho=0,332$; $p=0,009$] e que as demais variáveis explicativas mensuradas não se correlacionaram significativamente a densidade de *Chthamalus bisinuatus* (Tabela 5).

Tabela 5. Resultado do teste de correlação de Spearman para as variáveis ambientais mensuradas em relação ao adensamento de *Chthamalus bisinuatus* encontradas no costão rochoso da praia da Armação em relação ao AIC.

Variável	S	rho	p
Substrato	41448,68	-0,151	0,247
Inclinação	24037,81	0,332	0,009*
Exposição	33343,32	0,073	0,576
Rugosidade	30486,29	0,152	0,243

A análise exploratória dos dados em relação às condições ambientais de inclinação, substrato e grau de exposição e a porcentagem de cobertura demonstrou que no local abrigado a

condição de maior inclinação foi importante, devido ao fato de nessas condições a influência da dessecação é menor. Na condição de maior exposição o padrão de porcentagem de cobertura foi maior em condições horizontais no substrato diabásico e inclinado no substrato granítico, possivelmente por questões de menor exposição à dessecação e fatores de aderência (Figura 6). O substrato diabásico é visivelmente menos aderente que o granito, assim, inferimos que na condição horizontal o diabásio é melhor colonizado que em condições inclinadas. Além disso, em locais de maior exposição à ação de ondas o substrato horizontal oferece menor efeito de dessecação do que em ambientes de pouca exposição, onde o substrato horizontal fica quase que constantemente sujeito a grande insolação e dessecação.

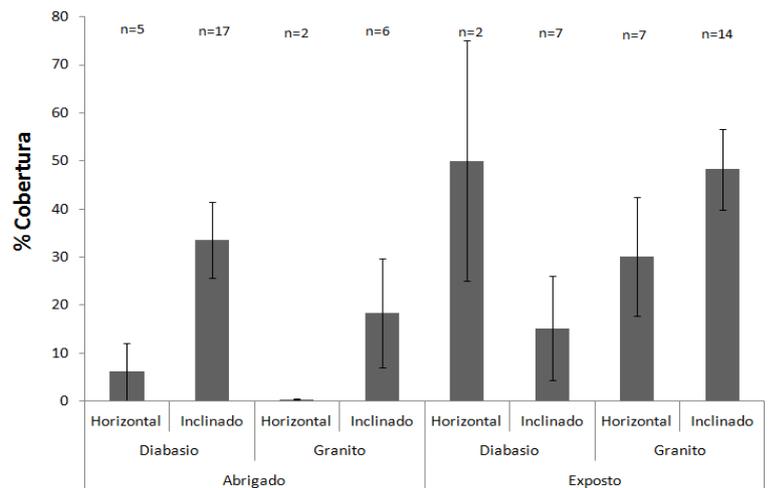


Figura 6. Relação da porcentagem de cobertura de *Chthamalus bisinuatus* em relação aos locais abrigados e expostos, aos tipos de substratos e as condições de inclinações na praia da Armação, Florianópolis-SC.

O tipo de rocha também influencia a disposição das cracas. Wisely (1959) sugere que a eficiência dos tipos de substratos como coletora do *fouling* (comunidades incrustantes, que constituem organismos

bentônicos que se fixam sobre substratos consolidados naturais e artificiais) está relacionada com a porosidade da sua superfície, onde aquelas mais lisas são menos eficientes no recrutamento dos organismos sedentários.

As razões das medidas morfológicas de altura e diâmetro da abertura não apresentaram variação quanto às áreas, protegida ou exposta. Presume-se, então, que a ação mecânica das ondas não influencia a variação morfológica da espécie, embora tenha havido diferença significativa nos locais de baixa densidade, assim, inferimos que a competição intraespecífica tem maior influência na morfologia da craca. Além disso, sugere-se que a base se mantém durante a colonização e que o investimento dá-se em relação à altura e abertura à medida que o adensamento aumenta espaço-temporalmente.

Embora a competição intraespecífica por espaço possa ter influenciado a morfologia de *Chthamalus bisinuatus*, em especial com relação à altura e diâmetro da abertura, Leslie (2005) demonstrou que a sobrevivência foi positivamente relacionada com a densidade, onde populações em níveis de menor densidade tinham 19 vezes mais probabilidade de sofrer de mortalidade de 95% do que os que estão nos mais altos níveis de densidade. O crescimento e investimento reprodutivo individual estão negativamente relacionados com a densidade. Animais em baixas densidades experimentais (16-50 adultos/100cm²) cresceram 1,6 vezes mais em diâmetro com relação a indivíduos que viviam em altas densidades (200-460 adultos/100cm²). Todavia, cracas maiores produziam maior massa de ninhada, porém menores indivíduos. A estimativa da taxa reprodutiva dos animais no experimento indicou que o efeito principal da densidade coespecífica maior era o aumento da sobrevivência, e, conseqüentemente, um maior número médio de larvas produzido por recruta original. Assim, neste caso, os efeitos positivos intraespecíficos de agregações de alta densidade compensam os efeitos negativos.

Diferentes abundâncias de *Chthamalus* foram observadas no estudo de Wetthey (1984) que afirmam que essas condições são determinadas mais por competição interespecífica do que pela

competição intraespecífica. Com relação à competição intraespecífica Leslie (2005) observou em laboratório que a razão peso/diâmetro da base aumentou com o aumento da densidade. Estudos anteriores também documentaram mudanças similares em populações naturais no crescimento e morfologia da concha da craca (Barnes & Powell, 1950; Knight-Jones, 1953; Bertness, 1989; Lopez & Gonzalez, 2003 *apud* Leslie, 2005).

Com base nos resultados obtidos concluiu-se que o adensamento afeta a morfologia de *Chthamalus bisinuatus*, visto que os indivíduos da espécie aumentam em altura e diâmetro da abertura em função do aumento da competição intraespecífica por espaço. Não obstante, é bem documentado na literatura que os efeitos positivos intraespecíficos de agregações de alta densidade compensam os efeitos negativos. Além disso, concluiu-se também que o grau de adensamento da craca também sofre influência do tipo de substrato e da exposição dos organismos nas diferentes zonas do costão rochoso, pois tendem a influenciar a fisiologia das espécies e por consequência a amplitude das interações intra e interespecíficas.

Agradecimentos

Agradecemos a FLORAM e aos gestores do Parque Municipal da Lagoa do Peri, pelo apoio logístico.

Bibliografia

- Begon, M., Townsend, C.R. & Harper, J. L. 2008. **Ecology: From individuals to ecosystems**. 4ª Edição, Blackwell Publishing. Malden. 740 p.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2004. Multi-model inference: Understanding AIC and BIC in model selection. **Sociol. Method. Res.** 33(3), 261–304.
- Coutinho, R. 2002. Bentos de costões rochosos. In: Pereira, R. C. E Soares-Gomes (eds). **Biologia marinha**. Editora Interciência, Rio de Janeiro. 382p.
- Coutinho, R. & Zalman, M. R. 2009. Os bentos de costões rochosos. In: Pereira, R. C & Soares-Gomes, A. **Biologia Marinha**. Editora Interciência, Rio de Janeiro. 382p.

- Jarrett, J. N. 2008. Inter-population variation in shell morphology of the barnacle *Chthamalus fissus*. **Journal of Crustacean Biology** 28(1):16–20.
- Leslie, H. M. 2005. Positive intraspecific effects trump negative effects in high-density barnacle aggregations. **Ecology**. 86(10): 2716–2725.
- Masi, B. P. 2007. Distribuição vertical, variabilidade espacial e temporal da comunidade bêntica da zona entremares na costa norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Estadual do Norte Fluminense. Campos dos Goytacazes, 113p.
- Wisely, B. 1959. Factors influencing the settling of the principal marine fouling organisms in Sidney Harbour. **Marine and Freshwater Research**, 10, 30-44.
- Yan, Y. 2002. The ecology of the high shore barnacle: *Chthamalus malayensis* in Hong Kong. Tese de Doutorado em Filosofia. Universidade de Hong Kong. Hong Kong, 217p.
- Yanagihara, H.& Ohmoto, C., 2005. On distribution of AIC in linear regression models. **Journal of Statistical Planning and Inference**. 133, 417–433.



PROJETOS LIVRES

Parque Municipal da Lagoa do Peri: benefícios e ameaças do ponto de vista de serviços ecossistêmicos

Dechoum, M. S. & Arellano, L.

Introdução

Serviços ecossistêmicos podem ser entendidos como todos os benefícios que a população humana obtém dos ecossistemas para seu bem-estar e desenvolvimento (Millenium Ecosystem Assessment, 2003). Estes serviços são o resultado de processos naturais decorrentes de complexas interações entre componentes bióticos e abióticos dos ecossistemas ao longo dos fluxos de matéria e energia (de Groot et al., 2002).

É essencial compreender os fatores que causam as mudanças nos serviços providos pelos ecossistemas, de modo que possam ser planejadas intervenções que garantam impactos positivos e minimizem aqueles que são negativos. Por exemplo, alterações na cobertura vegetal podem aumentar a probabilidade da invasão de uma espécie exótica. De forma similar, avanços tecnológicos podem aumentar as taxas de crescimento econômico (Millenium Ecosystem Assessment, 2003).

Lagoas costeiras são ecossistemas com importante contribuição para os aquíferos subterrâneos, para a manutenção da estabilidade climática local e regional, conservação da biodiversidade, e para o suprimento de água para populações humanas (Esteves et al., 2008). Apesar dos serviços prestados e de seus múltiplos usos, o desenvolvimento urbano e o intenso uso nas lagoas e em suas adjacências, tem levado a impactos como a contaminação da água, eutrofização, introdução de espécies exóticas invasoras e destruição de habitats (Hennemann & Petrucio, 2011).

O abastecimento de água da ilha de Santa Catarina está atualmente dividido em três regiões assim denominadas: Costa Norte, Sistema Costa Leste-Sul e sistema Cubatão-Pilões. A Estação de Tratamento de Água da Lagoa do Peri faz parte do Sistema de Abastecimento de Água Costa Leste, que atende aos distritos da Barra da Lagoa, Lagoa da Conceição, Campeche, Morro das Pedras,

Armação e Ribeirão da Ilha. A região é de extrema importância para a cidade na medida em que na lagoa do Peri funciona um sistema de captação de água com vazão média captada de 200 l/s. A produção da estação varia de acordo com a demanda, em média 178 l/s no inverno, atendendo até 102.000 habitantes, e no verão, em média 197 l/s, atendendo aproximadamente 113.000 habitantes (CASAN, 2012).

A qualidade da água do manancial enquadra-se na classe apropriada para ser tratada para o consumo humano - padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357/2005. A captação ocorre dentro do Parque Municipal da lagoa do Peri, dentro do qual estão protegidos ecossistemas terrestres extremamente relevantes para a manutenção da quantidade e da qualidade de água distribuída e de outros serviços ecossistêmicos indispensáveis à sobrevivência humana na região.

Considerando o cenário de serviços ecossistêmicos providos por uma unidade de conservação de proteção integral e os diferentes tipos e níveis de impactos e ameaças que esses ecossistemas vêm sofrendo, o objetivo geral do trabalho foi compreender os fatores relacionados à geração e manutenção de serviços ecossistêmicos no Parque Municipal da lagoa do Peri. Os objetivos específicos foram: (1) identificar os serviços ecossistêmicos providos pelo Parque Municipal da lagoa do Peri e; (2) identificar forças motrizes e propor possíveis intervenções para que o fornecimento de água de boa qualidade seja mantido.

Material e Métodos

Área de estudo

O Parque Municipal da lagoa do Peri está localizado na porção sudeste da ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis, entre as latitudes Sul 27°42'59" e 27°46'45" e as longitudes Oeste 48°30'33" e 48°31'59", e tem os mesmos limites que a Bacia Hidrográfica da lagoa do Peri, com uma área de 20,3 Km². O Parque foi criado em 1981 pela Lei Municipal 1.828, tendo como um dos objetivos de criação proteger o manancial da Bacia Hidrográfica da lagoa do Peri, de modo a permitir a utilização adequada de seu

potencial, visando abastecer a população do sul da ilha de Santa Catarina (Lei Ordinária Municipal nº 1.828/81). O Decreto Municipal 091/82 regulamentou esta Lei e estabeleceu o Plano Diretor de Uso e Ocupação do Solo, por meio do qual o Parque foi dividido em três zonas: Área de Reserva Biológica, Área de Paisagem Cultural e Área de Lazer.

A Fundação do Meio Ambiente de Florianópolis (FLORAM) é o órgão responsável pela gestão do Parque, por meio do Departamento de Unidades de Conservação, sendo também responsável pela conservação de solo para garantir água na Bacia. Os principais tributários da Bacia são o rio Cachoeira Grande e o rio Ribeirão Grande. O rio Cachoeira Grande drena uma área de 1,66 Km², tem suas nascentes situadas na cota de 280 m de altitude e percorre 1,17 Km até desaguar na lagoa do Peri. Já o Ribeirão Grande drena uma área de 6,98 Km², tem suas nascentes a 285 m de altitude e percorre 4,6 Km até desaguar na Lagoa (Santos et al., 1989). Boa parte das nascentes do Ribeirão Grande está localizada em propriedades particulares situadas na região do Sertão do Peri.

A lagoa do Peri é o maior corpo de água doce da ilha de Santa Catarina, apresentando uma área de superfície de 5,7 km², envolvidos por Floresta Ombrófila Densa nas porções sul, oeste e norte e por Formações Pioneiras de Origem Marinha (Restingas) na porção leste (Teive et al., 2008). É um corpo de água não-estratificado que apresenta relativa homogeneidade espacial do ponto de vista de parâmetros de qualidade da água (Hennemann & Petrucio, 2011), que está situada a 3 m acima do nível do mar, com o qual se conecta através de um canal de sentido único lagoa - mar (Canal Sangradouro). A qualidade da água é considerada boa, com uma concentração bastante baixa de nutrientes, uma coluna d'água bem oxigenada e pH próximo à neutralidade (CASAN, 2011). As concentrações de clorofila-a são bastante altas o ano todo, indicando ser este um ambiente produtivo (LAPAD/UFSC, 2010).

Coleta de dados

A coleta de dados foi realizada por meio de entrevistas, consulta a materiais bibliográficos e visitas a campo para registros

fotográficos. No dia 01 de novembro, foi realizada uma entrevista com o Chefe de Unidades de Conservação do DEPUC da FLORAM, visando identificar (1) os principais conflitos encontrados na gestão da Unidade e (2) as forças motrizes decorrentes destes conflitos e que poderiam ter algum tipo de relação com o serviço ecossistêmico de fornecimento de água para a população abastecida pela lagoa do Peri. Mediante a entrevista, foi feita uma visita a campo na Armação e no Sertão do Peri para a identificação e o registro fotográfico de áreas/atividades conflitantes, que comprometam a manutenção do serviço ecossistêmico avaliado.

Por meio de contato telefônico com a Gerência de Meio Ambiente e Recursos Hídricos da CASAN, foram obtidos relatórios periódicos de qualidade da água da Lagoa, e dados sobre a rede de abastecimento associada à lagoa do Peri. As informações constantes nestes documentos, juntamente com aquelas presentes na base de dados de trabalhos técnicos (relatórios, registros) e científicos (artigos, teses e dissertações, Trabalhos de Conclusão de Curso) realizados na Unidade, disponibilizada pelo Chefe de Unidades de Conservação do DEPUC, foram utilizados como subsídio para a construção do quadro de serviços ecossistêmicos prestados pelo Parque Municipal da lagoa do Peri.

Com exceção dos serviços de regulação, a identificação de todos os demais serviços foi feita a partir da associação dos dados de trabalhos realizados no Parque com sistemas de ordenamento e classificação constantes em bibliografia sobre serviços ecossistêmicos. Os serviços de regulação foram identificados por meio de extrapolações feitas a partir de funções de florestas ripárias (Qualidade e quantidade de água; controle de erosão, sedimentação; Regulação do clima) e de funções dos ecossistemas na regulação de gases (Regulação da qualidade do ar) (Anexo 1).

Análise de dados

As informações e dados obtidos na entrevista, na leitura do material bibliográfico consultado e na visita a campo realizada foram utilizados para a construção de um quadro dos serviços ecossistêmicos providos pelo Parque Municipal da lagoa do Peri. A

partir deste quadro, o fornecimento de água de boa qualidade foi especificamente analisado do ponto de vista da conjuntura de impactos que geram forças motrizes diretas e indiretas, visando a construção de um quadro esquemático de relação dessas forças com os serviços. Posteriormente, com base nessas relações forças motrizes x serviço ameaçado, foram propostas intervenções na escala da Bacia.

Resultados e discussão

Serviços ecossistêmicos

Com base no material bibliográfico consultado, foram identificados 16 tipos de serviços, sendo quatro serviços de suporte, quatro serviços de regulação, três de provisão e cinco culturais (Figura 1).

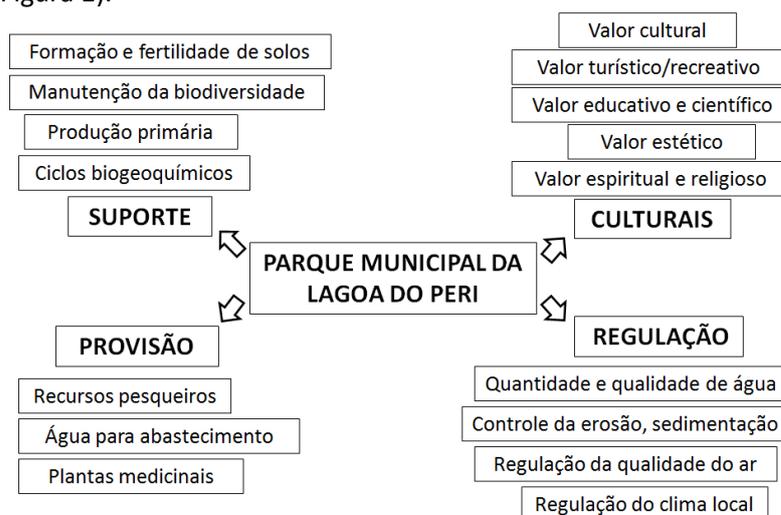


Figura 1 - Serviços ecossistêmicos providos pelo Parque Municipal da lagoa do Peri, Florianópolis (SC). Os serviços foram categorizados em de suporte, de provisão, de regulação e culturais.

Uma revisão bibliográfica mais completa e detalhada sobre trabalhos já desenvolvidos no Parque poderia resultar em uma lista com um maior número de serviços, ou ainda, um maior número de estudos para dar subsídio à existência de cada serviço. O serviço manutenção da biodiversidade, por exemplo, só está embasado em

um estudo (Lisboa, 2012), o que certamente não é verdadeiro, tendo em vista a relevância biológica da área e o grande número de estudos já desenvolvidos no Parque.

Ressalta-se que o recurso água depende do funcionamento dos serviços em três instâncias, indo desde os serviços de suporte, associados ao ciclo hidrológico, passando pelo serviço de regulação de fornecimento de água de boa qualidade e finalizando o ciclo com o serviço de provisão de água para consumo.

Forças motrizes

A Área de Paisagem Cultural, região popularmente conhecida como Sertão do Peri, foi ocupada por volta de 1761 por agricultores provenientes das ilhas dos Açores e da ilha da Madeira, que se estabeleceram tendo como bases de renda atividades agrícolas (Giraldi, 2009). De acordo com o zoneamento, essa é a porção do território do Parque onde se localizam os assentamentos e atividades humanas tradicionais, sendo a comunidade que aí reside considerada tradicional (Salgado, 2002). Atualmente, uma parcela da população residente do Sertão, representada pelos mais idosos, ainda cultiva mandioca e cana-de-açúcar, utilizadas, respectivamente, na fabricação artesanal de farinha e aguardente. Em 2009, havia na região 44 residências, totalizando um número estimado de 53 moradores fixos e 50 temporários (Giraldi, 2009).

As principais dificuldades enfrentadas pelo DEPUC são os conflitos com os proprietários de áreas que estão dentro do Parque, uma vez que um processo de regularização fundiária nunca aconteceu. Além disso, a imprecisão dos limites da Unidade, aliada à fiscalização ineficiente, proporcionou que parte dos territórios abrangidos pelo Parque fosse ocupada de forma irregular, como é o que vem acontecendo na porção sudeste do Parque, em área de Restinga enquadrada como Área de Reserva Biológica, de acordo com o zoneamento proposto. De acordo com Cardoso et al. (2008), esta porção apresentou a maior variação ao longo dos anos, passando de 4,5 km² em 1985 para 12 km² em 2006, tendo um incremento de aproximadamente 165%. Vale ressaltar que os limites da Unidade foram aprovados com base em um mapa impresso que consta da Lei

de criação do Parque, não-georreferenciado e traçado de forma imprecisa.

Em 2007, houve um esforço do DEPUC no sentido de recategorização do Parque, de modo a enquadrá-lo ao Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) e ao Sistema Estadual de Unidades de Conservação (SEUC), e visando minimizar os conflitos com os proprietários. Em consulta pública, a sugestão do DEPUC foi a de manter a Unidade no Grupo de Proteção Integral, na categoria “Monumento Natural” ou “Refúgio da Vida Silvestre”, já que estas admitem a propriedade privada. O posicionamento da representação de moradores seria a de transformar a Unidade em “Área de Proteção Ambiental”, categoria do grupo das Unidades de Conservação de Uso Sustentável. Uma nova categoria não foi definida, o processo de recategorização da Unidade para adequação ao SNUC foi interrompido, e os conflitos de gestão permanecem no que se diz respeito a irregularidades existentes, quais sejam: áreas de ocupação urbana irregular, parcelamentos de solo, novas construções, reconstruções e reformas de edificações mais antigas por novos moradores, etc.

De acordo com o Chefe do DEPUC, as forças motrizes diretas que representam ameaças aos serviços de fornecimento de água pela lagoa do Peri estão ocorrendo na região do Sertão do Peri e na porção sudeste do Parque. Há ainda alguns fatores que são resultado de interferência humana indireta, que podem trazer impactos à qualidade da água mediante a ocorrência de processos biológicos, tais como invasões biológicas e explosões populacionais e a consequente produção de cianotoxinas (Tabela 1; Figura 2).

Tabela 1 - Forças motrizes do serviço de fornecimento de água de boa qualidade provido pelo Parque Municipal da lagoa do Peri, Florianópolis (SC), com seus respectivos locais de ocorrência dentro da unidade.

Local da unidade	Impacto/ameaça aos serviços
Lagoa do Peri	Produção de cianotoxinas (<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>)
Lagoa do Peri	Invasão por peixes exóticos
Porção sudeste	Invasão por árvores exóticas a partir de talhões de plantio
Porção sudeste	Ocupação irregular
Sertão do Peri	Más práticas de conservação do solo em sistemas produtivos
Sertão do Peri, porção sudeste	Parcelamento do solo
Sertão do Peri, porção sudeste	Ausência de sistemas de drenagem em estradas
Porção sudeste	Aumento de captação de água (particular)
Sertão do Peri	Construção de açudes irregulares
Sertão do Peri, porção sudeste	Desmatamento
Sertão do Peri, porção sudeste	Contaminação de corpos d'água por fossas
Sertão do Peri, porção sudeste	Lançamento de efluentes em corpos d'água
Sertão do Peri, porção sudeste	Desvio de água de nascentes e cursos d'água

Dentre as forças diretas, especial atenção deve ser dada à produção de toxinas pela cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* (Tabela 1; Figura 2), que ameaça a qualidade de água. Desde meados de 1990, vem sendo registrada a presença da cianobactéria potencialmente tóxica *C. raciborskii* na lagoa do Peri, e vem se evidenciando o aumento na sua densidade e períodos de dominância da espécie (Laudares-Silva, 1999; Grellmann, 2006; Shroeder, 2006; Hennemann & Petrucio, 2010; Hennemann & Petrucio, 2011; Tonetta, 2012). No trabalho mais recente consultado (Tonetta, 2012), a densidade da espécie variou entre 44.000 indivíduos/ml em Abril de 2010 a 197.000 indivíduos/ml em Outubro de 2009, sendo a espécie a mais abundante e muitas vezes

dominante na amostragem de fitoplâncton realizada. De acordo com Hennemann & Petrucio (2010), o efeito combinado dos aumentos globais de temperatura e aumento na concentração de Fósforo pode levar a um aumento significativo na biomassa de fitoplâncton da Lagoa, tanto nos meses frios quanto nos meses quentes. Esses resultados são especialmente preocupantes, tendo em vista que a explosão populacional de cianobactérias pode levar à produção de toxinas que trariam consequências dramáticas para o ecossistema e para as pessoas que dependem do abastecimento de água proveniente da lagoa do Peri.



Figura 2 - Quadro esquemático de forças motrizes relacionadas ao serviço de regulação de fornecimento de água de boa qualidade, provido pelo Parque Municipal da lagoa do Peri, Florianópolis (SC). As caixas brancas representam as forças motrizes que atuam sobre a qualidade de água e quantidade de água (caixas cinza).

Intervenções propostas

Foram formuladas seis propostas de intervenções visando a manutenção do fornecimento de água de boa qualidade pelo Parque Municipal da lagoa do Peri (Tabela 2).

Tabela 2 - Intervenções propostas e resultados esperados visando à manutenção do fornecimento de água de boa qualidade pelo Parque Municipal da lagoa do Peri, Florianópolis (SC).

Intervenções propostas	Resultados esperados
Levantamento da situação fundiária do território de abrangência da Unidade	Base de informações para a recategorização da Unidade.
Recategorização do Parque, com a definição de limites georreferenciados	Redução de conflitos entre proprietários e a gestão do Parque. Adequação de propriedades em situação irregular.
Implementação de Programa de Adequação Ambiental de Propriedades Rurais na Microbacia do Ribeirão Grande	Restauração de Nascentes e Florestas Ciliares. Melhores práticas de uso do solo em sistemas produtivos, melhorando a fertilidade do solo, evitando o desmatamento, a erosão do solo, e o consequente assoreamento de corpos d'água. Adequação dos sistemas de drenagem das estradas internas das propriedades, reduzindo o carreamento de solo para os corpos d'água e, conseqüentemente, do assoreamento de rios e nascentes.
Implementação de Programa de Adequação de Saneamento na Bacia	Redução do lançamento direto de efluentes e da contaminação por fossas em corpos d'água.
Implementação de Programa Integrado de Fiscalização na Bacia	Coibição de atividades relacionadas a uso e ocupação do solo sem as devidas autorizações (parcelamento do solo, movimentação de solo e construção de açudes, desmatamento, desvio de cursos d'água para captação).
Adequação dos sistemas de drenagem das vias de acesso ao Sertão do Peri	Redução do carreamento de solo para os corpos d'água e, conseqüentemente, do assoreamento de rios e nascentes.

Recomenda-se as intervenções propostas sejam coordenadas e executadas por um grupo de trabalho composto por órgãos

governamentais, tais como a Fundação Estadual de Meio Ambiente (FATMA), a CASAN, a Polícia Ambiental, a Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão (EPAGRI), as Secretarias de Habitação e Saneamento Ambiental e de Meio Ambiente e Desenvolvimento Urbano da Prefeitura Municipal de Florianópolis, o Departamento Estadual de Infraestrutura (DEINFRA), as Secretarias de Turismo das instâncias municipal e estadual, dentre outros; com o envolvimento de associações comunitárias e de organizações não governamentais atuantes na Bacia, e em parceria com instituições de pesquisa. É fundamental que tal grupo defina um plano de ação para cada uma das intervenções propostas, com ações, responsáveis, prazos para execução, metas a serem atingidas e indicadores para monitoramento.

Ressalta-se, ainda que, segundo o Chefe de Unidades de Conservação da FLORAM, há recursos de compensação ambiental destinados e a serem aplicados para o levantamento da situação fundiária do território de abrangência da Unidade, visando subsidiar as discussões referentes à definição da categoria de manejo. O Termo de referência para a contratação dos serviços foi elaborado pelo DEPUC e está tramitando na Administração Municipal desde 2010.

Bibliografia

- Assis, A. L. A. A. 2007. Os agricultores tradicionais do Sertão do Ribeirão (Florianópolis - SC) e a conservação de diversidade de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz - Euphorbiaceae). Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Santa Catarina. 42 p.
- Cardoso, F. S., Pereira, G.; Aisur Ignacio Agudo-Padrón, A. I.; Nascimento, C. & Abdalla, A. Análise do uso e ocupação do solo na Bacia da lagoa do Peri, Florianópolis (SC). **Caminhos da Geografia** (Revista On Line), 9 (27): 201-213.1
- CASAN, 2011. Estudo da qualidade da água dos rios Cubatão, Vargem do Braço e Lagoa do Peri. Relatório técnico. 69 p.
- CASAN, 2012. Sistemas de abastecimento de água da ilha de Santa Catarina. Acesso em 01 de novembro de 2012. Disponível em <http://novo.casan.com.br/menu-conteudo/index/url/manancias-da-ilha#0>.

- de Groot, R. S., Wilson, M. A. & Boumans, R. M. J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**. 41: 393 - 408.
- Esteves, F. A., Caliman, A., Santangelo, J. M., Guariento, R. D., Farjalla, V. F. & Bozelli, R. L. 2008. Neotropical coastal lagoons: na appraisal of their biodiversity, functionings, threats and conservation management. **Brazilian Journal of Biology**. 68(4): 967–981.
- Giraldi, M. 2009. Uso e conhecimento tradicional da plantas medicinais no Sertão do Ribeirão, Florianópolis/SC, Brasil. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Santa Catarina, 60 p.
- Grellmann, C. 2006. Aspectos da morfologia e ecologia de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszinska) Seenayya et Subba Raju e produção de cianotoxinas na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Hennemann, M. C. & Petrucio, M. M. 2010. Seasonal phytoplankton response to increased temperature and phosphorus inputs in a freshwater coastal lagoon, Southern Brazil: a microcosm bioassay. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 22 (3): 295-305.
- 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.
- Hinkel, R. 2002. Aspectos da ciclagem de nutrientes de dois estádios sucessionais de Floresta Ombrófila Densa do Parque Municipal da lagoa do Peri, ilha de Santa Catarina, SC. Dissertação de Mestrado em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Santa Catarina. 164 p.
- Lacerda, V. D. 2008. Quintais do Sertão do Ribeirão: agrobiodiversidade sob um enfoque etnobotânico. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Santa Catarina. 61 p.
- LAPAD/UFSC. 2010. Estudo da ictiofauna da lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina. Relatório final de atividades do projeto. 76 p.
- Laudares-Silva, R. 1999. Aspectos limnológicos, variabilidade espacial e temporal na estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos. 213 p.
- Lima, W. P. & Zakia, M. J. B. 2009. Hidrologia de matas ciliares. In: Rodrigues, R. R. & Leitão-Filho, H. F. L. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo, EDUSP. 319 p.
- Lisboa, L. K. 2012. Dinâmica da vegetação ripária em riachos de Mata Atlântica Subtropical: composição da matéria orgânica alóctone e

- interação com os invertebrados aquáticos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina. 117 p.
- MEA, Millenium Ecosystem Assessment, 2003. Ecossistemas e o Bem-estar Humano: Estrutura para uma Avaliação (Resumo). World Resources Institute. 32 p.
- Muniz, C. E. C. 2006. Análise do uso público em áreas protegidas através da adaptação e aplicação do modelo QCAT (instrumento de coleta de dados elaborado por Ken Hornback e Bill Key): estudo de caso do Parque Municipal da lagoa do Peri - Florianópolis: SC. Dissertação de Mestrado, Universidade do Vale do Itajaí, Centro de Educação de Balneário Camboriú. 142 p.
- Oliveira, J. S. 2002. Análise sedimentar em zonas costeiras: subsídio ao diagnóstico ambiental da lagoa do Peri - ilha de Santa Catarina-SC, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina. 169 p.
- Pedro, I. M. 2009. Educação Ambiental em unidade de conservação - Parque Natural da lagoa do Peri, Florianópolis, SC. Relatório de Estágio de Conclusão de Curso de Bacharelado em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina. 77 p.
- Salgado, G. 2002. Integração do sensoriamento remoto e sistema de informações geográficas para análise temporal do uso da terra: Parque Municipal da lagoa do Peri, Florianópolis - SC. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Santos, G. S. S., Mendonça, J. T. N. M. & Veado, R. W. V. 1989 Análise ambiental da Lagoa do Peri. **Geosul**. 4 (8): 101-123.
- Shroeder, P. 2006. Monitoramento intensivo de cianobactérias potencialmente tóxicas na lagoa do Peri (Florianópolis, SC). Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade de Sul de Santa Catarina. 64 p.
- Tansley, A.G.S. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology**. 16: 284-307.
- Teive, L. T., Lisboa, L. K. & Petrucio, M. M. 2008. Uma revisão da disponibilidade de dados ecológicos visando o direcionamento de novas pesquisas na Lagoa do Peri. **Biotemas**. 21 (2): 133-143.

Anexo 1 - Serviços ecossistêmicos providos pelo Parque Municipal da lagoa do Peri, Florianópolis (SC), com as respectivas referências/fontes de informação.

Categoria do serviço	Serviço ecossistêmico	Referência/fonte de informação	
Suporte	Produção primária	LAPAD/UFSC (2010)	
	Ciclos biogeoquímicos	Hinkel (2002)	
	Manutenção da biodiversidade	Lisboa (2012)	
	Formação e fertilidade de solos	Oliveira (2002)	
Regulação	Qualidade e quantidade de água	Lima & Zakia (2009)	
	Controle de erosão, sedimentação	Regulação do clima	
	Regulação da qualidade do ar	de Groot et al (2002)	
Provisão	Plantas medicinais	Giraldi (2009)	
	Água para abastecimento	CASAN (2012)	
	Recursos pesqueiros	LAPAD/UFSC (2010)	
Culturais	Educativo e científico	Pedro (2009); Acervo de teses, dissertações, Trabalhos de conclusão de curso, relatórios de projetos e publicações decorrentes de cursos de campo disponíveis no banco de dados do Parque	
	Valor turístico/recreativo	Muniz (2006)	
	Valor estético		
	Valor espiritual/religioso		
	Valor cultural	Assis (2007); Lacerda (2008); Giraldi (2009)	

Distribuição e diâmetro de tocas de *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787 (Crustacea: Decapoda, Ocypodidae) em diferentes fisiografias praias

Oliveira-Gonçalves, A., Farias, P.M., Segal, B.

Introdução

A dinâmica das praias é afetada por uma série de fatores, como morfologia da praia (declividade, tamanho do grão do sedimento), regime de ventos, ondas, correntes e marés. Através da interação destas características, em especial declividade, granulometria e ação das ondas, as praias são agrupadas em três tipos: reflexivas, intermediárias e dissipativas (Short & Wright, 1983; Villwock, 1994; Veloso et al., 1997; Veloso & Cardoso, 2001). Muitas adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais da macrofauna de praias arenosas estão relacionadas à dinâmica desses ambientes costeiros (Villwock, 1994), através de certas características intrínsecas, tais como: a granulometria, largura, inclinação dos perfis, vegetação (David et al., 2003).

O decápode, *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea: Decapoda, Ocypodidae), popularmente conhecido como “maria-farinha” é representante dessa macrofauna, habita praias arenosas construindo tocas, principalmente no supralitoral (Nalesso, 2004), entretanto estas podem ocorrer desde a marca mais alta da linha d’água até a área de encosta das dunas (Ramos-Porto et al., 1978).

Esses caranguejos alimentam-se de detritos trazidos pelo mar e cavam tocas de diferentes diâmetros (correspondentes a indivíduos de diferentes idades) ao longo da faixa de areia (Wolcott, 1978; Hillesheim, 2005). Representantes desta espécie apresentam grande importância ecológica como consumidores de detritos orgânicos e transferidores de energia entre diferentes níveis tróficos (Wolcott, 1978), como tal, a espécie vem sendo utilizada como bioindicadora de qualidade ambiental (Alberto & Fontoura, 1999). As tocas de *O. quadrata* fornecem proteção contra predadores e condições ambientais estressantes (Alberto & Fontoura, 1999). Através do

número de tocas pode-se estimar a densidade populacional nas praias arenosas (Warren, 1990).

O objetivo desse estudo foi avaliar a distribuição e o diâmetro de tocas de *O. quadrata* em diferentes fisiografias praias, com características mais próximas ao tipo dissipativo e características de praia mais reflexiva. Além disso, foi verificado se há relação entre o diâmetro da toca e a sua distância com a linha da maré. Sugere-se que tocas de diâmetros menores estejam mais próximas ao mar, devido à necessidade de ambientes mais úmidos para os indivíduos que nelas habitam, e as tocas maiores estariam, mais próximas à vegetação de restinga, devido à maior disponibilidade de detritos, levando-se em consideração que indivíduos maiores seriam mais tolerantes à dessecação. Essa hipótese leva em conta a premissa de que o diâmetro das tocas está diretamente relacionado à largura da carapaça do animal (Wolcott, 1978; Alberto & Fontoura, 1999).

Material e Métodos

O estudo foi realizado em duas praias da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, com fisiografias distintas, constituindo duas áreas amostrais. Uma delas a praia da Armação (27°44'42"S; 48°30'27"O), sendo considerada praia de características mais reflexivas na área amostrada, devido a maior frequência de ondas e maior granulometria observada. E a outra, a praia do Matadeiro (27°45'1"S 48°29'59"O), apresenta baixa inclinação, areia mais fina sendo caracterizada como uma praia mais dissipativa, de baixa energia, ou seja, as ondas chegam com menor força na zona de arrebentação.

Foram realizadas amostragens no período da tarde, entre 16h00min e 18h00min. Foi utilizada como referencia a linha d' água no momento de maré mais baixa do dia. Em cada área amostral foram definidos três pontos, distanciados entre si por 40 metros. Cada ponto apresentava uma área de 300 m², sendo 30 metros paralelos à linha de água e 10 metros perpendiculares à mesma. Foram determinados e amostrados quatro transectos correspondentes a: um metro, quatro metros, sete metros e 10 metros da linha de água. Estes foram reconhecidos como gradiente

de afastamento da linha de água, a fim de entender se o diâmetro das tocas aumentaria com o distanciamento da linha de água.

Cada transecção foi percorrida por dois observadores, que seguiam de forma paralela à linha da maré, observando um metro para cada um dos lados deste transecto. As tocas encontradas nesse percurso tinham seu diâmetro aferido, bem como atividade e inatividade das mesmas. Assim, foram tomadas medidas de abundância, atividade e diâmetro de tocas de *O. quadrata*. Na comparação entre os ambientes com relação à distribuição, tamanho e abundância de *O. quadrata*, medidas de distribuição, diâmetro e atividade das tocas foram importantes, bem como a comparação das médias do número de tocas amostradas nas duas fisiografias praias (testes de Mann-Whitney ou Kruskal-Wallis). Foi verificada a relação entre diâmetro de tocas e atividade das mesmas por correlação de Spearman. Para o tamanho médio e número médio de tocas em relação à distância da linha d'água foi utilizado teste estatístico de Kruskal-Wallis. Para todas as análises foi considerado um nível de significância de 5% e utilizado o software Statistica® 7.0 (StatSoft, 2004).

Resultados e Discussão

O número total de tocas de *Ocypode quadrata* na praia do Matadeiro, que apresentava fisiografia mais dissipativa foi de 107 tocas. Na praia da Armação, mais reflexiva, o número foi de 80 tocas. Na praia do Matadeiro 70 tocas estavam ativas, enquanto que na Armação o número total foi de 61. O número de tocas encontradas em cada uma das áreas nas diferentes distâncias em relação à linha de água não diferiu ($F = 0.278$; $p = 0.6203$), para nenhuma das duas praias. Entretanto, observou-se que a praia com fisiografia mais dissipativa teve tendência a apresentar um número maior de tocas nas maiores distâncias (Figura 1). Os crustáceos são organismos altamente adaptados às condições das praias reflexivas, por suportarem melhor o impacto das ondas e apresentar maior mobilidade e habilidade para se enterrarem (Nybbaken, 1993), talvez por esse motivo não houve diferença no número de tocas na comparação entre as praias.

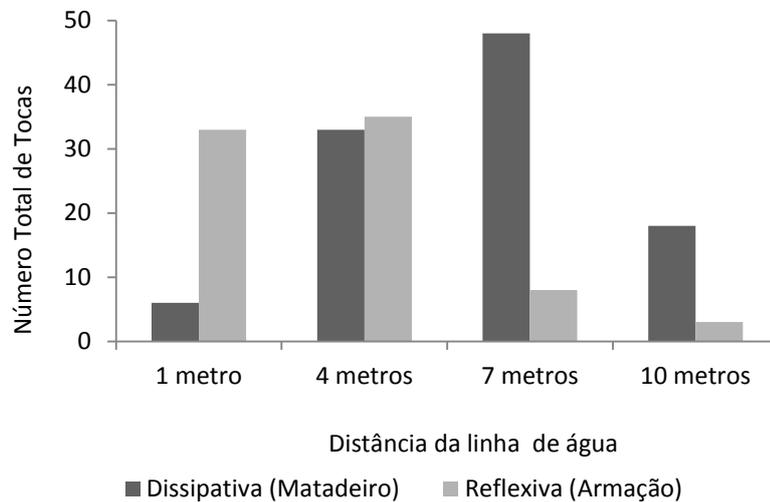
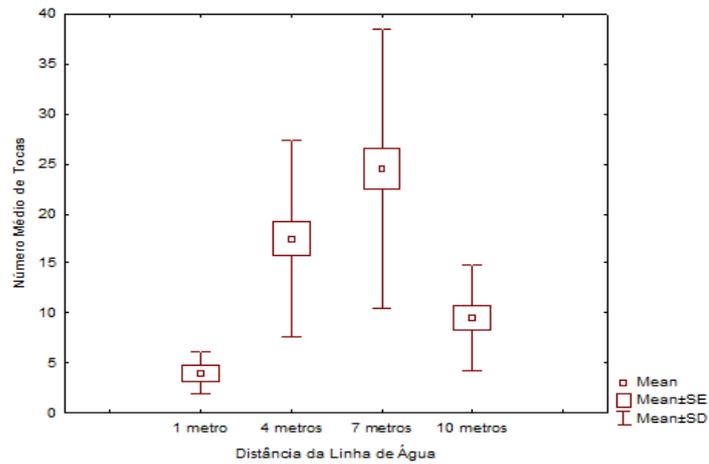
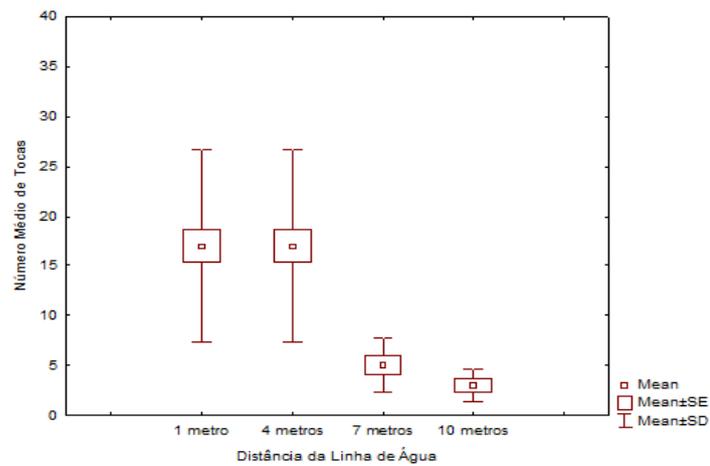


Figura 1. Número total de tocas de *Ocyropsis quadrata* em relação à distância da linha de água em área com fisiografia dissipativa (Matadeiro) e reflexiva (Armação).

Na praia mais dissipativa (Matadeiro) o número médio de tocas apresentou diferença em relação à distância da linha de água, sendo menor a um metro e maior a sete metros ($U = 24.5000$; $p = 0.000369$) (Figura 2 A). Esse resultado corrobora o estudo de Alberto & Fontoura (1999), o qual afirma que à medida que se deslocam para as proximidades da linha da água, as tocas dessa espécie diminuem em número. Já na praia reflexiva (Armação) o número médio de tocas de *O. quadrata* não apresentou diferença em relação a distância da linha da água ($U = 544.5000$; $p = 1.000$) (Figura 2 B). De acordo com Hillesheim (2005), existe uma faixa ideal para construção de tocas de *O. quadrata* que seria entre nove e 18 metros de distância da linha d'água na região de praia e, de três a nove metros de distância em relação a linha superior da praia, em fisiografia praial dissipativa.



A



B

Figura 2 – Número médio de tocas de *Ocypode quadrata* em relação à distância da linha de água em área com fisiografia dissipativa (Matadeiro) (A) e em área com fisiografia reflexiva (Armação) (B).

O tamanho médio das tocas não diferiu entre as diferentes fisiografias amostradas, sendo que a praia dissipativa apresentou

média de 1,8 cm ($EP \pm 0,13$) e, a reflexiva 1,6 cm ($EP \pm 0,14$) ($F = 1.2313$; $p = 0.26860$) (Figura 3). Sugere-se que devido ao fato do tamanho das tocas amostradas não diferirem, o tamanho médio de indivíduos de *O. quadrata* também não difere para as duas fisiografias praias amostradas, visto serem esses, dados correlacionados, conforme Alberto & Fontoura (1999).

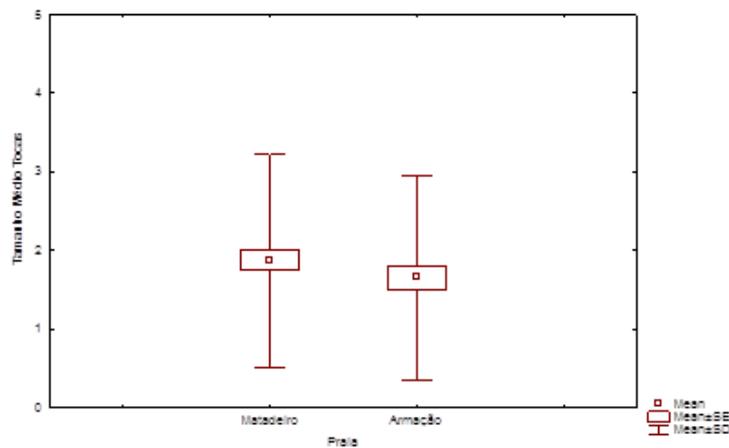
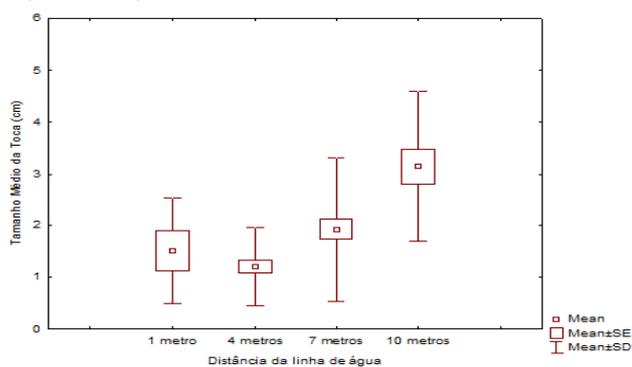


Figura 3 – Tamanho médio de tocas de *Ocypride quadrata* na praia da Armação e do Matadeiro.

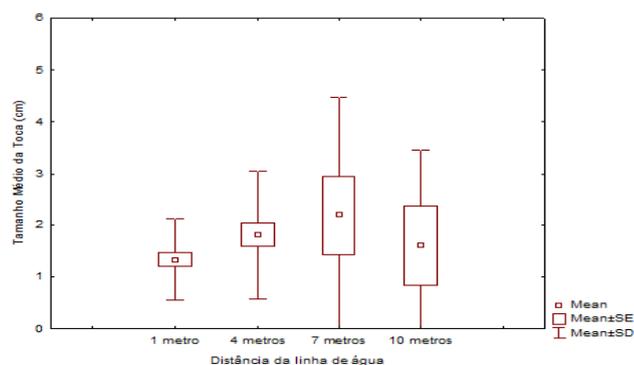
As tocas de *O. quadrata* na praia com fisiografia dissipativa tiveram tendência a apresentar diferentes tamanhos médios de acordo com a distância da linha de água (Figura 4 A). O mesmo ocorreu na praia reflexiva, sendo que na distância de 1 metro, o tamanho médio da toca foi de 1.33 cm, a quatro metros, 1.81 cm, a sete metros 2.18 cm e a 10 metros de distância da linha de água observou-se um tamanho médio de 1.6 cm (Figura 4 B). A distribuição de tocas de *O. quadrata* ao longo das regiões de infra, meso e supra litoral segundo Steiner & Leitherman (1981) pode variar devido ao hábito alimentar da espécie. É possível observar com esses valores que a média de valores aumenta de acordo com o distanciamento da linha da água, com exceção do último ponto da praia reflexiva, provavelmente devido ao baixo número de tocas a 10 metros da linha de água. A medida em que os indivíduos de *O. quadrata* atingem a maturidade tendem a se afastar da região mais úmida da praia para

a mais seca, onde a densidade populacional é maior, bem como a disponibilidade de recursos (Alberto & Fontoura, 1999; Perez & Vianna, 2007).

Em ambas as fisiografias amostradas, dissipativa e reflexiva, não foi observada relação entre o tamanho médio das tocas e a atividade das mesmas ($r_s = 0.0718$; $p = 0.4624$ (dissipativa); $r_s = 0.2001$; $p = 0.0732$ (reflexiva)).



A



B

Figura 4 – Tamanho médio de tocas de *Ocypode quadrata* em diferentes distâncias da linha de água na praia da do Matadeiro (A) e na Armação (B).

Neste estudo foi possível observar que para as fisiografias praias amostradas não houve diferença significativa entre as mesmas com relação ao número de tocas, bem como com relação ao tamanho médio dessas tocas na comparação entre as duas praias. Verificando

a distribuição das tocas de *O. quadrata* de forma separada em cada uma das fisiografias foi possível perceber que na mais dissipativa (Matadeiro), o número médio de tocas apresentou diferença, sendo menor esse número no ponto mais próximo à linha de água. Sugere-se uma avaliação em diferentes praias com mesmas fisiografias e com um gradiente mais acentuado em relação a essas características. Em relação à distância da linha de água, pode-se observar uma tendência de tocas maiores, estarem mais próximas à região do supralitoral. Apesar de apresentar apenas uma tendência, nas duas fisiografias foi possível observar que a menores distâncias da linha de água a média de tamanho das tocas é menor, aumentando à medida em que se distancia da linha de água. Observando essas duas praias verifica-se a maior média de tamanho de tocas na praia mais dissipativa (3,4cm a 10m de distância da linha da água). Importante ressaltar a presença de bares na praia mais dissipativa (Matadeiro) e maior presença de humanos, o que traria mais fontes de alimento para os crustáceos presentes na praia, o que poderia contribuir para um maior diâmetro de tocas e logo de maiores animais nas áreas mais distantes da água.

Bibliografia

- Alberto, R. M. F. & Fontoura, N. F. 1999. Distribuição e estrutura etária de *Ocypode Quadrata* (FABRICIUS, 1787) (CRUSTACEA, DECAPODA, OCYPODIDAE) em praia arenosa do litoral sul do Brasil. **Revista Brasileira Biologia**. 59(1): 95-108p.
- Brown, A.C. & McLachlan, A. 1990. **Ecology of sandy shores**. Elsevier, New York.
- David, C. J., Skowronski, R. S. P., Sousa, E. C. P. M., Corbisier, T. N., Eichler, B. B. & Ghiselli, R. O. 2005. Microphytobenthic biomass gradient along the beach face and along shore profiles at Pernambuco Beach, Guarujá - SP, Brazil. **Journal of Coastal Research**, Itajaí, v. SI 35, p. 426-430.
- Hillesheim, J.C. 2005. Bioecologia do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787), na região da Praia Brava, Itajaí, SC, Brasil. Trabalho de conclusão de curso, Universidade do Vale do Itajaí, SC
- Nalesso, R.C. 2004. Os decápodes Brachyura e Anomura da Estação Ecológica Juréia-Itatins, pp. 189-197. Em: **Estação Ecológica Juréia-Itatins – Ambiente físico, flora e fauna** (O.A.V. Marques & W. Duleba, eds.). Editora Holos, Ribeirão Preto

- Nybakken, J.W. 1993. **Marine biology: an ecological approach**. Editora Harper & Collins, New York.
- Perez, C. P. & Vianna, M. R. 2007. Distribuição espacial de tocas de *Ocypode quadrata* (fabricius, 1787) em relação à altura da maré em uma praia da ilha do cardoso (Cananéia, SP). **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**. 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG.
- 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): 77-89.
- Short, A. D., Wright, L. D. 1983. Physical variability of sandy beaches, p. 133-144. In: A. McLachlan & T. Erasmus (eds.). **Sandy beaches as ecosystems**. Junk, The Hague.
- STATSOFT, Inc. 2004. **STATISTICA** (data analysis software system), version 7.0. Tulsa: Stat Soft Inc.
- Steiner, A. J., Leatherman, S.P. 1981. Recreational impacts on the distribution of ghost crabs *Ocypode quadrata* (Fabricius). **Biological Conservation**. Barking, 20: 111-122.
- Veloso, V. G., R. S. Cardoso & D. B. Fonseca. 1997. Adaptações e biologia da macrofauna de praias arenosas expostas com ênfases nas espécies da região entre-marés do litoral fluminense. **Oecologia Brasiliensis** 3:121–133.
- Veloso, V. G., Cardoso, R. S. 2001. Effect of morphodynamics on the spatial and temporal variation of macrofauna on three sandy beaches, Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, London, v. 81, p. 369-375.
- Villwock J. A. A. 1994. Costa Brasileira: Geologia e Evolução. **Anais III Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira - Subsídios a um Gerenciamento Ambiental**. Publ. ACIESP, São Paulo, v. 3, n. 87, p. 1-15.
- Warren, J. H. 1990. The use of open burrows to estimate abundances of intertidal estuarine crabs. **Australian Journal of Ecology**, v. 15, p. 277-280.
- Wolcott, T. G., 1978. Ecological role of ghost crabs, *Ocypode quadrata* (Fabricius) on an ocean beach: scavengers or predators? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Amsterdam, 31: 67-82.

Resposta comportamental de *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea: Ocypodidae) na presença humana

Maurício, L.S., Lima, R.E.M., Kanaan, V.T.

Introdução

Os caranguejos *Ocypode quadrata*, conhecidos como Maria-farinha ou caranguejos-fantasma, pertencem à família Ocypodidae. São encontrados em praias arenosas, onde constroem tocas na região supralitoral, desde a linha d'água até a área de encosta das dunas (Rathbun, 1918). A distribuição geográfica da espécie se estende ao longo do oceano Atlântico ocidental, desde Rhode Island (Estados Unidos) até o Rio Grande do Sul (Melo, 1996), e é encontrada com frequência nas praias de Santa Catarina (Hillesheim, 2005).

O número de tocas do caranguejo na faixa de areia de uma praia pode ser usado como medida da sua abundância relativa no local (Blankensteyn, 2006), sendo que a observação dos sinais da atividade do animal na toca uma sinal de sua presença, tornando assim possível classificar uma toca em ativa e inativa. A construção das tocas ocorre preferencialmente na área central da praia, sendo que próximo à linha d'água, as tocas diminuem em abundância e em diâmetro. A distribuição das tocas também pode estar relacionada à disponibilidade de alimentos. Assim, a presença de insetos na vegetação próxima à praia, restos de peixes espalhados na areia devido a ressacas e marés altas e até mesmo a presença humana podem influenciar a distribuição das tocas de *Ocypode quadrata* (Alberto & Fontoura, 1999; Hillesheim, 2005).

O caranguejo Maria-farinha é considerado um animal generalista e dentre seus itens alimentares estão insetos, crustáceos, vegetais, moluscos e peixes (Hillesheim, 2005). Estes animais também podem consumir restos de alimentos deixados na praia pelos humanos. Desta forma, locais com maior movimento de pessoas podem apresentar maiores densidades do caranguejo (Steiner & Leatherman, 1981).

As populações de *O. quadrata* estão submetidas tanto a adversidades naturais quanto àquelas provocadas pela presença humana em praias, tais quais supressão do habitat, deposição de lixo, pisoteamento por pessoas e tráfego de veículos *off-road* (Wolcott e Wolcott, 1984; Blankensteyn, 2006; Schlacher et al., 2007). Em praias de Florianópolis, SC, com alto grau de impacto humano foram encontradas abundâncias relativas menores do caranguejo se comparadas a praias pouco impactadas pelos humanos (Blankensteyn, 2006). Sendo assim, o número de tocas pode ser utilizado como parâmetro bioindicador para a análise de impactos antropogênicos em praias arenosas e sua viabilidade para estudos de monitoramento em curto prazo (Barros, 2001; Blankensteyn, 2006).

Para o presente estudo foram amostradas duas praias no sul de Florianópolis, SC: Armação e Matadeiro. A praia da Armação apresenta longa extensão e, por isso, existem trechos da praia com características diferentes. De forma geral, esta praia apresenta areia grossa, poucas residências próximas à praia, restinga preservada e pouca circulação de pessoas e cachorros no seu maior trecho. Em um pequeno trecho há maior presença de residências e circulação de pessoas. Porém, apenas o primeiro trecho foi amostrado nesse estudo. A praia do Matadeiro é caracterizada por curta extensão, areia fina, grande concentração de residências e restaurantes, restinga escassa, além de frequente circulação de pessoas e cachorros.

Assim, a hipótese do presente estudo é que a resposta comportamental a presença humana do caranguejo Maria-farinha varia entre praias. É esperado que na praia com maior movimento de pessoas os caranguejos estejam mais habituados à sua presença e, assim, demorem mais para fugir para a toca e utilizem menos tempo para chegar às iscas. Os objetivos do trabalho são 1) descrever os comportamentos de fuga e de resposta à uma isca do caranguejo Maria-farinha frente à presença humana e 2) verificar se os comportamentos de fuga e de resposta à uma isca do caranguejo Maria-farinha diferem entre duas praias.

Metodologia

Foram estudadas duas praias da Ilha de Santa Catarina (SC, Brasil), localizadas na região sul da ilha: praia da Armação e praia do Matadeiro. Estas apresentam diferentes características: granulometria da areia, presença de construções antrópicas, vegetação de restinga, circulação de pessoas. De maneira geral, a praia da Armação apresenta areia grossa, pequena concentração de residências próximas à praia, restinga preservada e pouca circulação de pessoas e cachorros. Por sua vez, a praia do Matadeiro é caracterizada por menor extensão, areia fina, muitas residências e restaurantes, restinga escassa e intenso tráfico de banhistas, pedestres e cachorros.

A procura por caranguejos da espécie *Ocypode quadrata* e por suas tocas se deu pelo método da varredura (Martin & Bateson, 1993), onde dois pesquisadores caminharam lado a lado, “escaneando” a faixa de areia à procura dos animais e fazendo a contagem das tocas. O estudo ocorreu nos dias 31 de outubro e 1º de novembro de 2012. O esforço amostral foi de 7 horas para cada praia: no primeiro dia, foi amostrada a praia da Armação das 7h00 às 11h00 e a praia do Matadeiro das 15h30 às 18h30, no segundo dia ocorreu o inverso.

As tocas encontradas foram contabilizadas e classificadas em ativas (com a presença de montes de areia e pegadas na borda) e inativas (buracos na areia, sem a presença de montes de areia e/ou pegadas na borda), e se localizadas na areia seca ou úmida (segundo metodologia sugerida por Barros, 2001).

Para observar a resposta comportamental dos caranguejos em relação à isca, uma colher de sopa de atum enlatado foi disposta a 5 centímetros da entrada da toca e o observador ficou a 3 metros de distância da toca para registrar os comportamentos. O tempo máximo de observação foi padronizado em 10 minutos para cada indivíduo visando maximizar o esforço amostral.

Para cada indivíduo de *O. quadrata* avistado, os seguintes parâmetros foram mensurados: distância de avistamento (distância entre o observador e o caranguejo no momento do avistamento por parte do pesquisador); distância entre o caranguejo e a toca

(distância que o caranguejo se encontrava da toca no momento do avistamento); tempo de fuga (tempo que o indivíduo demorou para entrar na toca após o avistamento); tempo para espiar (tempo que o indivíduo levou para colocar metade do corpo e os dois olhos para fora da toca após se refugiar); tempo para sair (tempo que o indivíduo levou para sair totalmente da toca após espiar); além disso, foi verificado se o animal chegou na isca; se comeu a isca; e se levou parte ou toda a isca para dentro da toca. As análises foram feitas no Software Statística (Statsoft, 2004).

Resultados e Discussão

Na praia do Matadeiro foram contabilizadas 467 tocas ativas em toda sua extensão e observados 27 indivíduos do caranguejo Maria-farinha, enquanto que na praia da Armação foram contabilizadas 307 tocas ativas e apenas 2 indivíduos avistados. Na praia do Matadeiro, ocorreram interferências durante a observação de três indivíduos de *Ocypode quadrata*, assim estes foram retirados das análises comportamentais, restando respostas de 24 indivíduos analisadas nessa praia. Como o número de indivíduos do caranguejo observados na praia da Armação foi muito pequeno, as comparações estatísticas da distância de avistamento, tempo de fuga, tempo de espiar e tempo de sair entre as duas praias se tornaram inviáveis (Zar, 1999). Sendo assim, foi realizada uma comparação descritiva entre as médias. Esperava-se que os caranguejos da praia do Matadeiro fossem ser mais habituados à presença humana (presença do observador a três metros de distância da toca), devido à maior movimentação de pessoas nesta praia do que na Armação, e que levassem menos tempo para se arriscar e sair da toca para obter a isca disposta entre a toca e o observador. Os resultados parecem mostrar essa tendência.

O hábito de se ocultar em tocas aumenta a sobrevivência nas praias onde há intenso tráfego de pessoas (Wolcott, 1978), assim como o observado na praia do Matadeiro, onde há maior fluxo de banhistas e animais. Animais e plantas que habitam praias arenosas estão submetidos à atividade humana e por isso caranguejos, bem como anfípodos, isópodes, insetos e pequenos mamíferos habitam as

áreas superiores das praias. Além disso, os caranguejos são os invertebrados mais encontrados nestas áreas (Barros, 2001).

O número de tocas ativas presentes na praia é um indício do número de animais que estão ativos próximo ao momento de coleta de dados e que teriam o potencial de serem avistados. Porém, o baixo número de avistamentos na praia da Armação pode ser relacionado com diferentes motivos, entre eles competição intra-específica, dificuldade no deslocamento, dificuldade na construção de tocas, diminuição na temperatura, umidade do solo e, principalmente a presença humana, através do fluxo de banhistas e pedestres, tráfego de veículos off-road e a prática esportiva. Diversos estudos demonstram que a presença humana, a presença de insetos na vegetação próxima à praia e restos de peixes espalhados na areia provenientes de ressacas e marés altas influenciam a distribuição das tocas de *O. quadrata* pois interferem na disponibilidade de alimentos, como já citado (Alberto & Fontoura, 1999; Hillesheim, 2005; Blankensteyn, 2006; Araújo et al., 2008).

O número de tocas ativas, classificadas em tocas na areia seca ou úmida, diferiu entre as praias ($\chi^2= 248,66$; $p<0,01$), assim como o número de tocas inativas ($\chi^2= 164,65$; $p<0,01$), sendo que a praia da Armação obteve o maior número de tocas ativas úmidas e inativas secas, enquanto a praia do Matadeiro apresentou maior número de tocas ativas secas (Tabela 1). O tipo de substrato em relação à presença de água (seco ou úmido) parece ter sido o fator determinante na distribuição de tocas ativas em ambas as praias. Warburg & Shuchman (1979) estudaram o caranguejo *Ocypode cursor* e demonstraram que o conteúdo de água na areia foi o fator-chave determinante para a distribuição de tocas. Blankensteyn (2006) afirma que o recurso espaço na faixa entremarés de praias permite maiores densidades populacionais.

Tabela 1. Número de tocas ativas e inativas do caranguejo Maria-farinha encontradas na praia da Armação e do Matadeiro, Florianópolis, SC.

	Praia da Armação			Praia do Matadeiro		
	Tocas ativas	Tocas inativas	Total	Tocas ativas	Tocas inativas	Total
Seco	67	111	178	316	51	367
Úmido	240	85	325	151	31	182
Total	307(61%)	196(39%)	503	467(85%)	82 (15%)	549

Em relação aos parâmetros comportamentais, a distância média de avistamento foi a mesma entre as praias, com a diferença de que na praia da Armação houve uma variação muito maior do que na praia do Matadeiro (Figura 1A). A distância entre o caranguejo e a toca no momento do avistamento foi zero para a maioria dos indivíduos observados, pois estes já se encontravam na beirada da toca quando eram observados. Apenas três indivíduos da praia do Matadeiro foram avistados a 5 cm da toca e um indivíduo a 10 cm. O tempo de fuga também foi similar entre as praias (Figura 1B). Já o tempo que o caranguejo leva para espiar depois de fugir para a toca, foi maior na praia do Matadeiro, e o tempo que o animal leva para sair depois de espiar foi menor na mesma praia (Figura 1C). O número de indivíduos que espiaram para fora da toca depois de fugirem foi 2 (100%) na praia da Armação e 16 (66,6%) na praia do Matadeiro. Destes, um (50%) saiu da toca na Armação e 10 (62,5%) saíram da toca no Matadeiro. Com isso, percebe-se que é grande a probabilidade do animal sair da toca após ter espiado.

As iscas foram atrativas para sete indivíduos de *Ocypode quadrata*, sendo que apenas para um na praia da Armação e para seis na praia do Matadeiro. Depois de sair da toca, este único indivíduo da Armação chegou à isca, comeu e levou um pedaço para a toca. Na praia do Matadeiro, dos 10 indivíduos que saíram da toca, seis chegaram à isca e a comeram, e apenas três levaram um

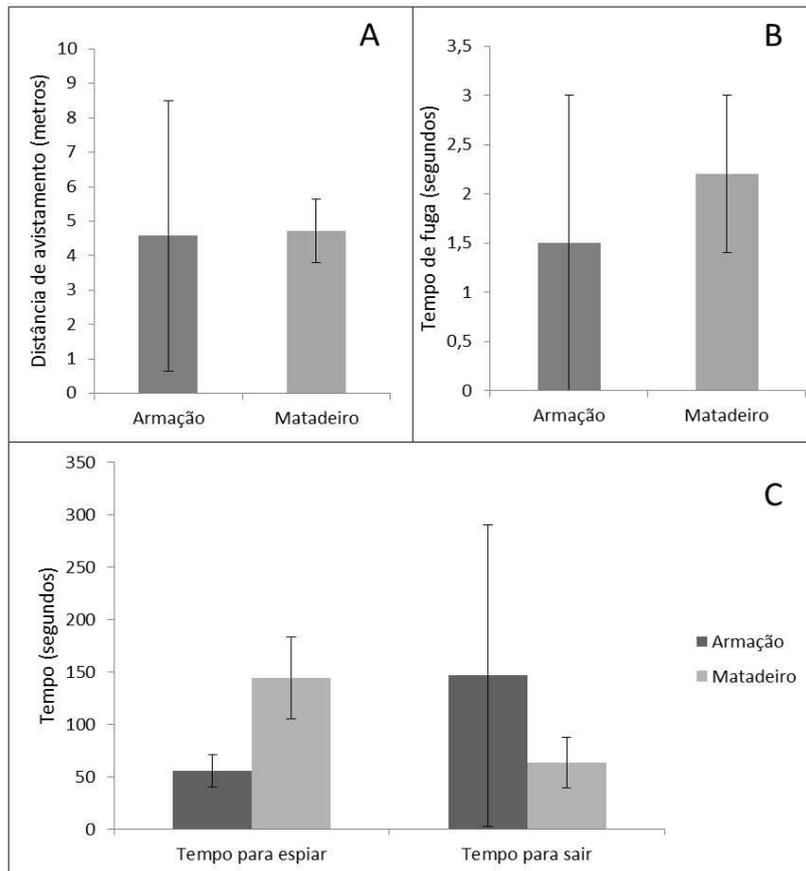


Figura 1. Médias e erro padrão da distância de avistamento de *Ocypode quadrata* (A), tempo de fuga (B) e tempo para espiar e para sair (C) nas praias da Armação e do Matadeiro, Florianópolis, SC.

pedaço da isca para a toca. Na praia da Armação, os caranguejos não têm o contato frequente com os humanos, como ocorre na praia do Matadeiro. Dessa forma, os caranguejos da praia da Armação parecem demonstrar mais o comportamento de fuga frente à presença humana se comparado aos caranguejos que habitam a praia com maior concentração de pedestres, banhistas e outros animais, visto que foi observado um maior número de indivíduos na primeira praia (Matadeiro). Entretanto, o único indivíduo que saiu da

toca frente a presença humana na praia da Armação, permaneceu na isca, consumindo-a e transportando-a para dentro da toca, não demonstrando o comportamento de fuga.

O número de indivíduos observados e suas respostas em relação à presença do observador no momento da coleta de dados parecem estar relacionados com o grau de utilização das praias. Ambas as praias são usadas para banho de mar, caminhadas, corridas, jogos de bola e passeio com cachorros domésticos. Porém, a presença humana na praia do Matadeiro para atividades de lazer foi observada como sendo consideravelmente maior que na praia da Armação. Strachan et al. (1999) encontraram uma correlação positiva entre o número de tocas de *Ocypode cursor* e o número de pessoas utilizando a praia. De acordo com relato informal de um funcionário de um dos restaurantes da praia do Matadeiro, como naquela praia as mesas e cadeiras dos restaurantes ficam na faixa de areia e que é comum a queda de restos de comida no chão, os caranguejos costumam sair da toca à noite e se alimentar destes restos de comida. Este comportamento pode ser um indício de que estes animais estão se acostumando a utilizar alimento de origem antrópica e, baseados nos resultados deste estudo, lugares mais frequentados por pessoas tendem a ter mais tocas ativas e, conseqüentemente mais caranguejos. Tal comportamento já foi relatado em estudos anteriores (Blankensteyn, 2006).

Blankensteyn (2006) também verificou que na Praia dos Ingleses (Florianópolis, SC), a atividade noturna foi relacionada ao impacto antropogênico durante o período diurno, assim como descrito no relato acima. Resultando de atividades recreacionais e comercialização de alimentos aos turistas, Blankensteyn (2006) sugeriu que os caranguejos Maria-farinha se beneficiaram dos restos de alimentos deixados na praia. Apesar disso, o presente estudo foi realizado durante o dia, pois também é relatado para o gênero *Ocypode* atividade crepuscular (Vannini, 1976 *apud* Strachan et al. 1999), além da maior facilidade em observar os animais à luz do dia. Strachan et al. (1999) também observaram maior atividade de *O. cursor* no período da noite, porém no mês de setembro a quantidade de atividade diurna aumentou.

Conclui-se que a presença humana parece influenciar o comportamento de *O. quadrata* em praias com grande fluxo de banhistas e pedestres, como observado na Praia do Matadeiro.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à direção do Parque Municipal da Lagoa do Peri e seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante nossa pesquisa.

Bibliografia

- Alberto, R.M.F. & Fontoura, N.F. 1999. Distribuição e estrutura etária de *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) em praia arenosa do litoral Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**. 59: 95-108.
- Araújo, C.C.V. Rosa, D.M. & Fernandes, J.M. 2008. Densidade e distribuição espacial do caranguejo *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Ocypodidae) em três praias arenosas do Espírito Santo, Brasil. **Biotemas**. 21 (4): 73-80.
- Barros, F. 2001. Ghost crabs as a tool for rapid assessment of human impacts on exposed sandy beaches. **Biological Conservation**. 97: 399-404.
- Blankensteyn, A. 2006. O uso do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (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.
- Hillesheim, J.C. 2005. Bioecologia do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1767), na região da Praia Brava, Itajaí, SC, Brasil. Trabalho de Conclusão de Curso. Curso de Ciências Biológicas. Universidade do Vale do Itajaí.
- Martin, P. & Bateson, R. 1993. **Measuring Behaviour: An Introductory Guide**. Cambridge University Press.
- Melo, G.A.S. 1996. **Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro**. São Paulo, FAPESP, Plêiade, 603p.
- Rathbum, M.J. 1918. The grapsoid crabs of America. **Bulletin of United States National Museum**, Washington, 97: 461.
- Schlacher, T.A., Dugan, J., Schoeman, D.S., Lastra, M., Jones, A., Scapini, F., McLachlan, A. & Defeo, O. 2007. Sandy beaches at the brink. **Diversity and Distributions**. 13: 556-560.

- Statsoft, Inc. 2004. **Statistica** (data analysis software system), version 7.0. Tulsa, Stat Soft Inc.
- Steiner, A.J. & Leatherman, S. P. 1981. Recreational impacts on the distribution of ghost crabs *O. quadrata* Fab. **Biological Conservation**. 20: 111-122.
- Strachan, P.H., Smith, R.C., Hamilton, D.A.B., Taylor, A.C. & Atkinson, R.J.A. 1999. Studies on the ecology and behaviour of the ghost crab, *Ocypode cursor* (L.) in northern Cyprus. **Scientia Marina**. 63(1): 51-60.
- Warburg, M.R. & Shuchman, E. 1979. Experimental studies in burrowing *Ocypode cursor* (L.) (Crustacea: Ocypodidae), in response to sand moisture. **Marine Behaviour Physiology**. 6: 147-156.
- Wolcott, T.G. 1978. Ecological role of ghost crabs, *Ocypode quadrata* (Fabricius) on an ocean beach: Scavengers or Predators? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. 31:103-113.
- Wolcott, T.G. & Wolcott D.L. 1984. Impact of off-road vehicles on macroinvertebrates of a mid-Atlantic beach. **Biological Conservation**. 29 (3): 217-240.
- Zar, J.H. 1999. **Biostatistical Analysis**. 3a ed., Prentice Hall, New Jersey.

Eficiência de pesca de *Sula leucogaster* (Pelecaniformes: Sulidae)

Nascimento, R., Scarponi, T.M., Kanaan, V.T.

Introdução

As aves marinhas desempenham importante papel como predadores topo de cadeia no fluxo de energia dos ecossistemas marinhos (Furness & Cooper 1982; Cairns 1987, 1992; Montevecchi et al. 1988; Oro 1996) utilizando principalmente cardumes de peixes pelágicos, lulas e crustáceos como fonte de alimento (Branco et al. 2005). O comportamento das aves marinhas é influenciado pelo seu padrão de movimento e dispersão (Krebs & Davies 1993), remetendo à compreensão dos fatores, que influenciam a obtenção de recursos (Nathan et al. 2008). Muitas espécies de aves marinhas forrageiam em oceano aberto e em extensas áreas, ajustando seus movimentos de acordo com a distribuição hierárquica dos recursos alimentares e condições de vento, buscando otimizar seu padrão de busca (Weimerskirch et al. 2005).

Apesar de existir vasta literatura sobre mecanismos de aprendizagem para detectar presas, bem como modelos sobre eficiência de predação e forrageamento ótimo (Diniz & Morais 2005), pouco se sabe sobre a eficiência de pesca (EP) de aves marinhas, principalmente de *Sula leucogaster*. A eficiência de pesca ou sucesso de captura refere-se ao número de tentativas necessárias para se capturar um peixe (Bordignon 2006).

Foram catalogadas 268 espécies para a avifauna na Ilha de Santa Catarina (Naka & Rodrigues 2000). Dentre elas encontra-se o Atobá marrom, *Sula leucogaster* (Boddaert 1783), uma ave marinha que pertence à ordem Pelicaniformes e família Sulidae (Sick 1997). Também é denominado como Mergulhão, Atobá-alcatraz, Atobá pardo ou Brown Booby, e têm sua distribuição desde New Jersey (Estados Unidos) até a Argentina e é o mais comum dos sulídeos na costa brasileira (Sick 1997). Uma colônia nas Ilhas Moleques do Sul, a seis milhas da costa sul da Ilha de Santa Catarina, parece ser o local mais meridional da América do Sul onde ocorre sua nidificação ou

ainda o limite austral de colônias reprodutivas para esta espécie (Rosário 1996).

Por se tratar de um pescador, o atobá marrom vislumbra o peixe mesmo a grandes alturas e de lá desce, numa reta quase vertical, com asas semiabertas, unindo-as ao corpo que penetra na água num mergulho onde emerge trazendo no bico o alimento. Às vezes em vôos rasantes pesca na superfície da água, em pequenos mergulhos, não precisando elevar-se muito senão quando o peixe se encontra a maiores profundidades (Mellink et al. 2001). As suas principais presas são os peixes-voadores, lulas, sardinhas e anchovas (Branco et al. 2005).

O crescente interesse na conservação de populações de aves marinhas, como os atobás, aumentou a necessidade de informações atualizadas sobre as espécies que nidificam em território nacional, visto que a ação antrópica nos locais de nidificação e de alimentação pode comprometer seu sucesso reprodutivo (Furness 1982). Consequentemente conhecer o comportamento de predação demonstrado por essas aves é fundamental para atingir esta meta. A eficiência de pesca está relacionada ao sucesso na captura de presas; descrita por Bordignon (2006) sob o comportamento do Morcego-pescador (*Noctilio leporinus*), sendo uma abordagem inovadora para os atobás.

O presente trabalho objetivou avaliar a eficiência de pesca de *Sula leucogaster* em dois locais (enseada da praia da Armação e na praia do Matadeiro) ambos situados no sul da Ilha de Santa Catarina. Foi previsto que essa espécie possui maior eficiência em locais rasos, protegidos e com maior disponibilidade de recursos alimentares, como a enseada da praia da Armação.

Material e Métodos

Área de estudo

A área de estudo e os pontos de observação do comportamento de *S. leucogaster* localiza-se na enseada da praia da Armação (ponto 1) e na ponta sudeste da praia do Matadeiro (ponto 2), na Ilha de Santa Catarina (Figura 1).

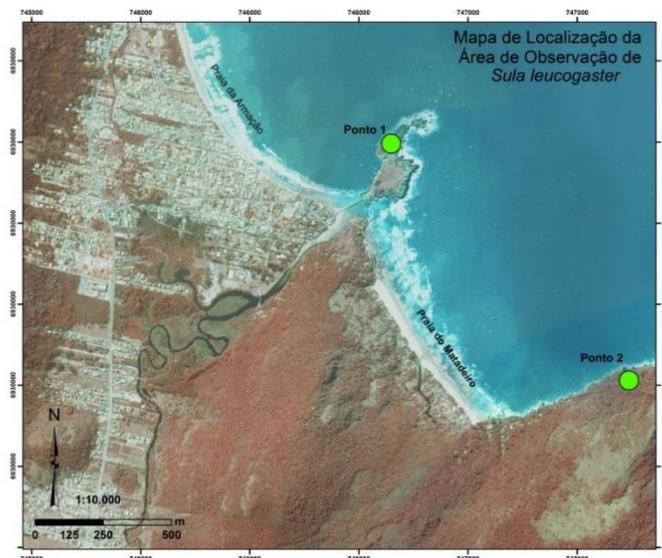


Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo.

Amostragem e análise de dados

As observações e registros de *Sula leucogaster* ocorreram nos dias 01/11/2012 e 02/11/2012 (aqui referidos como dias 1 e 2), iniciando às 7h e 30 min do dia 1. Por meio do método animal focal (Martin & Bateson, 1986) indivíduos de *Sula leucogaster* foram observados por oito períodos de 20 minutos cada ave ($n=8$), ou até quando não era mais possível avistá-lo em alto mar com clareza, e registrados suas investidas na água e se efetuou ou não a captura de alimento de acordo com a metodologia proposta por Bordignon (2006). No primeiro dia foram observados cinco indivíduos e no segundo três, totalizando 160 minutos de observação dos atobás em atividade de forrageamento. Devido ao fato de não terem sido avistados atobás no período da tarde do dia 1, não foram coletados dados na tarde do dia 2.

As condições climáticas foram de sol e pouco vento no dia 1 e parcialmente nublado e vento nordeste no dia 2. As observações foram feitas por dois pesquisadores a fim de obter uma visão de 360° em cada um dos locais amostrados. Os pontos para observação foram escolhidos intencionalmente, ambos conhecidos pela

incidência de atobás, além de possuírem um bom campo de visão do oceano e serem próximas a água, facilitando a visualização das investidas e capturas pelos atobás. Entretanto, esses dois pontos diferem quanto ao relevo marinho e incidência de ondulações. O ponto 1 (X=746535 Y=6928205) é um local mais raso, mais próximo à costa e com enseada protegida, enquanto o ponto 2 (X=747367 Y=69273632) é um local visivelmente mais profundo, mais afastado da costa e com maior incidência de ondulações.

Os pontos de observação foram georreferenciados com GPS Garmim Oregon 550t para preservar sempre os mesmos locais de observação. Nas observações, utilizou-se binóculos, câmera fotográfica Nikon D 3100 com lente de 55-300 mm, e foram anotados os dados para cada indivíduo separadamente; o número de investidas ao recurso, e se houve a captura do peixe ou não.

Foram registradas as espécies de aves marinhas avistadas dos pontos amostrais, tanto em terra como em vôo. Para isso, foram fotografadas e identificadas consultando literatura específica (Sick 1997).

Para o cálculo da eficiência de pesca (EP), utilizou-se o mesmo método descrito por Bordignon (2006). A taxa de sucesso de captura ou eficiência de pesca é descrita como:

Número de acertos (capturas) / Número de tentativas (investidas)

Com os dados obtidos foram realizadas análises de estatística descritiva, cálculo da eficiência de pesca (EP), e correlação de Spearman para verificar a relação entre investidas na água e captura de alimento, utilizando o software Statistica 7.0 (Statsoft 2004).

Resultados e Discussão

Nos dois dias os indivíduos estavam em atividade de pesca intensiva no período da manhã, entre 7h 30 min e 9h e 30 min no dia 1, e entre 7h e 45 min e 9h e 50 min da manhã no dia 2. Nos dois dias percebeu-se a presença de poucos indivíduos se alimentando nas áreas, estimados entre 3 a 5 indivíduos. Foram observados cinco

indivíduos no dia 1 e três no dia 2, sendo avistados quatro atobás juntos ao mesmo tempo, realizando vôos cíclicos no entorno da enseada da praia da Armação (ponto 1). A tabela 1 sumariza as observações sobre a captura de peixes de *Sula leucogaster* nos dois dias de estudo.

Tabela 1. Valores de investidas e capturas por indivíduo nos dias 1 e 2 de registro da pesca de *Sula leucogaster*. * média e desvio padrão. Ind.= indivíduo.

Dia	Nº Ind.	Nº Investidas	Captura	% Captura
1	5	23	5	21,74%
2	3	3	2	66,67%
Total	8	26	7	26,92%
Média	4	3,25 (± 14,14)*	0,875 (± 2,12)*	

No primeiro dia foram feitas observações de 20 minutos cada, resultando em 23 investidas e 5 capturas. Já no segundo dia houveram 3 investidas e 2 capturas. No entanto, a (s) causa (s) dessa diferença entre os dois dias não puderam ser identificadas nesse estudo. Especula-se que pode ter sido devido ao deslocamento de alimento para outros locais, pois no segundo dia os atobás estavam voando em direção as praias do Morro das Pedras e Campeche, após passarem pela enseada da Armação.

Outro fato que pode explicar o número de diferentes investidas observadas entre os dois dias é o fato de que no primeiro dia haviam muitas Fragatas (*Fragata magnificens*) sobrevoando a enseada e, após voarem para longe do local de estudo, os atobás apareceram para se alimentar. Sabe-se que a Fragata tem um comportamento de cleptoparasitismo sobre *Sula leucogaster* (Sick 1997, Zavalaga *et al.* 2007).

Para os dois dias de estudo e para todas as observações obtidas das aves observadas (n = 8), a eficiência de pesca ou sucesso de captura variou de 21,74% no dia 1 e de 66,67% no dia 2, com eficiência média total de 26,92% nos dois dias de estudo. Essa

diferença entre as eficiências de pesca deveu-se ao fato do dia 2 ter tido menor número de investidas observadas (três) e maior número de captura proporcional (dois). Dessa maneira, assume-se que a cada quatro investidas no mar houve a captura de um alimento (EP média $\approx 25\%$), pois sabe-se que o atobá pesca somente um peixe por vez conforme descrito por Nixon & Lee (1998).

A maior atividade de pesca ocorreu na enseada da praia da Armação (ponto 1), confirmando a premissa inicial do trabalho que os atobás preferem locais mais rasos e protegidos para se alimentar. Na baía de Barbitonga, SC; Cremer e Grose (2010) avaliaram que jovens e adultos de *Sula leucogaster* utilizam o interior do estuário como áreas de alimentação e descanso. No entanto, poucos estudos indicam o uso ou a preferência dessas áreas pela espécie, que é tipicamente marinho-costeira. Lewis et. al. (2004) examinaram efeitos intrínsecos e do habitat sobre o comportamento de forrageamento de *Sula leucogaster* no Pacífico Central. Observaram que os atobás faziam geralmente viagens curtas e a hora de partida da colônia e o tempo disponível para pescar eram influenciados pelo momento de retorno do parceiro à colônia. No presente estudo não foi verificado tais influências, mas o tempo investido na pesca foi curto nos dois dias. Ainda no estudo de Lewis et. al. (2004), as taxas de vôo e mergulho foram inversamente proporcionais ao tempo disponível para forrageamento. A Teoria do Forrageamento Ótimo (MacArthur & Pianka 1966) serve de base teórica que pode explicar em parte a diferença encontrada na obtenção de alimento nos dois dias do presente estudo.

A correlação de Spearman, utilizada para verificar a relação entre o número de investidas na água e número de capturas, foi positiva e alta, com valor de $r^2 = 0,7469$. Ou seja, a quantidade de capturas é explicada em 74,69 % pela quantidade de investidas no recurso (figura 2).

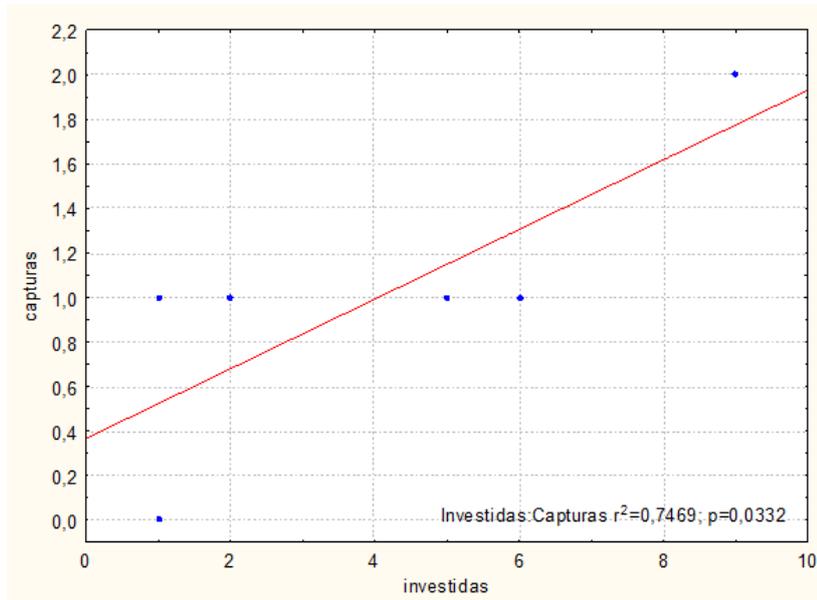


Figura 2. Correlação de Spearman ($p = 0,05$) entre o número de investidas e o número de capturas de alimento por *Sula leucogaster*.

Zavalaga et al. (2007) verificaram que as atividades de forrageamento da espécie são restritas ao dia e que todos os indivíduos estudados que saíram para se alimentar retornaram para a colônia no mesmo dia. Especula-se que esse tipo de deslocamento também foi observado no presente estudo, pois os atobás foram observados a partir de uma certa hora da manhã e não mais vistos à tarde.

Vivendo principalmente nas Ilhas Moleques do Sul os atobás se aproximam com mais frequência ao litoral quando entra o vento sul, no qual a incidência de cardumes de Manjubinha (sardinhas) e outros peixes é maior (Comunicação pessoal do Sr. Aldoní, da Colônia de Pescadores da praia da Armação). Nessas ilhas, Braun (2002) registrou um total de 7934 indivíduos adultos e filhotes em visitas mensais durante um ano, apresentando oscilações sazonais durante o período de estudo. Durante os dois dias de coleta desse estudo não observou-se vento sul, o que pode ter influenciado o número de aves avistadas e conseqüentemente os resultados obtidos. A eficiência de

pesca da espécie *Sula leucogaster* pode estar associada a diversos outros fatores intrínsecos do ambiente na porção sul da costa da Ilha de Santa Catarina.

Bibliografia

- Bordignon, M.O. 2006. Padrão de atividade e comportamento de forrageamento do morcego-pescador *Noctilio leporinus* (Linnaeus) (Chiroptera, Noctilionidae) na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** **23(1)**: 50-57.
- Branco, J.O., Fracasso, H.A., Machado, I.F., Bovendorp, M.S., Verani, J.R. 2005. Dieta de *Sula leucogaster* Boddaert (Sulidae, Aves), nas Ilhas Moleques do Sul, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** **22(4)**: 1044-1049.
- Cairns, D.K. 1987. Seabirds as Indicators of Marine Food Supplies. **Biological Oceanography** **5**: 261-271, Toronto, CA.
- Cremer, M.J. & Grose, A.V. 2010. Ocorrência de aves marinhas no estuário da Baía da Babitonga, costa norte de Santa Catarina, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia** **18**: 176-182.
- Diniz, R. I. & Morais, H.C. 2005. Aprendizagem e Eficiência da Predação: uma Abordagem Didática. **Revista de Etologia** **7(2)**: 79-82.
- Furness, R.W. & Cooper, J. 1982. Interactions between breeding seabird and pelagic fish populations in the southern Benguela region. **Marine Ecology Progress Series** **8**: 243-250, Nordbunte, DE.
- Krebs, J.R. & Davies, N.B. 1993. **An Introduction to Behavioural Ecology**. Third Edition. Blackwell Scientific Publications, 320p., Oxford, UK.
- Lewis, S., Schreiber, E.A., Daunt, F., Schenk, G.A., Wanless, S. & Hamer, K.C. 2004. Flexible foraging patterns under different time constraints in tropical boobies. **Animal Behaviour** **68**: 1331-1337.
- MacArthur, R.H. & Pianka, E.R. 1966. On the optimal use of a patchy environment. **American Naturalist**: 100.
- Martin, R. & Bateson, P. 1986. **Measuring Behaviour: An Introductory Guide**. Cambridge University Press. 220p., Cambridge, UK.
- Mellink, E., Domínguez, J. & Luévano, J. 2001. Diet of Eastern Pacific Brown Boobies *Sula leucogaster brewsteri* on Isla San Jorge, north-eastern Gulf of California, and an April comparison with diets in the middle Gulf of California. **Marine Ornithology** **29**: 23-28.
- Montevecchi, W.A., Birt, V.L. & Cairns, D.K. 1988. Dietary Changes of Seabirds Associated with Local Fisheries Failures. **Biological Oceanography** **5**: 153-161, United Kingdom, UK.

- Naka, L.M. & Rodrigues, M. 2000. **As aves da ilha de Santa Catarina**. Editora da Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil, 294p.
- Nathan, R., Getz, W.M., Revilla, E., Holyoak, M., Kadmon, R., Saltz, D. & Smouse, P.E. 2008. A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** **105 (49)**: 19052-19059.
- Nixon, S. & Lee, V. 1998. A Comparison of Foraging Techniques of Brown Pelicans and Brown Boobies in Sandy Ground Lagoon, Jost Van Dyke, B.V.I. **Caribbean Journal of Science** **34 (1-2)**: 125-129.
- Oro, D. 1999. **Trawler discards: a threat or a resource for opportunistic seabirds?** In: Adams, N.J. & Slotow, R.H. (Eds) Proceedings of the 22nd International Ornithology Congress, Durban, BirdLife South Africa, Johannesburg: 717- 730.
- Rosário, L.A. 1996. **As aves em Santa Catarina: distribuição geográfica e meio ambiente**. Florianópolis, FATMA, 326p.
- Sick, H. 1997. **Ornitologia brasileira**. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, Brasil, 862p. Statsoft, Inc. Statistica (data analysis software system), 2004. version 7. www.statsoft.com.
- Weimerskirch, H., Le Corre, M., Ropert-Coudert, Y.; Kato, A. & Marsac, F. .2005. The three-dimensional flight of red-footed boobies: adaptations to foraging in a tropical environment? **Proceedings of the Royal Society Biological Sciences** **272**: 53-61.
- Zavalaga, C.B., Benvenuti, S., Dall'antonia, L. & Emslie, S.D. 2007. Diving behavior of blue-footed boobies *Sula nebouxii* in northern Peru in relation to sex, body size and prey type. **Marine Ecology Progress Series** **336**: 291–303.

Resposta comportamental de gaivotas ao trânsito de embarcações pesqueiras

Gadelha, Y. E. A., Kanaan, V. T.

Introdução

As embarcações pesqueiras podem contribuir de forma significativa para a alimentação de aves costeiras. Um exemplo de ave generalista e oportunista que pode se beneficiar desse recurso é a gaivota *Larus dominicanus* (Ebert & Branco, 2009). Essa espécie é a mais comum e abundante no litoral de Santa Catarina, ocupando vários habitats e explorando fontes de alimentos excedentes de atividades humanas (Branco, 1999; Branco, 2000), podendo ser encontrada próxima a zonas pesqueiras, especialmente onde há descarte.

O descarte de parte da captura da pesca pode ser tanto na forma de peixes inteiros sem valor comercial, como indivíduos de pequeno porte, ou sob a forma de vísceras (Branco, 2001; Ebert & Branco, 2009; Krul, 1999). O volume de descartes pesqueiros é grande, visto que somente para o litoral paranaense, Krul (2004) estimou 3,5 milhões de quilos anuais. Assim, a pesca comercial pode exercer efeitos diretos sobre as aves marinhas, influenciando sua ecologia alimentar e comportamento, e indiretos afetando o sucesso reprodutivo e tamanho da população (Blaber et al., 1995).

Dessa forma, estudos direcionados às aves costeiras são de extrema importância para compreender os efeitos da ação humana sobre o comportamento desses animais, utilização de recursos e relações inter e intraespecíficas. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o comportamento de gaivotas em relação à saída e chegada de embarcações pesqueiras. A hipótese foi que a saída e chegada de embarcações influenciam o comportamento das gaivotas. A predição foi que uma maior quantidade de gaivotas era mais atraída pela chegada do que pela saída de embarcações.

Material e métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado na praia da Armação, localizada ao sul da Ilha de Santa Catarina, Brasil (Figura 1). Na área de estudo existe um ponto de pesca artesanal. Os pescadores utilizam a praia para o embarque/desembarque de embarcações, comercializam produtos, guardam embarcações e redes de pesca. O descarte é feito na zona de embarque/desembarque.

Para a captura de peixes, os pescadores utilizam redes de espera ou malhadeiras, que ficam em forma de tela dispostas verticalmente na coluna d'água por uma série de flutuadores de isopor atracados na parte superior da rede. Essas redes podem ser ancoradas nos dois lados ou em apenas um dos lados. O tamanho das malhas varia de acordo com a espécie que se pretende capturar (Silva & Silva, 2006).



Figura 1. Foto satélite da área de estudo, praia da Armação, localizada ao sul da Ilha de Santa Catarina, Brasil, com destaque para o ponto de pesca artesanal e a área de observação para coleta de dados.

Coleta de dados

As observações de campo foram realizadas nos dias um e dois de novembro de 2012. O horário para as observações foi de 05:00 às 10:00h da manhã, coincidindo com o horário habitual da pesca. O material utilizado para a coleta de dados foi prancheta, cronômetro e máquina fotográfica. Conversas informais foram feitas com os pescadores. Em relação aos dados comportamentais, as observações foram feitas a cerca de cinco metros de distância das aves, considerando a presença das mesmas na zona de embarque/desembarque. As espécies de aves foram quantificadas e identificadas. As aves foram quantificadas em dois momentos (antes e depois) da saída e chegada das embarcações. Os dados sobre as embarcações e a pesca foram coletados através de conversas informais com os pescadores: quantidade de peixes capturados por cada embarcação, peso dos peixes (estimativa por caixa e por quilos) e quais espécies que compunham o descarte. Além disso, também se procurou saber da relação entre os pescadores e as aves. O evento (n) foi considerado como sendo cada saída e cada chegada de cada embarcação.

Análise de dados

A análise dos dados foi descritiva. A partir das observações realizadas em campo, foi montada uma planilha de comportamento que posteriormente foi transferida para o programa Microsoft Excel, no qual foram feitas tabelas com os dados brutos (número de gaivotas antes e depois da saída e chegada das embarcações), estatística básica (médias e erros padrões) e gráficos de colunas.

Resultados e Discussão

A hipótese foi corroborada, as gaivotas foram influenciadas pela chegada das embarcações. Foram monitoradas oito embarcações em dois dias de observação, sendo cinco no primeiro dia e três no segundo dia. Além das gaivotas, foram avistados 21 exemplares de urubu-da-cabeça-preta (*Coragyps atratus*, Cathartidae), oito de garça-branca-pequena (*Egretta thula*, Ardeidae), cinco de biguá (*Phalacrocorax brasilianus*, Phalacrocoracidae) e três de pardal

(*Passer domesticus*, Passeridae). Relações entre gaivotas e outras espécies são relativamente comuns (Quintana & Yorio, 1998). Branco (2001) estudando descartes de pesca de camarões sete-barbas em Penha (SC) observou interações entre gaivotas, trinta-réis, fragatas, biguás e atobás, inclusive sugerindo uma determinada ordem das aves em relação à aproximação das embarcações.

Barbieri (2008) estudou a variação sazonal de *L. dominicanus* no estuário de Cananéia-Iguape-Ilha Comprida (SP), quando observou que as gaivotas interagiam com as embarcações de pesca de camarão-sete-barbas, indicando uma tendência das aves acompanharem a abundância do recurso pesqueiro. Nesse estudo, observou ainda uma forte correlação ($r=0,81$, $p<0,5$) entre o número de embarcações de pesca do camarão-sete-barbas e o número de indivíduos de *L. dominicanus*. Entretanto, essa interação entre aves e embarcações de pesca também pode ser observada em outras espécies, como o tesourão, *Fregata magnificens*. Barbieri (2010) estudando a abundância dessa ave durante o ano de 2006 na Ilha Comprida, SP, observou uma forte correlação ($r=0,85$, $P<0,0001$) entre o número de embarcações camaroneiras e o número de indivíduos de tesourão. Portanto, esse tipo de interação não é exclusiva de *L. dominicanus*.

Na figura 2 pode-se observar que o número de gaivotas antes e depois da saída é menor do que comparado ao número antes e depois da chegada das embarcações. Isto é, a chegada das embarcações influenciou o comportamento de aproximação das gaivotas, visto que o número máximo dessas aves (46 indivíduos) foi observado na chegada da embarcação número sete. Yorio & Caille (1999) observaram a interação de 23 espécies de aves marinhas com descartes pesqueiros da frota industrial da Patagônia. As gaivotas, além de utilizarem o recurso dos descartes, consumiam restos de peixes presos nas redes e seguiam as embarcações até estas atracarem para a descarga. Esse comportamento também foi observado por Ebert & Branco (2009) principalmente durante o período de chegada das embarcações no estuário do Rio Itajaí-Açú (SC) e durante o período de descarga.

Branco et al. (2006) observaram uma determinada ordem das aves marinhas na frequência de aproximação das embarcações de pesca de camarão em Penha, SC. Os tinta-reís chegaram mais rapidamente nos descartes, comparecendo em mais de 40% das ocasiões, seguidos das gaivotas com 27%. Branco (2001) estudando descartes da pesca do camarão como fonte de alimento para aves marinhas no município de Penha (SC), observou que as aves apresentavam uma eficiência no consumo da ictiofauna descartada da ordem de mais de 80%. Nesse estudo, as aves utilizaram mais de 84% do total de peixes descartados como alimento.

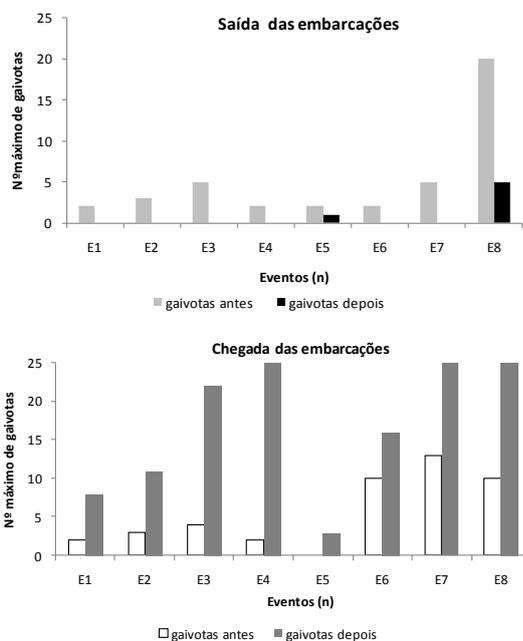


Figura 2. Número máximo de gaivotas observadas antes e depois da saída e chegada das embarcações (eventos) na praia da Armação, Ilha de Santa Catarina, Brasil.

Os principais peixes capturados foram tainha, pescada e sardinha. A fonte adicional de alimento que a atividade pesqueira provê é um fator importante que influencia na abundância e distribuição das aves costeiras (Furness, 1982). Mas além dos peixes, as gaivotas

também podem utilizar descartes da pesca de camarões sete-barbas como recurso alimentar (Branco, 2001). Nesse sentido, muitos estudos ressaltam a possibilidade de dependência das aves costeiras em relação às zonas de pesca, devido aos descartes (Carniel, 2008). Outros estudos apontam inclusive uma relação positiva entre o tamanho das ninhadas e quantidade de descartes (Krul 2004, Yorio et al., 2005).

Em relação aos dados comportamentais, foi observado comportamento social e agonístico entre gaivotas e urubus-da-cabeça-preta, logo depois da chegada das embarcações. As gaivotas e urubus vocalizaram, voaram e bicaram indivíduos do próprio bando ou de outra espécie. Não houve interações físicas entre as gaivotas e as demais espécies durante o período de observações. Os pescadores relataram que a presença das gaivotas é comum na área de estudo e demonstraram ter uma boa relação com as aves, sempre as ofertando descartes. As aves se acostumaram com a rotina de pesca e sempre são observadas próximas da zona de embarque/desembarque. Além disso, um indivíduo específico sempre chega mais cedo (em torno de 5:15h) e observa a atividade das embarcações. O bando observado no presente trabalho nidifica logo próximo da zona de pesca e pode ser observada com frequência gaivotas voando no entorno da enseada da praia da Armação à espera da chegada das embarcações, segundo o relato dos pescadores artesanais da região.

Cestari (2009) estudando a sociabilidade heteroespecífica de grupos de aves costeiras no litoral do Estado de São Paulo (SP) observou que o urubu-da-cabeça-preta sempre foi encontrado entre grupos heteroespecíficos com espécies necrófagas e residentes. As gaivotas foram exclusivamente encontradas com espécies residentes. A sociabilidade em assembleias de aves podem promover vantagens como uma maior consciência coletiva em situações perigosas e indicação de locais com fontes de alimento abundantes. Alguns autores argumentam que as espécies podem competir agressivamente para o espaço em grupos onde a comida é abundante, mas todas essas circunstâncias também são

dependentes da sociabilidade de espécies, composições e tamanho do grupo de aves (Burger et al., 2007).

Entretanto, vale salientar que esse estudo foi preliminar com apenas dois dias de observações. Para uma melhor compreensão do que está ocorrendo na área de estudo é necessário mais observações de campo e estudos mais aprofundados sobre o comportamento das gaivotas e as interações interespecíficas que foram observadas. Assim, estudos similares em outras regiões de pesca artesanais são necessários para maiores comparações.

Agradecimentos

Agradeço aos pescadores artesanais da praia da Armação que gentilmente forneceram informações sobre a quantidade de peixes capturados e a relação entre eles e as gaivotas.

Bibliografia

- Barbieri, E. 2008. Variação sazonal do gaivotão (*Larus dominicanus*) durante o ano de 2005 no estuário de Cananéia-Iguape-Ilha Comprida, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**. 8 (2): 97-102.
- Barbieri, E. 2010. Abundância temporal de *Fregata magnificens* (Pelecaniformes: Fregatidae) na Ilha Comprida (São Paulo, Brasil) em 2006 e sua relação com barcos de pesca. **Revista Brasileira de Ornitologia**. 18(3): 164-168.
- Blaber, S. J. M., Milton, D. A., Smith, G. C. & Farmer, M. J. 1995. Trawl discards in the diets of tropical seabirds of Northern Great Barrier Reef, Australia. **Marine Ecology. Progress** 127: 1-13.
- Branco, J. O. 1999. Biologia do *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeidae), análise da fauna acompanhante e das aves marinhas relacionadas a sua pesca, na região de Penha, SC-Brasil. Tese de Doutorado. Universidade de São Carlos, SP. 147p.
- Branco, J. O. 2000. Avifauna associada ao estuário do Saco da Fazenda. **Revta. Bras. Zool.** 17(2): 387-394.
- Branco, J. O. 2001. Descartes da pesca do camarão sete-barbas como fonte de alimento para aves marinhas. **Revta bras. Zool.** 18 (1): 293 – 300.
- Branco, J. O., Fracasso, H. A. A. & Verani, J. R. 2006. Interações entre aves marinhas e a pesca de camarões na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. In: Branco, J. O. & Marenzi, A. W. C. (Orgs.). **Bases ecológicas para um**

- desenvolvimento sustentável: estudos de caso em Penha, SC.** 291. Editora da UNIVALI, Itajaí, SC. p. 171-182.
- Burger, J., Carlucci, S. A., Jeitner, C. W. & Niles, L. 2007. Habitat choice, disturbance, and management of foraging shorebirds and gulls at a migratory stopover. **Journal of Coastal Research**. 23 (5): 1159-1166.
- Carniel, V. L. 2008. Interação de aves costeiras com descartes oriundos da pesca artesanal no litoral centro-sul paranaense. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná, PR. 78p.
- Cestari, C. 2009. Heterospecific sociality of birds on beaches from southeastern Brazil. **Zoologia**. 26 (4): 594-600.
- Ebert, L. A. & Branco, J. O. 2009 A. Interação da gaivota *Larus dominicanus* com a pesca industrial e artesanal desenvolvida nas proximidades do Saco da Fazenda, 273-283p. In: Branco, J. O., Lunardon-Branco, M. J. & Bellotto V. R. (Org.). **Estuário do Rio Itajaí-Açú, Santa Catarina: caracterização ambiental e alterações antrópicas**. Editora UNIVALI, Itajaí, SC. 312p.
- Ebert, L. A. & Branco, J. O. 2009 B. Variação sazonal na abundância de *Larus dominicanus* (Aves, Laridae) no Saco da Fazenda, Itajaí, Santa Catarina. **Iheringia, Sér. Zool.** 99 (4): 437-441.
- Furness, R. W. 1982. Competition between fisheries and seabird communities. **Adv. Mar. Biol.** 20: 225-307.
- Krul, R. 1999. Interação de aves marinhas com a pesca do camarão no litoral paranaense. Tese de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- Krul, R. 2004. Aves marinhas costeiras do Paraná. p. 37-56 In: Branco, J. O. (Org.). **Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação**. Editora da UNIVALI, Itajaí, SC.
- Quintana, F. & Yorio, P. 1998. Kelp gull *Larus dominicanus* predation on an imperial cormorant *Phalacrocorax atriceps* colony in Patagonia. **Marine Ornithology**. 26: 84-85.
- Silva, L. M. A. & Silva, L. F. 2006. A atividade pesqueira na região atlântica da costa do Amapá: Município do Amapá, Pracuúba, Tartarugalzinho e baixo Araguari. In: Neto, S. V. C. (Org.). **Inventário Biológico das Áreas do Sucuriju e Região dos Lagos, no Amapá**: Relatório Final PROBIO - Macapá: IEPA, 2006. 218p.
- Yorio, P. & Caille, G. 1999. Seabird interactions with coastal fisheries in northern Patagonia: Use of discards and incidental captures in nets. **Waterbirds**. 22 (2): 207-216.

Yorio, P., Bertelotti M. & Borboroglu, P. G. 2005. Estado poblacional y de conservación de gaviotas que se reproducen en el litoral marítimo Argentino. **Hornero**. 20(1): 53-74.

A morfologia e o tipo de habitat de bromélias afetam sua função como plantas-berçário em restingas, Florianópolis-SC.

Bogoni J. A., Rezende R. S., Castellani T. T.

Introdução

O estabelecimento das espécies vegetais está condicionado a diversos fatores principalmente em ambientes estressantes como a restinga, onde pode ocorrer soterramento por areia, inundações, seca, alta irradiação solar, altas temperaturas, exposição ao vento, salinidade e deficiência nutricional (Hesp, 1991; Voltolini & Santos, 2011). O papel das interações negativas e positivas entre plantas na estruturação das comunidades, com base nas teorias de clímax sucessional (Clements, 1936) e contínuo-individualista (Gleason, 1926) é um tema importante para o entendimento dos processos ecológicos neste sistema. Alguns autores sugerem que o balanço entre as interações positivas e negativas tende a variar conforme o grau de estresse ambiental, deslocando o balanço em direção à facilitação quando em ambientes estressantes (Walker & Chapin, 1987; Bertness & Hacker, 1994; Holmgren et al., 1997; Brooker & Callaghan, 1998).

Para comunidades vegetais o balanço entre interações positivas e negativas entre espécies pode variar quanto ao grau de estresse abiótico e quanto ao estágio de vida e morfologia das espécies envolvidas; pode ser modelado por interações indiretas com outras espécies e operar em diferentes escalas espaciais e temporais na estrutura das comunidades (Zaluar & Scarano, 2000). Muitos estudos de facilitação em ambientes tropicais têm sido dirigidos aos ambientes de restinga, onde diversos destes estão voltados à interações com plantas da família Bromeliaceae (Zaluar & Scarano, 2000).

A restinga é uma vegetação de características muito peculiares (Hueck, 1955) incluída no domínio da Mata Atlântica (Decreto Federal 750, 1993; Lei 11.428, 2006). A Mata Atlântica compreende um conjunto muito diversificado de tipos de vegetação e ocupando

todo o litoral leste brasileiro, muitas vezes estendendo-se ao interior brasileiro (Falkenberg, 1999).

A família Bromeliaceae apresenta ampla distribuição nas Américas, principalmente nas regiões tropicais e subtropicais (Judd et al. 1999; Benzing, 2000) e tradicionalmente possuem três subfamílias – Pitcairnioideae, Tillandsioideae e Bromelioideae (Reitz, 1983). Em Bromelioideae, conforme referem Smith e Downs (1979) e Reitz (1983), as plantas são geralmente epífitas, apresentando sistema radicular reduzido, o qual serve para fixação no substrato, porém a absorção de água e nutrientes é realizada por tricomas peltados irregulares, os quais recobrem a lâmina foliar; a margem foliar é inteira ou serrilhada; as folhas formam tanques basais onde há armazenamento de água (Vitolini & Santos, 2011), podendo, a partir destas características, desenvolverem interações importantes com o estabelecimento de outras plantas.

Nurse plant syndrome (“síndrome da planta-berçário”) recebe destaque entre as formas de interações positivas e tem sido frequentemente relatada em ambientes xerofíticos onde a vegetação é organizada em moitas (e.g. Yarranton & Morrinson, 1974; Fialho, 1990; Fialho & Furtado, 1993; Beduschi e Castellani, 2008; Barberis et al., 2011). Nesse sentido, Morris e Wood (1989) descrevem que as plantas focais (*nurse plants*) cumprem fundamental papel na estruturação e sucessão vegetal nesses ambientes, pois contribuem para a melhoria das condições para germinação, estabelecimento e crescimento de outras espécies vegetais. Porém, não obrigatoriamente uma planta pioneira que se fixa no solo nu será necessariamente uma planta focal. Para o ser, ela deve ser capaz de manter um balanço positivo de todas as combinações possíveis de interações com outras espécies.

Para as espécies focais são geralmente descritos o alto recrutamento sobre o solo desnudo, dominância do dossel, posição central das moitas e associação espacial com plântulas de outras espécies (Zaluar & Scarano, 2000). Bromélias, em especial, têm papel fundamental na formação de moitas, pois alteram o microclima facilitando assim a fixação de outras espécies (Hay & Lacerda, 1981; Pittendrigh, 1948; Medina, 1974; Zaluar & Scarano, 2000). Embora

esse fator, se bem documentado na literatura e explorado em trabalhos de sucessão, recebem abordagem distinta em alguns trabalhos, que têm visão contrária em relação a algumas espécies de bromélias, mostrando que estas podem atuar negativamente no estabelecimento de plântulas (Brancalion et al., 2009).

Dessa maneira, nossa hipótese é de que a facilitação de bromélias só se mantém em ambientes mais estressantes, sofrendo fortes influências dos fatores biótico e abióticos locais e que dependem da morfologia das plantas focais envolvidas. Não obstante, o objetivo foi avaliar a abundância de plântulas se desenvolvendo dentro das rosetas de três gêneros de bromélias (*Ananas*, *Vriesea*, e *Aechmea*) em relação às presentes no solo, em áreas de restinga arbórea e arbustiva, relacionando com os fatores abióticos locais e morfológicos das bromélias (altura, largura e razão entre ambas).

Metodologia

Realizamos o presente trabalho no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Florianópolis-SC) (Figura 1), envolvendo espécies de três gêneros de bromélias, *Ananas* (*Ananas* aff. *fritzmuellerii*), *Vriesea*

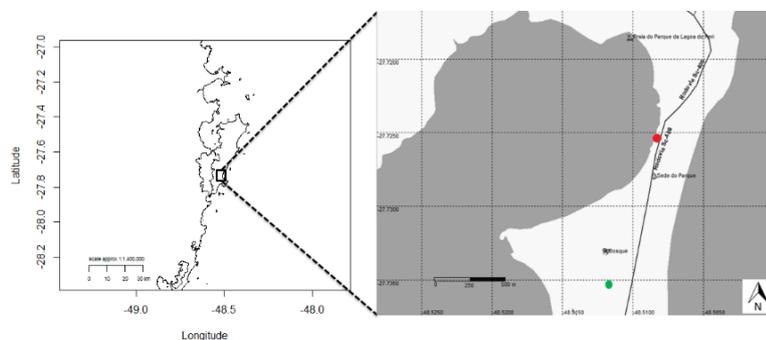


Figura 1. Mapa da área de estudo sobre bromélias como plantas-berçário em duas formações de restinga localizadas no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. Em vermelho (acima) restinga arbórea, em verde (abaixo) restinga arbustiva.

(*Vriesea friburguensis*) e *Aechmea* (*Aechmea nudicaulis*), sendo que o primeiro foi estudado em área de restinga arbórea e os demais em área de restinga arbustiva (Figura 2).



Figura 2. Espécies de bromélias *Ananas* aff. *fritzmuellerei* (A), *Vriesea friburguensis* (B) e *Aechmea Aechmea nudicaulis* (C), estudadas como plantas-berçário em áreas de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis-SC.

Definimos cinco transectos em cada uma das duas restingas (arbórea e arbustiva) e escolhemos aleatoriamente 10 bromélias por transecto, totalizando 50 bromélias por gênero. Para cada bromélia quantificamos o número de plântulas (<20 cm) que germinaram dentro da bromélia e numa área adjacente (controle) de 0,25 m² contamos o número de plântulas germinadas (Figura 3).

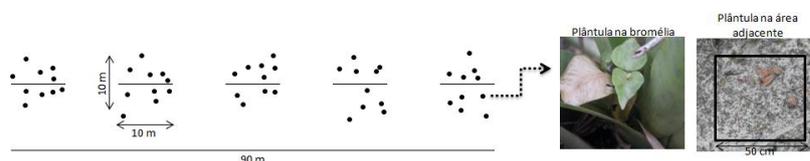


Figura 3. Desenho amostral para quantificação de plântulas em três espécies de bromélias como plantas-berçário, e em sítio adjacente, em duas áreas de restinga localizadas no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis-SC.

Além disso, para cada indivíduo tomamos as medidas de altura, largura e calculamos a razão altura/largura. Também levantamos dados de densidade (número de indivíduos de bromélia por m²) e cobertura do dossel (em categorias de <25%, 26% a 50%, 51 a 75% e >75%). Para o transecto contamos as árvores e arbustos na área de 100m² e estimamos visualmente a altura média das árvores, e

categoricamente a qualidade do solo quanto à umidade (1: baixa umidade, 2: média umidade e 3: alta umidade).

Análise dos dados

Para análise de comparação das médias de abundância de plântula nas diferentes espécies de bromélia e seus respectivos controles utilizamos o teste t de Student. Para tanto, testamos a normalidade dos dados por meio de Shapiro-Wilk e a homogeneidade de variância segundo o teste de Levene. Usamos uma ANOVA (One Way) para verificarmos diferença de altura, largura, densidade de bromélias e razão entre altura por largura entre as espécies. Testamos a normalidade por meio do teste de Kolmogorov-Smirnov e, quando necessário, transformamos os dados através de $\log_{10}(x+1)$. Para discriminar as diferenças entre as categorias testadas utilizamos teste de Tukey (Zar, 1996).

O grau de associação entre altura, largura, razão (altura por largura) e densidade de bromélias, porcentagem de cobertura de dossel, classes de umidade do solo, densidade da vegetação e altura do dossel observamos a partir da análise da correlação de Spearman (ρ), levando em consideração $p < 0.05$. O coeficiente ρ de Spearman varia entre -1 e 1, onde os valores iguais ou superiores a 0.70 indicam uma forte correlação, de 0.30 a 0.7 indica correlação moderada e de 0 a 0.30 uma fraca correlação.

Resultados e Discussão

Na restinga arbórea a espécie de *Ananas* foi dominante entre a comunidade de bromélias, ao contrário do observado na restinga arbustiva, onde a *Vriesea friburgensis* apresentou maior ocorrência, seguido de *Aechmea nudicaulis*. Este mesmo padrão foi observado por Menezes et al. (2010), estudando restinga arbustiva nesta localidade, mas não há registros de estudos na área de restinga arbórea. Com base nas médias da porcentagem de cobertura do dossel, categorias de umidade do solo, densidade e altura da vegetação na restinga arbórea e arbustiva em cada sítio da bromélia amostrada, observamos uma grande diferença entre os

microhabitats de ocorrência das três espécies de bromélias estudadas. A espécie *Ananas* aff. *fritzmuellerii* apresentou maior ocorrência em ambientes com dossel mais alto e fechado e com o solo mais úmido. Já *Vriesea friburgensis* ocorreu em maior número em ambientes de dossel mais baixo e aberto, e com solos mais secos. A espécie de *Aechmea nudicaulis* foi observada em condições intermediárias das variáveis ambientais estudadas (Tabela 1).

Tabela 1. Valores médios e erro padrão da porcentagem de cobertura do dossel, categorias de umidade do solo, densidade e altura da vegetação na restinga arbórea e arbustiva referentes aos sítios de ocorrência das bromélias estudadas.

Espécie	Cob. Dossel (%)	Umid. Solo ¹	Dens. Vegetação ²	Alt. Vegetação (m)
<i>Ananas</i> aff. <i>fritzmuellerii</i>	62,5±2,8	3±0,05	26,6±1,3	13±0,15
<i>Aechmea nudicaulis</i>	50,9±3,3	2±0,09	42,6±1,5	3,5±0,14
<i>Vriesea friburgensis</i>	39,1±4,1	1,2±0,08	42,6±1,5	3,5±0,14

¹ Categoricamente classificado em: 1: seco; 2: intermediariamente úmido; 3: úmido;

² Número de indivíduos da mesma espécie em 1m² em seu entorno.

Na área de restinga arbórea a quantidade média de plântulas encontradas nas bromélias de *Ananas* aff. *fritzmuellerii* foi de 1,06 enquanto que no controle adjacente foi de 5,72. Na área de restinga arbustiva com maiores índices de estresse (principalmente umidade) a bromélia *Aechmea nudicaulis* teve 0,42 plântula em média enquanto que o controle teve 0,72, já *Vriesea friburgensis* apresentou uma quantidade média de plântula de 1,32 em contraste à área adjacente que teve média de 0,58 (Figura 4). Estes resultados mostram novamente que as bromeliáceas podem ser vistas como um microcosmo, principalmente pelos seus tanques, ricos em detritos orgânicos e água, que funcionam como lagos, onde em certas épocas, representam a única fonte de água disponível em alguns ambientes (Leme & Marigo, 1994), possibilitando que em ambientes estressantes estas laborem como facilitadoras para outras espécies de plantas. Em ambientes de maior estresse, as plântulas no solo podem sofrer uma maior pressão de predação por aves, mamíferos e insetos (Caccia et al., 2006), podem ser escoadas pela água após

fortes tempestades ou sofrer com a dessecação (Barberis et al., 2002), tornando os tanques das bromélias um importante habitat para seu desenvolvimento (Brancaion et al., 2009).

Ao comparar o número de plântulas observadas entre as espécies estudadas com o solo (controle, sítio adjacente), apenas *Aechmea nudicaulis* não apresentou diferenças significativas. A espécie de *Ananas* apresentou uma menor abundância de plântulas quando comparado com o solo, ao contrário de *Vriesea friburgensis* que apresentou valores maiores (Figura 4).

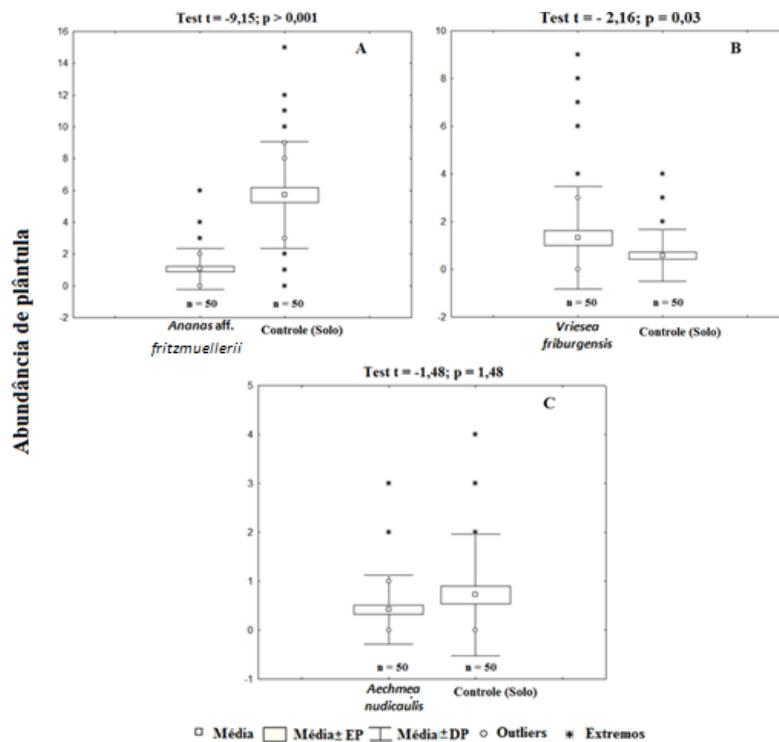


Figura 4. Valores do teste t, significância, número amostral, médios, erro padrão, desvio padrão, outliers e extremos da abundância de plântula em *Ananas aff. fritzmuellarii* (A), *Vriesea friburgensis* (B) e *Aechmea nudicaulis* (C) contra seus respectivos controles em áreas de restinga arbustiva e arbórea no município de Florianópolis-SC.

De acordo com Franks (2003), plantas-berçário, como a espécie de *Vriesea* em estudo, podem contribuir com o aumento da umidade, estabilidade e nutrientes do substrato, sombreamento, redução da evaporação e maior proteção contra vento, facilitando o estabelecimento de espécies vegetais em ambientes de restinga. Entretanto, esta função só foi observada no ambiente com maior estresse hídrico. Em condições de umidades maiores, como na restinga arbórea, as bromélias parecem funcionar como “armadilhas de plântulas”, prejudicando sua abundância em relação ao observado no solo adjacente, como na espécie de *Ananas*, embora, também, o resultado observado pode estar associado à característica do tanque ou aos dois fatores em conjunto. Outro aspecto importante é que o resultado positivo desta interação planta-planta pode ser específico, ou seja, dependente das características das espécies que germinam na bromélia (Brancalion et al., 2009), o que não foi avaliado neste estudo.

Os maiores valores de altura, largura e densidade de bromélias foram observados para a espécie de *Ananas* quando comparada a *Aechmea nudicaulis* e *Vriesea friburgensis*, as quais não diferiram entre si (Tukey; $p > 0,05$; Figura 5). A razão (altura por largura) apresentou um padrão contrário, com os maiores valores observados em *Aechmea nudicaulis* seguido de *Vriesea friburgensis*, quando comparados ao *Ananas* (Tukey; $p > 0,05$). Este fato reforça a ideia de que as bromélias atuam como facilitadoras preferencialmente em ambientes de maior estresse, atribuindo a um maior tamanho e simetria uma característica secundária nesta interação planta-planta. Entretanto, este maior tamanho e simetria nem sempre está ligada a maior capacidade de armazenamento de água em seus tanques, mas sim sua forma.

A capacidade de armazenar água está relacionada com a forma de cone invertido e com a disposição das folhas das bromélias (Picado, 1913; Benzing & Renfrow, 1974; Benzing, 1980; Rocha et al., 2004). Isto evidencia que a forma e, portanto, a capacidade do tanque são fatores importantes para a ação de facilitação das bromélias.

Assim, a morfologia das espécies estudadas demonstrou que, nos ambientes estressantes, plantas como *Vriesea friburgensis*, que possuem maior capacidade de armazenamento de água, podem ser mais eficazes na facilitação do que *Aechmea nudicaulis* em condições abióticas similares. Outro aspecto importante é que *Aechmea nudicaulis* devido a sua roseta mais assimétrica, maior altura que largura, pode impedir a entrada de luz dentro do tanque, dificultando o desenvolvimento das plântulas sob esta condição.

Estes fatores (capacidade de armazenamento de água e acesso ao tanque) podem impedir tanto a chegada e estabelecimento de sementes quanto estar associada à dispersão dirigida por animais (Barberis et al., 2011). Por exemplo, em um trabalho em restingas no Brasil, demonstrou-se que os sapos ao escolherem bromélia (*Neoregelia cruenta*) em função da presença de água tornam estes sítios de dispersão de sementes de *Erythroxylum ovalifolium* (Fialho 1990; Barberis et al., 2011).

Apesar de neste estudo, nossa abordagem ser apenas na abundância das plântulas, Menezes et al. (2010), ao estudarem a mesma restinga arbustiva observaram que a expressiva abundância de *Guapira opposita* e *Myrcia palustris* emergindo nas bromélias *Vriesea friburgensis* uma evidência direta de seu papel facilitador. Os mesmos autores também observaram a ocorrência de plântulas em diferentes estágios de desenvolvimento, indicando que este processo favorece não somente a chegada de propágulos, mas também a sobrevivência dos mesmos, corroborando a importância da morfologia e do habitat para a manutenção desta função ecológica.

Estes resultados mostram que em condições com maior umidade e proteção possibilita um melhor desenvolvimento das bromélias, apesar desta perder sua função ecológica. Assim, estas possuem uma importante função nos estágios iniciais de sucessão e condições adversas de habitat, modificando sua interação positiva

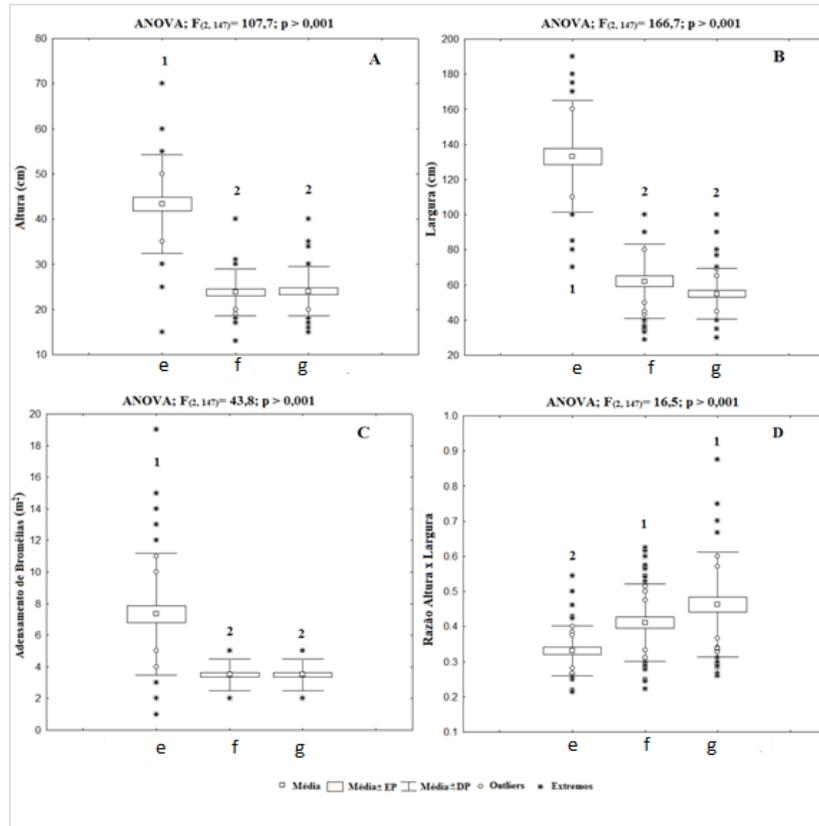


Figura 5. Valores da ANOVA, valores médios, erro padrão, desvio padrão, outliers e extremos da altura – cm (A), largura – cm (B), densidade de bromélias – m² (C) e razão entre altura por largura D) para as espécies entre *Ananas aff. fritzmuellerii* (e), *Vriesea friburgensis* (f) e *Aechmea nudicaulis* (g).

para negativa em estágios tardios de sucessão e condições de habitat mais amenos. Zaluar & Scarano (2000) sugerem que para negativa em estágios tardios de sucessão e condições de habitat mais amenos. Zaluar & Scarano (2000) sugerem que bromélias apresentam um papel chave na formação de restingas, pois proporcionar um microclima favorável para a chegada e desenvolvimento de propágulos de espécies vegetais e assim atuam como espécies nucleadoras.

Concluimos que *Vriesea friburgensis* manteve sua função como planta-berçário por fornecer melhores condições para germinação de plântulas em áreas de restinga com maior estresse hídrico e menos cobertura de dossel. *Aechmea nudicaulis* na mesma área de restinga não teve a função mantida, possivelmente por dois motivos (a) morfologia (tanque maior promovendo sobreamento demasiado e com menor capacidade de armazenamento da água) e (b) um microhabitat de ocorrência menos estressante. Já em áreas mais úmidas a função de planta-berçário pela espécie do gênero *Ananas* estudada não foi observada e esta atuou negativamente na abundância de plântulas, pois em áreas adjacentes a quantidade de plântulas foi mais de cinco vezes maiores quando comparado ao seu tanque.

Agradecimentos

Agradecemos a FLORAM e aos gestores do Parque Municipal da Lagoa do Peri, pelo apoio logístico.

Referências

- Barberis, I.M., Batista, W.B., Pire, E.F., Lewis, J.P. & León, R.J.C. 2002. Woody population distribution and environmental heterogeneity in a Chaco forest, Argentina. **Journal of Vegetation Science**. 13: 607-614.
- Barberis, I.M., Boccanelli, S.I. & Alzugaray, C. 2011. Terrestrial bromeliads as seed accumulation microsites in a xerophytic forest of Southern Chaco, **Argentina. Bosque**. 32(1): 57-63.
- Beduschi, T. & Castellani, T.T. 2008. Estrutura populacional de *Clusia criuva* Cambess. (Clusiaceae) e relação espacial com espécies de bromélias no Parque Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição, Florianópolis, SC. **Biotemas**. 21(2): 41-50.
- Benzing, D.H. 2000. **Bromeliaceae: Proile of an Adaptative Radiation**. USA, Cambridge University Press.
- Benzing, D.H. 1980. **The biology of bromeliads**. California, Mad River Press.
- Benzing, D.H. & Renfrow, A. 1974. The mineral nutrition of Bromeliaceae. **Botanical Gazette**. 135(4): 281-288.
- Bertness, M.D. & Hacker, S.D. 1994. Physical stress and positive associations among marsh plants. **American Naturalist**. 144: 363-372.

- Brancalion, P.H.S., Gabriel, V.A. & Gómez, J.M. 2009. Do terrestrial tank bromeliads in Brazil create safe sites for palm establishment or act as natural traps for its dispersed seeds? **Biotropica**. 41(1): 3-6.
- Brooker, R.B. & Callaghan, T.V. 1998. The balance between positive and negative plant interactions and its relationship to environmental gradients: a model. **Oikos**. 81(1): 196-207.
- Caccia, F.D., Chaneton, E.J. & Kitzberger, T. 2006. Trophic and nontrophic pathways mediate apparent competition through post-dispersal seed predation in a Patagonian mixed forest. **Oikos**. 113: 469-480.
- Clements, F.E. 1926. Nature and structure of the climax. **Journal of Ecology**. 24: 252-284.
- Falkenberg, D.B. 1999. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. **Insula**. 28: 1-30.
- Fialho, R.F. 1990. Seed dispersal by lizard and a treefrog – effect of dispersal site on seed survivorship. **Biotropica**. 22(4): 423-424.
- Fialho, R.F. & Furtado, A. L.S. 1993. Germination of *Erythroxylum ovalifolium* (Erythroxylaceae) seeds within the Terrestrial Bromeliad *Neoregelia cruenta*. **Biotropica**. 25(3): 359-362.
- Franks, S. J. 2003. Facilitation in multiple life-history stages: evidence for nucleated succession in coastal dunes. **Plant Ecology**. 168:1-11.
- Gleason, H.A. 1926. The individualist concept of the plant association. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**. 53: 7-26.
- Hay, J.D. & Lacerda, L.D. 1981. Ciclagem de nutrientes de ecossistemas de restinga. In: Lacerda, L.D., Araújo, D.S.D., Cerqueira, R., Turco, B. (Eds.), 1981. **Restingas: origem, estrutura e processos**. CEUFF, Niterói, RJ.
- Hesp, A.P. 1991. Ecological processes and plant adaptations on coastal dunes. **Journal of Arid Environments**. 21: 165-191.
- Holmgren, M., Scheffer, M. & Huston, M. A. 1997. The interplay of facilitation and competition in plant competition in plant communities. **Ecology**. 78(7): 1966-1975.
- Hueck, K. 1955. **Plantas e formação organogênica das dunas do litoral paulista**. Instituto de Botânica.
- Judd, W.S., Campbell, C.S., Kellogg, E.A. & Stevens, P.F. 1999. **Plant Systematics: a phylogenetic approach**. USA, Sinauer Associates
- Leme, E. M. C & Marigo, L. C. **Belas e Ameaçadas**. Natureza, São Paulo, n. 77, p. 36-40, jun. 1994.
- Medina, E. 1974. Dark CO₂ fixation, habitat preference and evolution within the Bromeliaceae. **Evolution**. 28: 677-686.
- Menezes, B. S., Aued, A.W., Cereto, C.E., Costa, L.A.R., Doria, J.G., Daltrini, C.N., Castellani, T.T. & Lopes, B.C. 2010. A bromélia *Vriesea friburgensis*

- pode ser considerada uma plantaberçário em restingas arbustivas? In: Dória, J G, Andros Gianuca, A. & Hernández, M. I M, **Ecologia de campo no Parque Municipal da Lagoa do Peri**, Printed in Brazil, UFSC. p. 71-77.
- Morris, W.F., Wood, D.M. 1989. The role of lupine in succession on Mount St. Helens: facilitation or inhibition? **Ecology**. 70: 697-703.
- Picado, C. 1913. Les bromeliacees epiphytes considerees comme milieu biologique. **Bulletin Scientifique France et Belgique**. 5: 215-360.
- Pittendrigh, C.S. 1948. The bromeliad-Anopheles-Malaria complex in Trinidad. The bromeliad flora. **Evolution**. 2: 58-89.
- Reitz, R. 1983. Bromeliáceas e a Malária-Bromélia Endêmica. In: **Flora Ilustrada Catarinense**. Parte I. Fascículo Bromélia.
- Rocha, C.F.D., Cogliatti-Carvalho, L., Nunes-Freitas, A.F., Rocha-Pessoa, T.C., Dias, A.S., Ariani, C.V. & Morgado, L.N. 2004. Conservando uma larga porção da diversidade biológica através da conservacao de Bromeliaceae. **Vidália**. 2(1): 52-72.
- Smith, L.B. & Downs, R.J. 1979. Bromelioideae (Bromeliaceae). **Flora Neotropica Monograph 14**: 1493-2142.
- Voltolini, C. H. & Santos, M. 2011. Variações na morfoanatomia foliar de *Aechmea lindenii* (E. Morren) Baker var. *lindenii* (Bromeliaceae) sob distintas condições ambientais. **Acta Botanica Brasilica**. 25(1): 2-10.
- Walker, L.R. & Chapin, F.S. 1987. Physiological controls over seeding growth in primary succession on an Alaskan foodplain. **Ecology**. 67: 1508-1523.
- Yarranton, G.A. & Morrison, R.G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology**. 62: 417-428.
- Zaluar, H.L.T. & Scarano, F.R. 2000. Facilitação em restingas de moitas: Um século de buscas por espécies focais. In: Esteves, F.A., Lacerda, L.D. (Eds.), 2000. **Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras**. NUPEM/UFRRJ, Macaé, RJ.

***Solanum pseudoquina*: o tamanho da planta influencia na herbivoria?**

Angri, C., Farias, D. L., Lopes, B. C., Castellani, T. T.

Introdução

A Herbivoria é um processo que pode reduzir o crescimento e o sucesso reprodutivo de uma determinada planta, a qual pode responder de formas variadas dependendo do seu crescimento e sua filogenia (Gurevitch et al., 2009). Os herbívoros são quase sempre seletivos quanto à planta a ser consumida. Porém, muitas plantas possuem defesas contra os ataques de herbívoros, tais como espinhos, pelos e compostos químicos secundários (Schulze et al., 2002).

Na família Solanaceae existem algumas destas interações de herbivoria bem documentadas para o gênero *Solanum*, nativo da América do Sul. Existe interesse no controle de algumas espécies deste gênero de planta que provocam distúrbios na agricultura na África do Sul e EUA. Para minimizar este problema, Olckers et al. (2002) realizaram um levantamento de prováveis insetos herbívoros de *Solanum* na sua área de distribuição natural e observaram a variedade de Coleoptera, Hemiptera e Lepidoptera que estavam associados a uma ou mais das espécies *Solanum mauritianum*, *S. sisymbriifolium* e *S. viarum*. Muitos dos herbívoros são comuns ao gênero e outros encontrados em apenas uma das espécies, como os besouros *Acallepitrix* sp., *Collabismus notulatus*, *Conotrachelus squalidus* e *Anthonomus morticinus*, que atuariam como potenciais agentes de biocontrole.

Além da herbivoria, outros tipos de interações podem ser observados entre insetos e plantas do gênero *Solanum*. Há, por exemplo, a existência de mutualismo defensivo entre a espécie *Solanum paludosum* e as formigas que as protegem de ataques de herbívoros (Rodrigues et al., 2012). Em contra partida, *S. paludosum* oferece nectário extra-reprodutivo presente em botões, flores e frutos. Já em *Solanum hexandrum*, Krohling et al. (2010) observaram

além da herbivoria de folhas por insetos, a polinização das flores por abelhas nativas.

Uma espécie de *Solanum*, *S. pseudoquina*, foi encontrada numa área de restinga, domínio da Mata Atlântica, com insetos associados ao caule central, utilizando-se provavelmente de uma resina secretada pelas plantas que provocaram danos no caule. *Solanum pseudoquina* é uma espécie pioneira que ocorre de preferência em formações secundárias, áreas abertas ou semi devastadas (Smith & Downs, 1966; Lorenzi, 2002). Nestas áreas, ela ocorre em grande abundância e forma densos agrupamentos. A espécie se apresenta amplamente distribuída pelo Estado de Santa Catarina (Smith & Downs, 1966), sendo a interação ora observada, registrada em áreas de restinga em regeneração inicial no Parque Municipal da Lagoa do Peri em Florianópolis, SC.

Sabendo dessa interação e da expressiva abundância da espécie na área em regeneração, objetivou-se avaliar a frequência de ocorrência deste tipo de dano na população de *Solanum pseudoquina*, relacionar o tamanho dos indivíduos com a presença e tamanho das lesões, assim como a influência da área do dano na riqueza e na abundância de insetos herbívoros associados.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em área de restinga em processo de regeneração inicial, localizada na porção sul do Parque Municipal da Lagoa do Peri. Este local teve a sua vegetação de restinga suprimida, onde foi inserido uma cultura de *Pinus* sp., mas que se manteve margeada por uma restinga arbórea (Figura 1). Esse plantio foi retirado da área em 2011, porém galhos e folhiços permaneceram na região. Após um ano e seis meses sem novas alterações, a região apresenta um processo regenerativo expressivo, com plantas originadas de sementes e propágulos da restinga arbórea vizinha, além de diversas espécies pioneiras. Para a coleta de dados foi percorrida uma área de 1600m², onde foi realizado um censo dos indivíduos de *Solanum pseudoquina*, totalizando um período de seis horas de amostragem.



Figura 1. Área de estudo para levantamento da população de *Solanum pseudoquina*. Toda a área dentro do traçado cinza está em processo de regeneração, após a retirada de plantio de *Pinus* sp., Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Para dados populacionais de *Solanum pseudoquina* foram anotados as medidas de altura máxima e diâmetro do caule à altura do solo, para a determinação do tamanho dos indivíduos. Essas medidas foram divididas em três classes, para que fossem relacionadas com a presença e ausência do dano (Tabela 1).

Tabela 1. Classes de diâmetro de caule à altura do solo e classes de altura máxima empregadas na análise populacional de *Solanum pseudoquina*, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Classes de altura máxima (m)			Classe de diâmetro do caule à altura do solo (cm)		
Classe I	Classe II	Classe III	Classe I	Classe II	Classe III
>0-0.8	0.81-1.6	1.61-2.60	>0-6.36	6.37-0.83	10.84-16

Quanto à caracterização dos danos observados no caule, foram definidas como “cicatriz” aqueles presentes em indivíduos que apresentavam o dano e a perda de resina antiga, e como “dano atual” aqueles presentes em indivíduos que apresentavam a lesão aberta com perda de resina no momento do censo. Essa caracterização permitiu observações quanto à distribuição do dano na área. Além

disso, a medida da área total do dano foi tomada, para posterior comparação com a comunidade herbívora presente nos indivíduos de *Solanum pseudoquina* com dano atual e nos indivíduos com cicatriz.

Em relação à assembléia de herbívoros associados ao dano atual, foi realizada a coleta e posterior identificação, utilizando-se de lupas (microscópio estereoscópico) e chaves de identificação. Também foi definida a abundância desses herbívoros por indivíduo de *Solanum pseudoquina*.

Análise de dados

Para avaliar se a ocorrência de dano está associada a diferentes classes de tamanho, seja de diâmetro do caule ou tamanho máximo de *Solanum pseudoquina*, foram realizados teste de qui-quadrado. A área do local de estudo foi medida e junto com o total de indivíduos contabilizados no censo, foi obtida a densidade de *S. pseudoquina* por m². Sobre a assembleia de herbívoros associada à secreção no dano, foi realizada uma regressão entre as variáveis dependentes (riqueza e abundância) com a variável independente (área do dano).

Resultados e Discussão

A população de *Solanum pseudoquina* apresentou um total de 154 indivíduos nos 1600m² amostrados. Em sua maioria, os indivíduos eram de tamanho médio quanto à altura (classe II), porém os menores diâmetros (classe I) foram mais representativos quanto ao desenvolvimento do caule das plantas (Tabela 2). Diversos indivíduos da classe III, que atingiam maiores alturas apresentavam diâmetros menores. Dessa forma, a altura dos indivíduos e o diâmetro do caule não apresentaram uma relação significativa ($t = -1,37$, $p = 0.36$).

Ao relacionar a presença do dano com as classes de tamanho dos indivíduos de *Solanum pseudoquina*, observam-se diferenças entre as classes de altura ($\chi^2 = 6,89$, $p = 0,031$, $gl = 2$), havendo na classe III, proporcionalmente, mais plantas danificadas (Tabela 2). Da mesma forma, os indivíduos nas maiores classes de diâmetro de caule foram os mais frequentes quanto à ocorrência do dano, evidenciando-se diferenças entre as classes ($\chi^2 = 23,28$, $p < 0,0001$, $gl = 2$). Assim,

concluimos que houve uma relação entre a presença do dano e o maior porte dos indivíduos.

Tabela 2. Número de indivíduos de *Solanum pseudoquina* com e sem dano de lesão no caule em relação às classes de tamanho (C.) das plantas, Parque Municipal da Lagoa do Perim Florianópolis, SC.

	Classes de altura máxima (m)				Classes de diâmetro do caule à altura do solo (cm)			
	C. I	C. II	C. III	Total	C. I	C. II	C. III	Total
Dano Com	5	12	5	22	9	7	6	22
Sem	50	76	6	132	106	22	4	132
total	55	88	11	154	115	29	10	154

O fator causador das lesões no caule não foi determinado no presente estudo, porém algumas inferências podem ser feitas em relação a estas lesões. Essa planta, anteriormente ao dano, adquire uma coloração escura, e após sofre descolamento da casca do seu caule. Esse processo gera orifícios nos quais os herbívoros entram e iniciam atividades no local (Obs. pess.). A causa do descolamento e a formação de orifícios não foi determinada no presente estudo, porém, acredita-se que ele seja feito por algum herbívoro que é atraído pela grande quantidade de resina que é produzida nesse momento.

Um total de quatro plantas de *Solanum pseudoquina* apresentou insetos associados às lesões do caule. A assembleia de insetos herbívoros atuando na área do dano atual foi constituída por 13 morfotipos distribuídos em quatro ordens (Tabela 3). Das larvas observadas, a que apresentou maior abundância foi a da família Nitidulidae, presente em três das quatro plantas de *S. pseudoquina* com associação de herbívoros, totalizando 38 indivíduos. Essa ocorrência pode estar relacionada à característica de vida fitófaga em substância de fermentação, que algumas subfamílias apresentam (Costa et al., 1988).

Tabela 3. Riqueza e abundância dos grupos taxonômicos de insetos herbívoros associados aos danos atuais em caules de *Solanum pseudoquina* com uso potencial de recurso, Parque Municipal da Lagoa do Peri, SC.

Ordem	Família	Grupo taxonômico	Fase de vida	Indivíduo de <i>S. pseudoquina</i>	Abundância	
Coleoptera	Nitidulidae		Larva	15	13	
			Larva	17	6	
			Larva	92	19	
			Morfotipo 1	Larva	17	4
			Morfotipo 2	Larva	17	3
			Morfotipo 3	Larva	92	2
			Besouro 1	Larva	92	7
			Besouro 2	Larva	92	2
Diptera			Larva	92	15	
	Drosophilidae		Adulto	92	1	
Hemiptera	Pentatomidae		Adulto	92	1	
Hymenoptera	Formicidae	<i>Camponotus</i> sp.	Adulto	15	>40	
			Adulto	40	formigueiro	
		<i>Solenopsis</i> sp.	Adulto	92	9	
Hymenoptera	Vespidae		Adulto	92	1	
Total		14 morfotipos				

Pela característica de apresentarem insetos sociais, foi determinada uma alta abundância relativa para a ordem Hymenoptera. Dessa ordem, a de maior representatividade foi a do gênero *Camponotus*, que apresentou em um indivíduo de *Solanum pseudoquina*, um formigueiro instalado abaixo do tronco da planta por onde escorria a resina diretamente. Nessa planta não foram observados outros insetos herbívoros no local do dano.

Quanto ao dano atual, foi observado que a riqueza e a abundância de insetos herbívoros não tiveram relação com a área do dano (Figura 2 e 3). Essa observação pode estar diretamente ligada à característica de alguns insetos sociais encontrados, que evidenciam grande recrutamento. Essa característica exige uma metodologia de determinação da abundância diferente, já que um grande número de indivíduos promove uma mesma função dentro da população (Krohling et al., 2010).

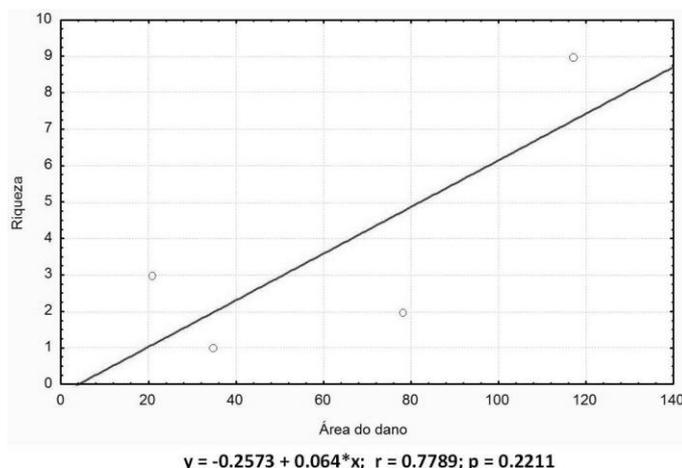


Figura 2. Regressão entre riqueza dos insetos herbívoros e a área de dano presente em caules de *Solanum pseudoquina*, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

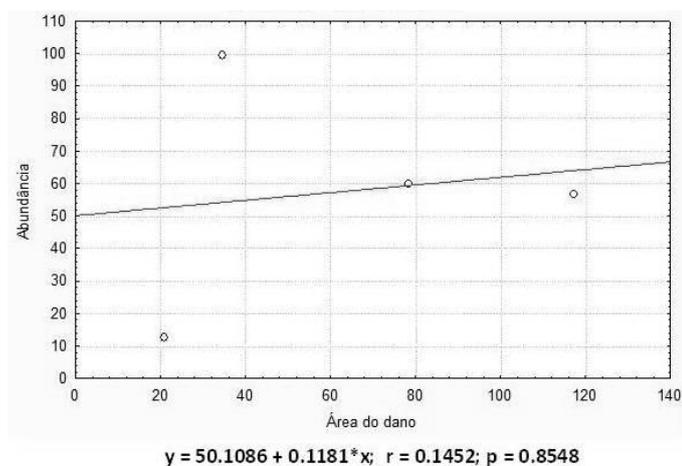


Figura 3. Regressão entre a abundância dos insetos herbívoros e a área de dano presente em caules de *Solanum pseudoquina*, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Em relação ao indivíduo de *S. pseudoquina* que conteve apenas indivíduos de *Camponotus* associados, tal fato pode refletir o mesmo mutualismo defensivo descrito por Rodrigues et al. (2012). Nesse trabalho, formigas eram beneficiadas com nectários extra-

reprodutivos de *S. paludosum*, enquanto as mesmas promoviam proteção contra ataque de outros herbívoros. Essa proteção é gerada pela percepção, por rastros químicos, da presença de outros herbívoros no local.

Herbívoros como afídeos e pulgões, são sugadores contra os quais as plantas têm dificuldades em se defender, pois esses insetos sugam a seiva diretamente do floema e algumas vezes as substâncias intercelulares. Dessa forma, algumas plantas podem receber proteção contra herbívoros, associando-se a algumas espécies de animais, como exemplo o mutualismo entre plantas e formigas (Boucher et al., 1982; Rodrigues et al., 2012).

Bibliografia

- Boucher, D.H., James, S. & Keeler K. H. 1982. The Ecology of Mutualism. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** 13:315-347
- Costa, C., Vanin, S. A. & Casari-Chen, S. A. 1988. **Larvas de coleóptera do Brasil**. São Paulo: Museu de Zoologia, 282p.
- Giaquinta, R. T. 1983. Phloem Loading of Sucrose. **Annual Review of Plant Physiology.** 34: 347-387.
- Gurevitch, J., Scheiner, S. M. & Fox, G. A. 2009. **Ecologia Vegetal**. 2a Edição. Porto Alegre: Artmed. 592 p.
- Krohling, C. A., Eutópio, F. J., Silva A. G. 2010. Interações inseto-planta em *Solanum hexandrum* Vell. (Solanaceae): polinização e herbivoria na Reserva Biológica de Duas Bocas, Cariacica, Espírito Santo. **Natureza**. Online 8 (2): 78-85.
- Lorenzi, H. 2002. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. Vol. 2, 2a Edição. Nova Odessa. Instituto Plantarum, 368 p.
- Olckers, T., Medal, J. C. & Gandolfo, D. E. 2002. Insect herbivores associated with species of *Solanum* (Solanaceae) in northeastern Argentina and southeastern Paraguay, with reference to biological control of weeds in South of Africa and the United States of America. **Florida Entomologist**. 85 (1): 254-260.
- Rodrigues, M. F. V., Melo-de-Pinna, G. F. A. & Almeida-Cortez, J. S. Interação entre formigas e nectários extra-reprodutivos em *Solanum paludosum* moric. (Solanaceae) em fragmentos remanescentes de floresta atlântica. **Sociedade de Ecologia do Brasil**. Acesso dia 9/11/2012 <http://seb-ecologia.org.br/viiceb/resumos/486a.pdf>.

- Schulze, E. D., Beck E. & Muller-Hohenstein, K. 2002. **Plant ecology**. Verlag/Elsevier Heidelberg. 846 p.
- Smith, L. B. & Downs, J. R. 1966. Fascículo Solanáceas. **Flora ilustrada de Santa Catarina**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues. 1- 321.

Tipos de herbivoria em duas espécies pioneiras com diferentes estratégias de defesa física

Oortman, M. S., Oliveira, A. F. S. de, Castellani, T. T., Lopes, B. C.

Introdução

Interações plantas-herbívoros podem provocar numerosos efeitos negativos no crescimento e capacidade reprodutiva das plantas, reduzindo sua habilidade competitiva (Coley & Barone, 1996). Dentro das variadas formas de defesa das plantas contra a herbivoria encontram-se as defesas físicas, sendo estas tricomas, espinhos, deposição cuticular ou secreção de resinas (Ângelo & DalMolin, 2007).

As estratégias pelas quais os organismos fitófagos reconhecem e conseguem explorar suas plantas hospedeiras são chamadas de “características ofensivas dos herbívoros” (Karban & Agrawal, 2002). Dentro destas características, os organismos são classificados com relação ao órgão consumido e o tipo de dano que produzem. Mastigadores rasgam e mastigam o tecido vegetal, podendo diminuir drasticamente o potencial fotossintético da planta; minadores consomem os tecidos vegetais entre as lâminas foliares e também reduzem a superfície fotossintética; sugadores perfuram o tecido da planta para sugar seiva ou fluidos e podem atuar como vetores de patógenos; galhadores utilizam a própria folha como abrigo e alimento, alterando tanto a superfície fotossintética, quanto o interior da folha (Ângelo & DalMolin, 2007).

A família Solanaceae é constituída por 2300 espécies com distribuição cosmopolita, sendo a América do Sul um de seus principais centros de diversidade e endemismo (Hunziker, 2001). É uma família de grande importância por sua diversidade de formas, compostos químicos produzidos, e importância econômica (Vieira et al., 2010; Guaraná et al., 2011). As espécies *Solanum erianthum* e *Solanum paniculatum* são tipicamente pioneiras de áreas de floresta do bioma Mata Atlântica em sucessão primária ou secundária, característica fortemente ligada a sua indiferença a qualidades físicas do solo e por suas defesas físicas bastante evidentes em suas folhas

e caule. *Solanum erianthum* apresenta densa pilosidade foliar e *S. paniculatum*, pilosidade menos conspícua e espinhos robustos em suas nervuras foliares (Reitz & Klein, 1966).

Com isso, esperando-se que a taxa de herbivoria seja distinta entre as espécies de acordo com suas diferentes estratégias físicas de defesa, o objetivo deste trabalho foi comparar a intensidade e tipos de danos causados por herbívoros em *S. erianthum* e *S. paniculatum*.

Material e Métodos

Área de estudo

A área de estudo é um fragmento de restinga em regeneração inicial (27°43'S 48°30'3"O). O local fora uma plantação de Pinus, os quais foram retirados em 2011. Desde então a vegetação nativa se reestabelece sem qualquer manejo. O entorno da área de estudo é coberto por uma vegetação de restinga sob influência antrópica de diferentes naturezas, como ocupação e atividades de lazer, sendo o acesso à região feito, principalmente, pela Rodovia Interurbana SC 406.

Procedimentos

Foram coletadas folhas em 20 indivíduos de *Solanum erianthum* e *Solanum paniculatum*. Este tamanho amostral ($n = 20$) foi definido a partir da população de *S. paniculatum*, a qual ocorria em menor densidade. Os indivíduos de *S. erianthum* foram amostrados perpendicularmente à trilha existente na área, com um mínimo de distância de dois metros da mesma, e as coletas foram alternadas entre os lados (à direita e à esquerda). Cada ponto de coleta distou aproximadamente quatro metros entre si.

Nesse contexto, foram coletadas cinco folhas de cada indivíduo, ao todo 40 indivíduos. Para que a amostragem fosse feita de maneira independente foram escolhidas sempre a sexta folha de galhos diferentes.

Em laboratório, foi possível avaliar a dureza de cada folha coletada, sendo esta medida tomada com o auxílio de um "perfurômetro". Este aparelho estima a força necessária (em gramas) para perfurar um ponto de superfície de uma folha. Posteriormente,

foi calculada a dureza foliar média por indivíduo, estimada a partir da dureza das cinco folhas amostradas.

Os danos causados por herbivoria também foram classificados quanto ao tipo de dano: inseto mastigador, raspador, minador, sugador e galhador. Em *Solanum erianthum*, o número de pupas que se encontravam dobrando a superfície foliar também foi contabilizado, mas a superfície foliar envolvida nesta atividade não foi contabilizada como área herbivorada. É importante ressaltar que o dano causado por organismos sugadores é de difícil identificação. Contudo, é comum observar a necrose de parte do tecido foliar após sua ação e, desta forma, a presença de necrose foi considerada indício de ação deste tipo de organismo e a área lesionada foi contabilizada como área herbivorada.

Para cada folha analisada, estimou-se um índice de herbivoria (IH), inferido a partir da porcentagem total da perda de superfície foliar, o qual foi classificado em categorias (Tabela 1).

Tabela 1. Classes de danos causados por herbivoria de acordo com a área foliar consumida (Dirzo & Dominguez, 1995).

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

O IH de cada indivíduo foi obtido pela média das categorias de cada uma de suas cinco folhas analisadas.

Resultados e Discussão

Comparando a dureza foliar das duas espécies, constataram-se maiores valores em *S. paniculatum* ($U = 51$; $p = 0,00$) (Figura 1). Contudo, o IH não diferiu entre as espécies ($t = 1,45$ e $p = 0,15$).

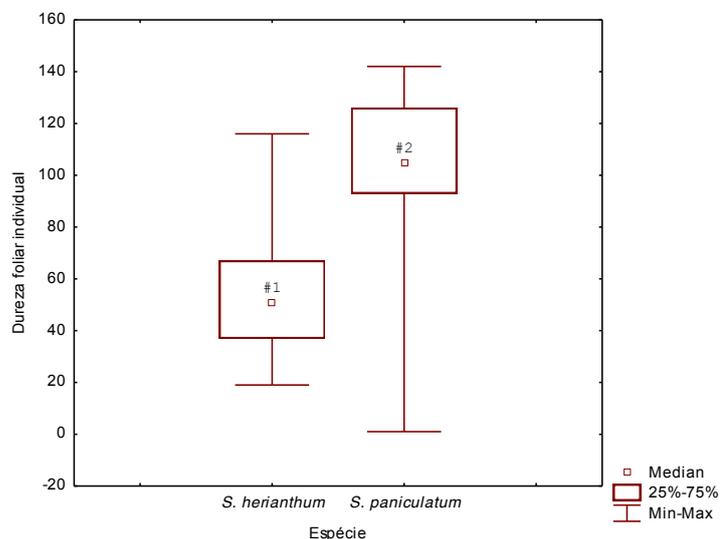


Figure 1. Dureza foliar (expressa pela força necessária para perfurar um ponto de superfície foliar – em gramas) de *Solanum erianthum* e *S. paniculatum*, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Em campo, alguns herbívoros puderam ser identificados forrageando sobre as solanáceas estudadas. Por exemplo, ninfas de *Chromacris speciosa*, uma espécie de gafanhoto generalista (Orthoptera) (Ferreira, 2006), adensavam-se sobre as folhas de *Solanum erianthum* (Figura 2 B; E), onde se desenvolviam e se alimentavam. Frutos de *S. erianthum* demonstravam sinais de herbivoria, com a presença de formigas (Hymenoptera) dos gêneros *Camponotus* e *Acromyrmex* (Figura 2 C). O gênero *Camponotus* é representado por espécies com dietas pouco específicas, isto é, os animais pertencentes ao grupo são capazes de beneficiar de fontes de alimento de diferentes naturezas, animal ou vegetal (Battirola et al., 2005). Embora os integrantes do gênero *Acromyrmex*, popularmente chamados de formigas cortadeiras, se alimentem especificamente de fungos cultivados no interior da colônia, estes animais mantêm seus cultivos recolhendo pedaços de folhas de fontes vegetais bastante variadas. Em outra restinga da Ilha Santa

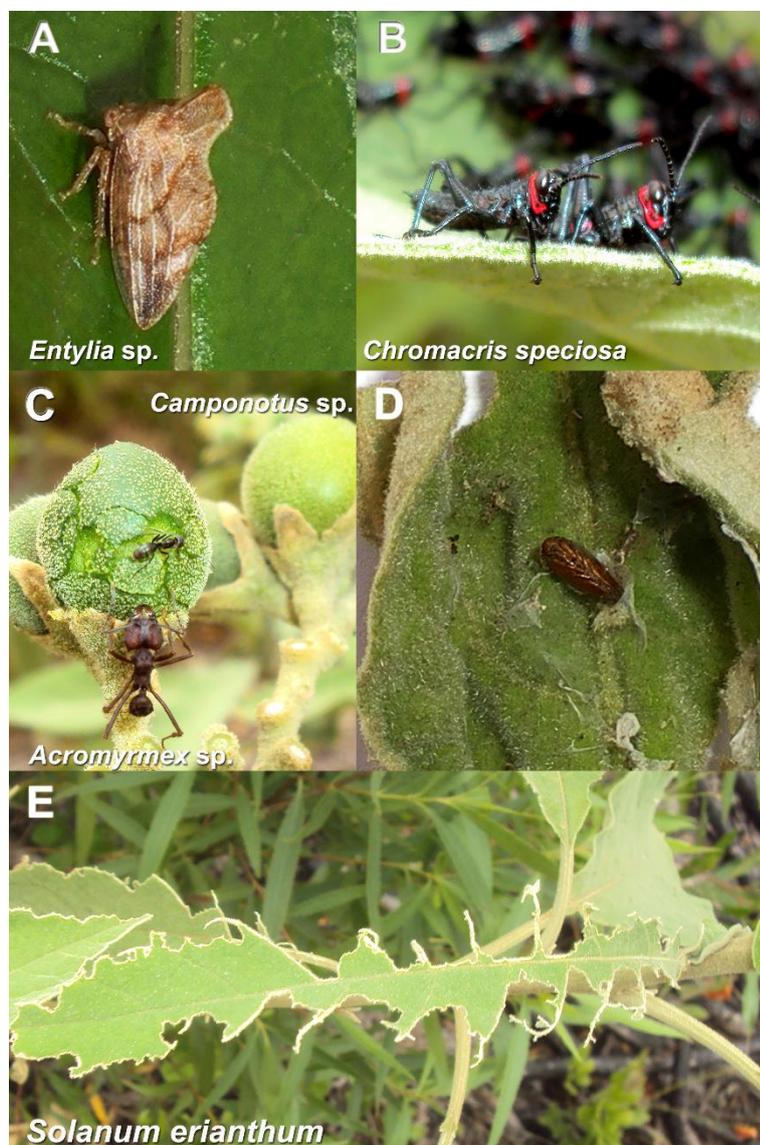


Figura 2. (A) *Entylia* sp., inseto sugador encontrado sob as folhas de *Solanum paniculatum*; (B) Ninfa de *Chromacris speciosa* encontrada sobre as folhas de *S. erianthum*, (E) onde o inseto se alimentava e se desenvolvia; (C) *Camponotus* sp. e *Acromyrmex* sp. sobre o fruto de *S. erianthum*, (D) Ninfa de Lepidoptera empupada em folha de *S. erianthum*, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Catarina, registrou-se que *Acromyrmex striatus* recolheu pedaços de folhas ou outras partes das plantas, de no mínimo cinquenta espécies distintas. E, embora a maioria do material vegetal recolhido seja de asteráceas, uma parte significativa deste montante são solanáceas (Lopes, 2005), incluindo *Solanum erianthum*. Pupas de Lepidoptera também faziam uso de *S. erianthum* em seu desenvolvimento, mas, neste caso, os animais aproveitavam-se das folhas para a construção de casulos (Figura 2 D).

Em *S. paniculatum* pode-se observar a presença de um herbívoro sugador, popularmente chamada de cigarrinha (Hemiptera: Membracidae), pertencente ao gênero *Entylia* (Figura 2 A). Embora não se tenha observado o animal se alimentando, existem registros de que uma espécie nesse gênero, *E. carinata* pode se alimentar em plantas do gênero *Solanum*, mesmo alimentando-se principalmente de asteráceas (Dietrich et al., 1998).

Em termos gerais, plantas pioneiras apresentam sementes pequenas e em número elevado, adaptadas à dispersão por agentes abióticos, reservas nutritivas para sobreviver a condições adversas, crescimento rápido para a colonização e baixa produção de metabólitos secundários (Coley et al., 1985). As espécies pertencentes ao gênero *Solanum* apesar de serem pioneiras, investem fortemente em defesas físicas e químicas (Ramos et al. 2012). Este alto investimento pode ser retratado nos valores médios de IH relativamente baixos encontrados para as espécies estudadas (*S. paniculatum*: 1,87; *S. erianthum*: 2,19), em *Calophyllum brasiliense* (Calophyllaceae), uma árvore da restinga, o índice de herbivoria pode chegar a 19,66 (Levy, 2007). Ademais, os insetos herbívoros observados em campo apresentavam hábitos de forrageamento pouco específicos, podendo se beneficiar de fontes vegetais variadas.

Em termos gerais, plantas pioneiras apresentam sementes pequenas e em número elevado, adaptadas à dispersão por agentes abióticos, reservas nutritivas para sobreviver a condições adversas, crescimento rápido para a colonização e baixa produção de metabólitos secundários (Coley et al., 1985). As espécies pertencentes ao gênero *Solanum* apesar de serem pioneiras,

investem fortemente em defesas físicas e químicas (Ramos et al. 2012). Este alto investimento pode ser retratado nos valores médios de IH relativamente baixos encontrados para as espécies estudadas (*S. paniculatum*: 1,87; *S. erianthum*: 2,19), em *Calophyllum brasiliense* (Calophyllaceae), uma árvore da restinga, o índice de herbivoria pode chegar a 19,66 (Levy, 2007). Ademais, os insetos herbívoros observados em campo apresentavam hábitos de forrageamento pouco específicos, podendo se beneficiar de fontes vegetais variadas.

Apesar do IH não ser estatisticamente distinto, a frequência do tipo de dano encontrado entre as espécies é diferente (ANOSIM, utilizando JACCARD; $R = 0,2$; $p = 0,0001$). Neste sentido, observa-se que os danos causados por organismos raspadores e mastigadores são responsáveis por 60% das diferenças entre tipos de predação nas espécies estudadas (SIMPER) (Tabela 2).

Tabela 2. Análise de SIMPER quanto à dissimilaridade entre a porcentagem de dano foliar causado por herbívoros em *Solanum erianthum* e *S. paniculatum*. As características dos danos foliares permitiram inferir o tipo de aparato bucal dos insetos herbívoros.

Tipo de herbivoria	Contribuição do dano (%)	Acumulação do efeito do dano
Raspador	17,34	35,5
Mastigador	12,19	60,46
Sugador	8,57	78,02
Minador	6,73	91,82
Galhador	2,1	96,12
Pupa	1,89	100

Com a análise dos dados brutos contata-se que a frequência de danos foliares causados por insetos mastigadores é maior em *S. erianthum*. Já em *S. paniculatum*, os danos mais frequentes são atribuídos aos herbívoros raspadores (Figura 3).

Sabe-se que dentro das ordens de insetos, o aparato bucal é estritamente relacionado com as estratégias de consumo de cada organismo (Karban & Agrawal, 2002). Organismos raspadores, por exemplo, são capazes de selecionar regiões da superfície foliar mais

propícias para o seu consumo, evitando acúmulos de compostos secundários ou mesmo depósitos de lignina. Em *S. paniculatum*, a

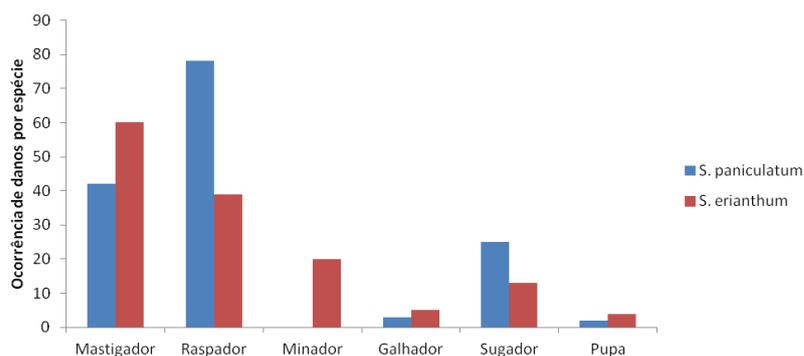


Figura 3. Porcentagem de tipos de danos causados por herbívoros em *Solanum erianthum* e *S. paniculatum*, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

maior expressividade de danos foliares causados por herbívoros raspadores pode estar relacionada a este fato. Também se ressalta que espinhos e acúleos representam uma estratégia de defesa mais eficiente contra herbívoros vertebrados (Guaraná et al., 2011).

É importante ressaltar que os danos causados por insetos mastigadores foram mais expressivos em ambas as espécies. Contudo, houve predominância em *S. erianthum*, a qual possuía médias de dureza foliar menores, a despeito de apresentar tricomas nas regiões abaxial e adaxial. Dureza foliar é um tipo de defesa física importante, uma vez que folhas mais duras são mais dificilmente perfuradas por insetos sugadores, além disso, folhas mais duras causam maior desgaste em mandíbulas de insetos mastigadores (Schoonhoven et al., 2005).

Bibliografia

- Ângelo, A.C. & DalMolin, A. 2007. Interações herbívoros - plantas e suas implicações para o controle biológico – que tipos de inimigos naturais procurar? In: Pedrosa-Macedo, J. H., DalMolin, A., Smith, C.W. (Ed.). **O Araçazeiro: ecologia e controle biológico**. Curitiba: FUPEF. p. 71–91.
- Battirola, L.D., Marques, M.I., Adis, J. & Delabie J.H.C. 2005. Composição da comunidade de Formicidae (Insecta, Hymenoptera) em copas de *Attalea*

- phalerata Mart. (Arecaceae), no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**. 49: 107–117.
- Coley, P.D. & Barone, J.A. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. **Annual Review of Ecology and Systematics**. 27: 305–335.
- Coley, P.D., Bryant, J.P. & Chapin, F.S. 1985. Resource availability and plant antiherbivore defense. **Science**. 230: 895–899.
- Dietrich, C.H., Rothschild, M.J. & Deitz, L.L. 1998. Checklist and host plants of the treehoppers (Hemiptera: Membracidae) of North Carolina. **Proceedings of the Entomological Society of Washington**. 101: 242–262.
- Dirzo, R. & Dominguez, C. 1995. Plant-animal interaction in Mesoamerican tropical dry forest. In: Bullock, S.H., Mooney H.A., Medina, E. (Ed.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge: Cambridge University Press. p. 277–303.
- Ferreira, A.V.S. 2006. Avaliação morfológica do aparelho reprodutor masculino e morfometria dos testículos de *Chromacris speciosa* (Thunberg, 1824) (Orthoptera: Romaleidae) submetido a três fotoperíodos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural de Pernambuco. 59 p.
- Guaraná, E.L.S., Franklin, R.C., Mendonça, C.L., Medeiros, R.M.T., Costa, N.A., Afonso, J.A.B. 2011. Intoxicação por *Solanum paniculatum* (Solanaceae) em bovinos. **Pesquisa Veterinária Brasileira**. 31: 59–64.
- Hunziker, A.T. 2001. Genera Solanacearum: the genera of Solanaceae illustrated, arranged according to a new system. Königstein: **Koeltz Scientific Books**, 500 p.
- Karban, R. & Agrawal, A.A. 2002. Herbivore offense. **Annual Review of Ecology and Systematics**. 33: 641–664.
- Levy, G. 2007. Herbivoria nas plântulas de *Calophyllum brasiliense* (Clusiaceae) em dois ambientes distintos de restinga na ilha do Cardoso, litoral sul de São Paulo. **Prática de Pesquisa em Ecologia da Mata Atlântica**.
- Lopes, B.C. 2005. Recursos vegetais usados por *Acromyrmex striatus* (Roger) (Hymenoptera, Formicidae) em restinga da Praia da Joaquina, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. 22: 372–382.
- Ramos, C.S., Ramos, N.S.M., Da Silva, R.R., Da Câmara, C.A.G. & Almeida, A.V. 2012. Metabolism by grasshoppers of volatile chemical constituents from *Mangifera indica* and *Solanum paniculatum* leaves. **Journal of Insect Physiology**. 58: 1663–1668.

- Reitz, R. & Klein, R.M. 1966. Flora Ilustrada Catarinense. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues. 304 p.
- Schoonhoven, L.M., Loon, J.J.A. & Dicke, M. 2005. **Insect-plant biology**. Oxford: Oxford University Press. 392 p.
- Vieira, P.M., Santos, S.C., Chen-Chen, L. 2010. Assessment of mutagenicity and cytotoxicity of *Solanum paniculatum* L. extracts using in vivo micronucleus test in mice. **Revista Brasileira de Biologia**. 70: 601–606.

Herbivoria foliar em *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae) de duas formações de restinga distintas da Lagoa do Peri, SC

Marques, J. S. J., Brito, F. P., Lopes, B. C., Castellani, T. T.

Introdução

Entende-se por vegetação de restinga o conjunto das comunidades vegetais, fisionomicamente distintas, sob influência marinha e flúvio-marinha. Estas comunidades, distribuídas em mosaico, ocorrem em áreas de grande diversidade ecológica sendo consideradas comunidades edáficas por dependerem mais da natureza do solo que do clima (Sugiyama, 1998). A vegetação tem sido muito utilizada como importante elemento de diagnóstico nas descrições das restingas brasileiras (MMA, 2010), uma vez que representa a interação entre os diversos fatores que caracterizam o meio físico.

Segundo Freire (1990), a restinga é um ambiente geologicamente recente e as espécies que a colonizam são principalmente provenientes de outros ecossistemas (Mata Atlântica, Tabuleiros e Caatinga), porém com variações fenotípicas devido às condições diferentes do seu ambiente original, possuindo importante papel na estabilização do substrato. No Brasil, as restingas são encontradas ao longo do litoral, desde a costa leste do Pará até a costa do Rio Grande do Sul, perfazendo um total de aproximadamente 9.000 km de extensão (MMA, 2010).

Estudos sobre herbivoria são de extrema importância, pois estão diretamente relacionados com o crescimento, reprodução e a capacidade de competição das plantas. Os herbívoros podem atacar todos os tipos de tecido vegetal, porém podem ser verificadas diferentes taxas de herbivoria entre os diferentes tecidos, entre indivíduos da mesma espécie e espécies distintas, folhas jovens e senescentes, dentro e entre diferentes locais, além de ambientes com características abióticas distintas (Coley & Kursar, 1996). Além disso, o consumo de massa foliar por herbívoros pode influenciar na cadeia de detritos do ecossistema, que desempenha um significativo

papel na regeneração e na reciclagem de nutrientes (Coley et al., 1995).

A herbivoria altera as chances de sobrevivência das plantas, aumentando a susceptibilidade à morte, em vez de matá-la diretamente (Strauss et al., 2002). Os efeitos da herbivoria dependem dos herbívoros envolvidos, das partes das plantas atacadas, do momento do ataque em relação ao desenvolvimento da planta e ainda da resposta da planta (Dyer et al., 2001). As plantas também possuem diversos mecanismos de defesas em resposta à herbivoria, como defesas físicas (pelos, tricomas e espinhos) e químicas (compostos secundários). As taxas de herbivoria variam entre espécies de planta e entre espécies de herbívoros, e dependem da qualidade nutricional da planta, envelhecimento da folha e níveis de defesa, entre outros. Em florestas tropicais, herbívoros removem de 10 a 30% da área foliar por ano (Lowman, 1985).

O presente estudo possui como premissa que as vegetações que habitam ambientes com uma menor disponibilidade de recursos hídricos, nutrientes e maior exposição à radiação apresentariam folhas com maior grau de dureza, tornando-se assim mais protegidas contra a herbivoria. Sendo assim, a nossa hipótese é que a taxa de herbivoria da espécie *Eugenia uniflora* L. em restinga arbustiva mais próxima à faixa litorânea seria menor do que em restinga arbórea adjacente a um corpo lagunar permanente.

O objetivo do trabalho é avaliar a taxa de herbivoria da espécie *Eugenia uniflora* em duas áreas de restinga sob diferentes condições hídricas e cobertura vegetal.

Material e Métodos

Amostragem e análises dos dados

O presente trabalho foi realizado na vegetação estabelecida na faixa de areia da parte mais externa (exposta ao mar) da restinga arbustiva da praia da Armação, Florianópolis, SC, localizada em frente à sede do Parque Municipal da Lagoa do Peri e na restinga arbórea próxima à borda da Lagoa do Peri.

Para a caracterização das duas áreas estudadas foi medida a porcentagem de cobertura vegetal acima de indivíduos de *Eugenia*

uniflora e o teor de água do solo. Essas medições foram realizadas com o intuito de diferenciar e evidenciar as características das duas áreas de restinga onde as amostragens foram realizadas.

A porcentagem de cobertura vegetal foi mensurada com o auxílio de densiômetro esférico, por meio do qual, quatro medidas de cobertura foram tomadas junto ao tronco dos indivíduos de *Eugenia uniflora*, nas direções Norte, Sul, Leste e Oeste. A cobertura foi estimada por meio das médias obtidas em classes de cobertura, conforme adaptado de DAUBENMIRE (Felfili et al., 2011). Para a caracterização do solo foram coletadas cinco amostras em cada área para obtenção do teor de água. Foram pesados cinco gramas de solo superficial que foram expostos ao ar por 24 horas para completa secagem. Após esse procedimento, as amostras foram pesadas novamente, e por gravimetria (peso final – peso inicial) foi obtida a porcentagem de água evaporada, calculando-se, portanto, o teor de água do solo. A espécie *Eugenia uniflora* (pitangueira) foi escolhida por ser de fácil identificação no campo e apresentar indivíduos nas duas áreas amostradas.

Em relação às taxas de herbivoria, para cada área de restinga foram amostrados 20 indivíduos de *Eugenia uniflora* com tamanho variando entre 0,5 e 2,0 m de altura, distantes pelo menos 2 m entre si. Para cada indivíduo foram retiradas aleatoriamente 10 folhas, que foram utilizadas para a análise da dureza da folha, porcentagem de herbivoria, índice de herbivoria e a identificação dos agentes de herbivoria, que foram classificados em mastigadores, minadores, raspadores, sugadores e galhadores, além de registrada a ausência de danos. A medida de dureza foi calculada como a força mínima (em gramas) necessária para fazer um tubo de metal maciço de 1.0 mm de diâmetro atravessar totalmente a lâmina foliar.

Para a estimativa da taxa de herbivoria, em cada folha retirada por indivíduo foi feita uma estimativa visual do dano total causado pelos agentes de herbivoria para se calcular a classe de herbivoria de acordo com a tabela 1. O Índice de Herbivoria (IH) para cada indivíduo foi calculado a partir da equação abaixo (Dirzo & Dominguez, 1995):

$$IH = \sum(n_i) \cdot i / N$$

Onde:

n_i = número de folhas na categoria i de dano;

i = a categoria (0 a 5);

N = número total de folhas amostradas.

Tabela 1. Classes de herbivoria de acordo com a área foliar consumida.

Classe de herbivoria	Área foliar consumida (%)
0	0
1	>0 e < 6
2	>6 e <12
3	>12 e <25
4	>25 e <50
5	>50 e <100

Resultados e Discussão

O maior valor médio de umidade do solo foi encontrado na restinga arbórea (mata), $1,83 \pm 0,91\%$, e na restinga arbustiva, mais próxima ao mar (praia), o valor foi de $0,75 \pm 0,28\%$. O valor médio de cobertura vegetal na mata foi de $66 \pm 3,5\%$, enquanto na praia o valor foi zero (Tabela 2). Esses resultados nos possibilitam inferir que existe uma nítida diferença entre os ambientes estudados. Em relação à cobertura vegetal, na mata, os indivíduos de *Eugenia uniflora* formavam o sub-bosque, porém na praia não existiam outras espécies de plantas acima dos indivíduos da *Eugenia uniflora*, sendo eles próprios o dossel. Segundo Lamago (1979), as areias litorâneas oferecem um substrato extremamente desfavorável ao desenvolvimento dos agrupamentos vegetais mais desenvolvidos, sendo muitos os fatores que dificultam o estabelecimento dessas espécies, tais como a pobreza extrema da areia quartzosa em substâncias nutritivas, grande permeabilidade quanto à água, porcentagem de sal marinho, immobilizando grande parte da água infiltrada, calor intenso do sol, fazendo evaporar a umidade das camadas superficiais do solo, ventos intensos, volatilizando a água e ressecando partes aéreas das plantas e mobilidade das dunas,

dificultando e fixação das plantas. Isso corrobora com os dados observados, sendo os menores valores de umidade do solo e cobertura vegetal acima da *Eugenia uniflora* observados mais próximos à praia.

Tabela 2 - Valores médios e \pm desvio padrão da umidade do solo e da cobertura vegetal na faixa litorânea de formação arbustiva (praia) e na formação arbórea (mata) das duas áreas de restinga estudadas, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

	Umidade do solo (%)	Cobertura vegetal (%)
Praia	0,75\pm0,28	0
Mata	1,83\pm0,91	66\pm3,5

Comparando-se o IH médio dos indivíduos amostrados nas duas áreas não foram observadas diferenças significativas ($t=2,85$, $p>0,05$, $n=20$) (Figura 1), apesar da tendência de maiores valores registrados na praia (Figura 1).

Os maiores valores de dureza foram observados nos indivíduos da praia ($t=6,16$, $p<0,05$, $n=20$). Isso pode ser atribuído a características do ambiente como, por exemplo, menor disponibilidade de água do solo e a maior exposição à radiação. Solos muito arenosos em geral são pobres em relação à água e nutrientes, pois a maior porosidade causa rápida perda de ambos por lixiviação (Luttge, 1997). As características citadas anteriormente somadas a maior exposição à radiação podem ter promovido os maiores valores de dureza observados nas folhas dos indivíduos da praia.

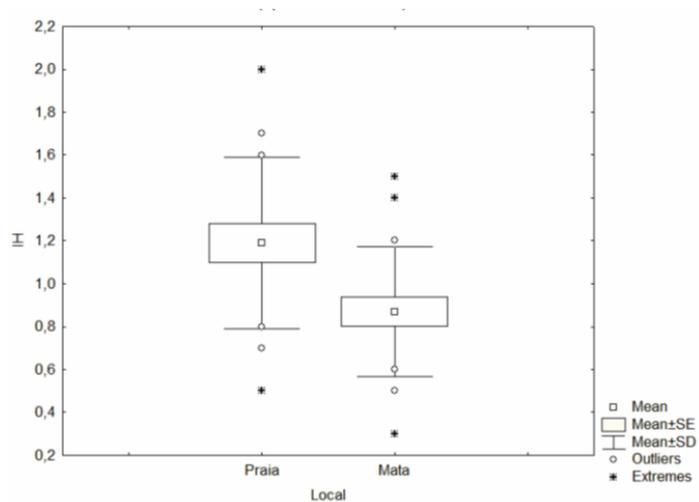


Figura 1 - Média, erro, desvio padrão e valores extremos do índice de herbivoria (IH) médio obtido para indivíduos de *Eugenia uniflora* amostrados na faixa litorânea de formação arbustiva (praia) e na formação arbórea (mata) das duas áreas de restinga estudadas, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

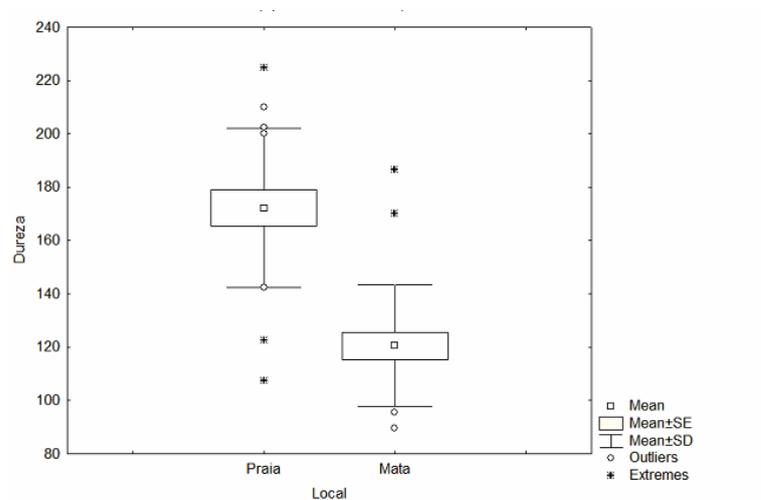


Figura 2 - Média, erro, desvio padrão e valores extremos para dureza das folhas de indivíduos de *Eugenia uniflora* amostrados na faixa litorânea de formação arbustiva (praia) e na formação arbórea (mata) das duas áreas de restinga estudadas, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Em relação ao tipo de herbivoria, ambas as áreas estudadas apresentaram a mesma tendência, sendo os raspadores o tipo de herbivoria com maior frequência. Na praia se destacaram raspador, mastigador e sugador, enquanto na mata o tipo minador se destacou mais que o sugador. Galhadores não foram observados.

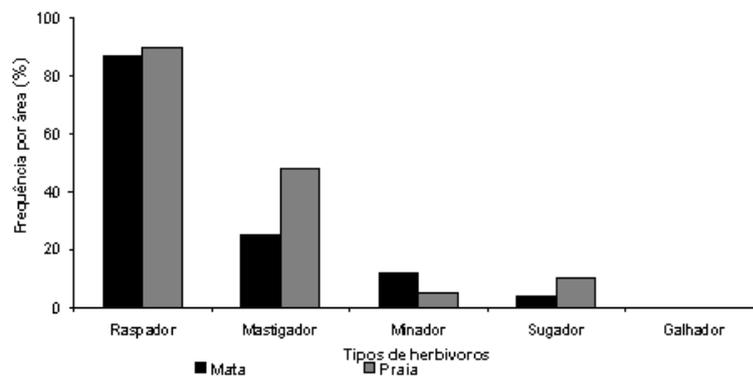


Figura 3 – Frequência em porcentagem do tipo de herbivoria nos indivíduos amostrados na praia (faixa litorânea da formação arbustiva) e mata (formação arbórea) das duas áreas de restinga estudadas, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Observando-se a relação entre a herbivoria (%) e a dureza (g) das folhas dos indivíduos das áreas estudadas, nota-se que a praia não apresentou correlação entre as variáveis (Figura 4 A). Em contrapartida, na mata observa-se uma tendência significativa de diminuição dos valores de herbivoria com o aumento dos valores de dureza (Figura 4 B). De acordo com Brown & Ewell (1987), a herbivoria em uma determinada espécie é frequentemente menor quando esta ocorre em uma comunidade floristicamente mais complexa do que quando ela ocorre em um grupamento monoespecífico. Como observado, as áreas de estudo não apresentaram diferença significativa no IH. A ausência de correlação observada na praia reforça a idéia de que a dureza foliar não está representando uma limitação para a ação dos herbívoros. Como visto, folhas com diferentes valores de dureza foram herbivoradas de

forma similar. No entanto, na mata, onde as condições ambientais são mais amenas e existe uma maior complexidade florística, as folhas mais duras parecem ser menos herbivoradas.

Segundo Luttge (1997), a disponibilidade de nutrientes e de água no solo afeta a susceptibilidade das plantas à herbivoria. A hipótese da disponibilidade de recursos de Coley et al. (1985), prevê que plantas que crescem sobre solos pobres serão mais defendidas quimicamente e, portanto menos predadas. No presente estudo não foram mensurados as defesas químicas das folhas da *Eugenia uniflora*, entretanto foi medida a dureza que se caracteriza como uma defesa física à herbivoria. Corroborando em parte com a hipótese da disponibilidade de recursos, os maiores valores de dureza foram encontrados nos indivíduos da praia, ambiente que apresentou o menor valor de água no solo, porém com maior exposição à radiação. No entanto, não foi observada diferença significativa do IH entre as áreas estudadas. O esperado seria menor IH na praia, devido a ser um ambiente mais pobre em relação à disponibilidade de água, nutrientes no solo e com condições ambientais mais severas como vento, radiação e salinidade.

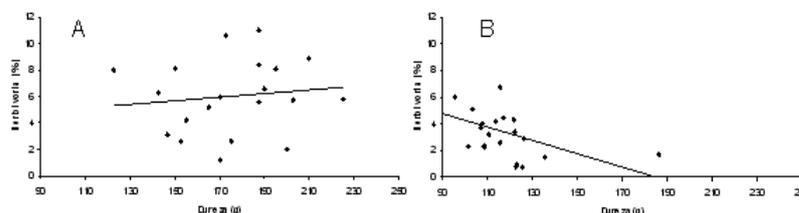


Figura 4 – Relação entre herbivoria (%) e a dureza (g) das folhas dos indivíduos de *Eugenia uniflora* nos ambientes estudados, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. Em A para os indivíduos da praia ($p=0,600$; $r_s=0,124$; $n=20$) e em B para a mata ($p=0,004$; $r_s=-0,613$; $n=20$).

Conclusões

A hipótese de que o índice de herbivoria na formação litorânea da restinga arbustiva seria menor do que na restinga arbórea foi rejeitada. Não foram observadas diferenças significativas do índice de herbivoria entre os ambientes estudados. Como esperado, os

maiores valores de dureza foram encontrados na praia. Entretanto, não houve correlação significativa entre a dureza e a herbivoria neste setor ao contrário da mata, onde essa correlação foi significativa. Isto indica que outros fatores estariam influenciando na comunidade de herbívoros das áreas estudadas e nas taxas de danos observados.

Para uma melhor compreensão dos fatores que podem estar influenciando os índices de herbivoria nos diferentes ambientes seria de extrema importância um estudo mais detalhado sobre a composição nutricional e defesas químicas das folhas da *Eugenia uniflora*, assim como da comunidade de herbívoros nas diferentes formações de restinga avaliadas.

Bibliografia

- Brown, B.J. & Ewell, J.J. 1987. Herbivory in complex and simple tropical successional ecosystems. **Ecology**. 68(1): 108-116.
- Coley, P., Bryant, J. & Chapin, F. 1985. Resource availability and plant antiherbivore defense. **Science**. 230: 895-899.
- Coley, P.D., Kursar, T.A., Fikstad, T. & Rosen-Green, L. 1995. Chemical defense against pathogens and herbivores is related to expansion rates of young leaves. **Bulletin of the Ecological Society of America (Abstr.)** 76:
- Coley, P.D. & Kursar, T.A. 1996. Anti-herbivore defenses of young tropical leaves: physiological constraints and ecological tradeoffs. In: Smith, A.P., Mulkey, S.S., Chazdon, R. (Eds.) **Tropical Forest plant ecophysiology**. New York: Chapman and Hall, p. 305-336.
- Dirzo, R. & Dominguez, C.A. 1995. Plant-herbivore interactions in a mesoamerican: tropical dry forest. In: Bullock, S.H., Mooney, A. & Medina, E. (Eds.) **Seasonably dry tropical forest**. Cambridge University Press, Cambridge, p. 305-325.
- Dyer, L.A., Dodson, C.D., Beihoffer, J. & Letorneau, D.K. 2001. Trade-off in antiherbivore defenses in *Piper cenocladum*: ant mutualist versus plant secondary metabolites. **Journal of Chemical Ecology**. 27:581-591.
- Freire, M.S.B. 1990. Levantamento florístico do Parque Estadual das Dunas de Natal, **Acta Botanica Brasilica**. 4: 41-59.
- Lamêgo, A.R. 1974. **O Homem e a Restinga**. 2a ed. Rio de Janeiro: Editora Lidador. 306 p.

- Lowman, M.D. 1985. Temporal and spatial variability in insect grazing of the canopies of five Australian rainforest tree species. **Australian Journal of Ecology**. 10: 7 -24
- Luttge, U. Tropical Forest. 1997 In: Luttge, U. **Physiological ecology of tropical plants**. (Eds.) Springer-Verlag, Germany, 37-138.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2010. Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros. **Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil**. Brasília: MMA/SBF/GBA, 148 p.
- Strauss, S.Y., Rudgers, J.A., Lau, J.A. & Irwin, R.E. 2002. Direct and ecological costs of resistance to herbivory. **Trends in Ecology & Evolution**. 17: 278-285.
- Sugiyama, M. 1998. Estudo de florestas da restinga da Ilha do Cardoso, Cananéia, São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Botânica**. 11: 119-159.