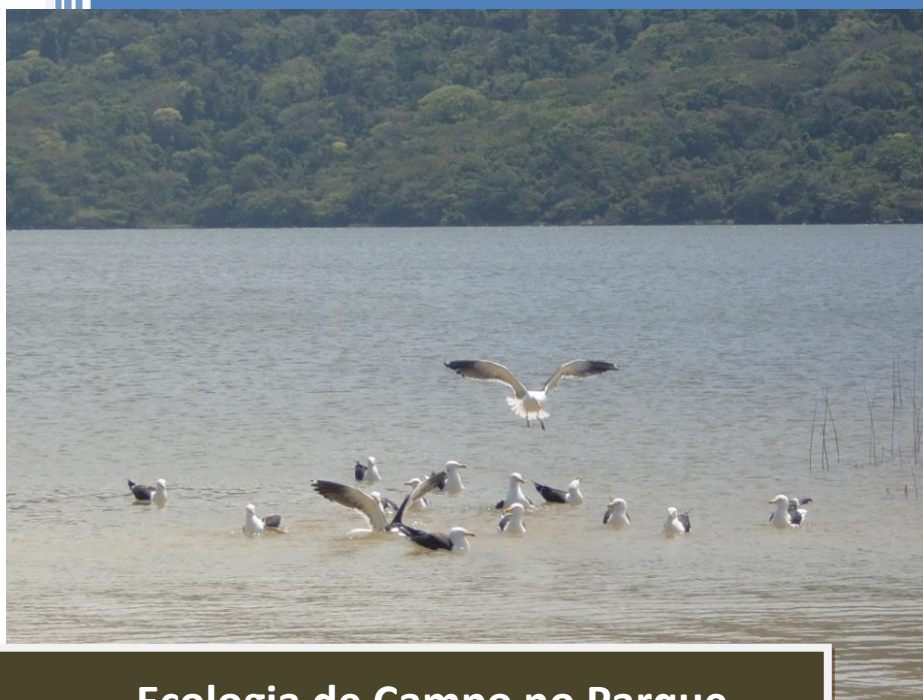


# PPG Ecologia UFSC 2010



## Ecologia de Campo no Parque Municipal da Lagoa do Peri

### **Organizadores:**

João Gabriel Doria

Andros Gianuca

Malva Isabel Medina Hernández

ISBN 978-85-61682-68-2



**ISBN 978-85-61682-68-2**

**Programa de Pós Graduação em Ecologia**

**Ecologia de Campo  
no Parque Municipal da Lagoa do Peri**

**Organizadores:**

João Gabriel Doria  
Andros Gianuca  
Malva Isabel Medina Hernández

**Florianópolis  
Universidade Federal de Santa Catarina**

2011

Programa de Pós-Graduação em Ecologia – CCB - UFSC  
Copyright © 2011 – PPG Ecologia UFSC  
*Impresso no Brasil / Printed in Brazil*

*Diagramação:* João Gabriel Doria, Andros Gianuca, Malva Isabel  
Medina Hernández  
*Foto da capa:* M.I.M.Hernández. *Larus dominicanus* na Lagoa do Peri

*Revisão:* Autores e organizadores

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

E19 Ecologia de campo no Parque Municipal da Lagoa do  
Peri / organizadores: João Gabriel Dória,  
Andros Gianuca, Malva Isabel Medina Hernández.  
- Florianópolis : UFSC, 2011.  
250 p. : gráfs., tabs.

ISBN: 9788561682682

1. Ecologia. 2. Pesquisa ecológica - Parque  
Municipal da Lagoa do Peri, SC. I. Dória, João  
Gabriel. II. Gianuca, Andros. III. Hernández,  
Malva Isabel Medina.

CDU: 577.4

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



Centro de Ciências Biológicas



**UNIVERSIDADE FEDERAL  
DE SANTA CATARINA**  
Universidade Federal de Santa Catarina









## **PARTICIPANTES – EDIÇÃO 2010**

### **Discentes**

Anaide Wrublevski Aued (PPGE-UFSC)  
Anderson Antonio Batista (PPGE-UFSC)  
André Scarlate Rovai (PPGE-UFSC)  
Andros Tarouco Gianuca (PPGE-UFSC)  
Barbara Santos Menezes (PPGE-UFSC)  
Carlos Eduardo Cereto (PPGE-UFSC)  
Cássio Daltrini Neto (PPGBV-UFSC)  
Daniel Fernandes Dinslaken (PPGE-UFSC)  
Denise Tonetta (PPGE-UFSC)  
Eduardo Tadashi Estevam Yoshida (PPGE-UFSC)  
Elise Lara Galitzki (PPGE-UFSC)  
Gustavo de Oliveira Schmidt (PPGE-UFSC)  
Ivan Machado Martins (PPGE-UFSC)  
João Gabriel Doria (PPGE-UFSC)  
Katia Cristina Cruz Capel (PPGE-UFSC)  
Letícia Frozza Teive (PPGE-UFSC)  
Luis Augusto Reginato Costa (PPGE-UFSC)  
Renata Calixto Campos (PPGE-UFSC)  
Ricardo C. H. Rech (PPGEC-UFMS)



**Prof. Responsável:**

Dra. Malva Isabel Medina Hernández (ECZ-UFSC)

**Profs. Participantes:**

***Ecosistemas Terrestres:***

Dr. Mario Favila (Instituto de Ecologia, México);  
Dra. Tânia Tarabini Castellani (ECZ-UFSC);  
Dr. Benedito Cortês Lopes (ECZ-UFSC);  
Dr. Nivaldo Peroni (ECZ-UFSC);  
Dr. Maurício Sedrez dos Reis (CCA-UFSC);  
Dra. Malva Isabel Medina Hernández (ECZ-UFSC)

***Ecosistemas Marinhos:***

Dra. Marta Jussara Cremer (Universidade de Joinville);  
Dr. Sérgio Floeter (ECZ-UFSC);  
Dra. Bárbara Segal (ECZ-UFSC);  
Dr. Paulo Horta (Biologia Vegetal-UFSC);  
Dra. Cintia Lhullier (Pós-Doc Biologia Vegetal-UFSC)

***Ecosistemas Ecosistemas de Águas Continentais:***

Dr. Eduardo Soriano (ECZ-UFSC);  
Dr. Selvino Neckel Oliveira (ECZ-UFSC);  
Dra. Maria Luiza Fontes (Pós-Doc ECZ-UFSC);  
Dra. Ana Emilia Siegloch (Pós-Doc ECZ-UFSC)



## APRESENTAÇÃO

O Curso de Pós Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina realiza anualmente a disciplina Ecologia de Campo. Essa terceira edição da disciplina foi realizada no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis/SC, de 18 a 29 de outubro de 2010, com a participação de 19 alunos, dos quais 17 do mestrado em Ecologia da UFSC, um do mestrado em Biologia Vegetal da UFSC e um do mestrado em Ecologia e Conservação da UFMS.

A disciplina consistiu em práticas de campo em Ecologia, realizadas em grupos e individualmente, sob orientação de especialistas, com a participação de 15 professores doutores, incluindo um professor convidado do Instituto de Ecologia, do México. Esta quantidade de pesquisadores reunidos teve como meta possibilitar aos alunos participar de pesquisas ecológicas curtas, realizadas *in situ*, dentro de cada Linha de Pesquisa do Programa de Pós Graduação em Ecologia da UFSC – Ecossistemas Terrestres, Ecossistemas Marinhos e Ecossistemas de Águas Continentais – proporcionando experiência em várias áreas de abrangência da Ecologia e ajudando a desenvolver tanto o pensamento científico como a redação científica.

Para cada linha de pesquisa foram destinados três dias de trabalho, dando ênfase no delineamento amostral, coleta e análise de dados em campo, experimentos em laboratório, discussão dos resultados, apresentação oral e escrita, finalizando na redação de 16 artigos científicos dos projetos em grupo. Além disso, foram destinados mais dois dias de trabalho de campo para o desenvolvimento de 11 projetos livres encabeçados pelos próprios alunos sob orientação de um dos professores, totalizando 27 artigos científicos, os quais são apresentados a seguir.

*Os organizadores*



## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos à Universidade Federal de Santa Catarina, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro e pela disponibilização de equipamentos utilizados no Curso de Ecologia de Campo. À FLORAM e ao Parque Municipal da Lagoa do Peri e a todos aqueles que ali trabalham pela acolhida e apoio logístico. A todos os professores que colaboraram para o desenvolvimento dos projetos e dos relatórios. Aos colegas que participaram do Curso de Ecologia de Campo, pelo profissionalismo, companheirismo e amizade em todas as etapas das atividades. Agradecemos também a todas as pessoas que contribuíram de alguma forma para o sucesso desta terceira edição do Curso de Campo.





## SUMÁRIO

ÁREA DE ESTUDO .....	19
PARTE I: Projetos em Grupo .....	23
<i>Ecossistemas Terrestres</i> .....	23
Diversidade funcional em assembléias de escarabeíneos em um fragmento de Mata Atlântica.....	25
Sistema <i>Sophora tomentosa</i> -Hemiptera: há variação na intensidade de ocorrência e nas interações com outros artrópodes em um gradiente de restinga?.....	33
Clareiras Intermitentes em Floresta Ombrófila Densa .....	43
Herbivoria como reflexo da associação entre <i>Azteca</i> sp. e <i>Cecropia glaziovii</i> em um fragmento de Mata Atlântica com diferentes estágios de regeneração.....	53
Estrutura e composição de besouros necrófagos (Coleoptera, Scarabaeinae) em duas áreas de Mata Atlântica com diferentes graus de complexidade vegetacional .....	61
A bromélia <i>Vriesea friburgensis</i> pode ser considerada uma planta-berçário em restingas arbustivas? .....	71
<i>Ecossistemas Marinhos</i> .....	79
Comunidade de aves no estuário do Rio Sangradouro – Praia da Armação, Florianópolis-SC.....	81
Estrutura de comunidades de macroalgas marinhas sujeitas a diferentes concentrações de salinidade, na Praia da Armação, Florianópolis, Santa Catarina.....	91
Complexidade estrutural de macroalgas marinhas como agente estruturador da fauna de invertebrados associada ao fital .....	99
Avaliação da performance fotossintética de duas espécies de algas pardas (Phaeophyceae) sob condições de estresse hídrico. ....	107
<i>Ecossistemas Aquáticos</i> .....	117
Distribuição espacial de uma assembléia de anuros da Lagoa do Peri, Florianópolis/SC.....	119
Variação na produtividade primária líquida da comunidade fitoplanctônica da lagoa do Peri através de um gradiente de disponibilidade de fósforo. ....	125
Variação temporal da população de Peri ( <i>Scirpus californicus</i> ), no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis-SC.....	133
Estimativa experimental da produção primária líquida e respiração da comunidade planctônica na lagoa do Peri, Florianópolis, SC.....	139
Efeito do habitat sobre o tamanho médio de indivíduos de <i>Deuterodon</i> cf. <i>singularis</i> (Characidae) no riacho Sangradouro, Lagoa do Peri, Florianópolis, SC .....	145

Estrutura espacial das comunidades de insetos aquáticos em riachos de baixa ordem situadas no Parque Municipal da Lagoa do Peri. ....	151
PARTE II: Projetos Livres .....	163
Teste experimental do efeito do risco de predação em <i>Deuterodon cf. singularis</i> (Characidae, Pices) por <i>Geophagus brasiliensis</i> (Ciclidae, Pices) .....	165
Influência da cobertura vegetal na distribuição espacial e no padrão reprodutivo de <i>Vriesea friburgensis</i> Mez var. <i>paludosa</i> (L. B. Smith) em uma restinga arbustiva, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis/SC.....	171
O incremento de nutrientes realmente influencia nas taxas de produção e respiração fitoplanctônica? O caso da adição experimental de fósforo e nitrogênio na Lagoa do Peri, Florianópolis, sul do Brasil.....	181
Distribuição de jovens em relação a adultos de <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman: testando a hipótese de dependência da distância de Janzen-Connell .....	189
Estudo de herbivoria da espécie de ouriço <i>Echinometra lucunter</i> em macroalgas marinhas bentônicas .....	197
Distribuição das comunidades de macroinvertebrados aquáticos ao longo do rio Sangradouro, Florianópolis, SC .....	199
Efeito top-down sobre a produção primária líquida e respiração da comunidade planctônica na lagoa do Peri, Florianópolis, SC.....	209
Abundância e peso de camarões do gênero <i>Macrobrachium</i> (Palaemonidae) em dois habitats aquáticos no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.....	217
Ocorrência de anfíbios em bromélias na restinga arbórea do Parque Municipal da lagoa do Peri, Florianópolis, SC .....	227
Utilização da capororoca ( <i>Myrsine guianensis</i> ) por aves .....	233
Variação comportamental diária de <i>Larus dominicanus</i> na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.....	241

## ÁREA DE ESTUDO

O Parque Municipal da Lagoa do Peri ( $27^{\circ}43'S$  e  $48^{\circ}32'W$ ) situa-se no sul da Ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis, Brasil (Figura 1). O Parque possui aproximadamente 2.030 ha e abriga um dos últimos remanescentes de Mata Atlântica da Ilha. A área florestal no interior do parque é de 1500 ha e a Lagoa do Peri é a maior lagoa de água doce da costa catarinense, com  $5,2 \text{ km}^2$  de espelho d'água (CECCA, 1997).

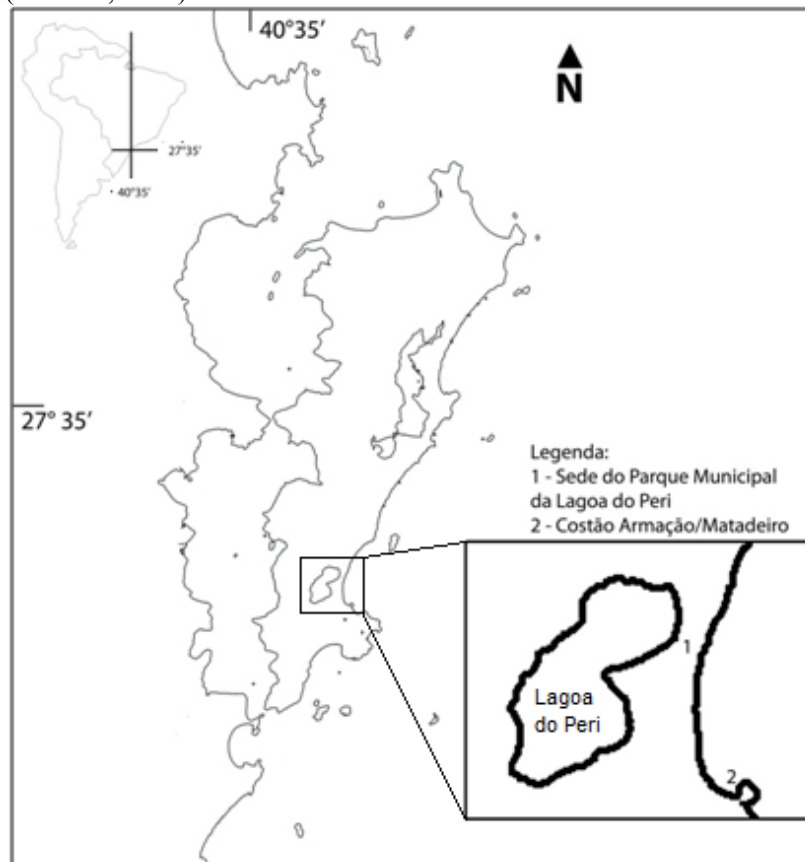


Figura 1: Mapa com a localização da Área de Estudo.

Desde que foi tombada como Patrimônio Natural do Município de Florianópolis, em 1976, a Lagoa do Peri ganhou importância e, já em 1981, a lagoa e seus arredores passaram a fazer parte do Parque Municipal da Lagoa do Peri. O Parque foi criado com o intuito de preservar os recursos naturais e ecossistemas locais, conciliando sua proteção com práticas educacionais, científicas e recreativas, envolvendo a comunidade local, e excluindo a possibilidade de exploração dos recursos naturais (CECCA, 1997).

Segundo a FLORAM – PMF (2009) o parque é dividido em três áreas:

- Área de Reserva Biológica: Destinadas principalmente à comunidade científica, estas áreas abrangem a Floresta Pluvial da Encosta Atlântica e aquela de vegetação litorânea de restinga.

- Área de Paisagem Cultural: Tem o objetivo de resguardar a cultura açoriana e a prática das atividades tradicionais dos seus descendentes, os quais estão assentados desde longa data em área atualmente reconhecida dentro dos limites do parque.

- Área de Lazer: Situa-se ao redor da sede administrativa do parque e conta com praia, pracinha, churrasqueiras e bancos. Este local é reservado para atividades educacionais e de lazer.

#### *Características físicas e biológicas:*

Nas porções norte, oeste e sul, a lagoa é margeada por encostas com altura média de 300 metros, cobertas predominantemente por Mata Atlântica. Já a porção leste do Parque é separada do Oceano Atlântico por uma restinga herbáceo-arbustiva. Na restinga, o estrato arbustivo é predominado por *Myrcia palustris*, *Ocotea pulchella*, *Oratea parvifolia* e *Ilex theezans*. As bromélias *Vriesea friburgensis* e *Aechmea lindenii* dominam o estrato herbáceo.

Os principais cursos d'água que alimentam a Lagoa do Peri são os rios Cachoeira Grande e Ribeirão Grande, estando a lagoa a aproximadamente três metros acima do nível do mar, requisito de classificação que a torna uma “lagoa suspensa” (Hennemann, 2010). Assim, o canal de extravasamento das águas da lagoa em direção ao mar (canal Sangrador) é de sentido único, o que mantém a água da lagoa sempre doce (Hennemann, 2010).

A desembocadura do canal Sangrador (ou riacho Sangradouro) está localizada entre as praias da Armação e do Matadeiro, sendo divididas, principalmente, pela presença de um costão rochoso. É notável a influência antrópica nas adjacências da foz do canal Sangrador, principalmente devido à crescente expansão dos bairros

adjacentes e do turismo. A margem sul da foz apresenta vegetação com predomínio de *Hibiscus pernambucensis* e algumas espécies de mangue. Já a margem norte encontra-se mais antropizada, com presença de edificações e espécies vegetais exóticas, como *Eucalyptus* sp., *Pinus* sp., *Psidium guajava* e *Brugmansia suaveolens*.

Os estudos apresentados a seguir foram realizados tanto na área de encosta com predomínio da Floresta Atlântica, como na zona de restinga, na lagoa propriamente dita, no canal Sangrador e também no costão rochoso que divide as praias da Armação e Matadeiro.

### **Referências:**

- CECCA - Centro de Estudos Cultura e Cidadania (1997). **Unidades de Conservação e Áreas Protegidas da Ilha de Santa Catarina: caracterização e legislação.** Ed. Insular, Florianópolis, Brasil, 160pp.
- FLORAM (Fundação Municipal do Meio Ambiente) – PMF (Prefeitura Municipal de Florianópolis). (2009). Disponível em <http://www.pmf.sc.gov.br/portal/meioambiente>. Acesso em 15/03/2011.
- HENNEMANN, M. C. (2010) **Dinâmica da qualidade da água em uma lagoa costeira: o caso peculiar da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Brasil.** Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós- Graduação em Ecologia.



**PARTE I: Projetos em Grupo**

*Ecosistemas Terrestres*





## **Diversidade funcional em assembléias de escarabeíneos em um fragmento de Mata Atlântica**

*Campos, R. C.<sup>1</sup>, Anderson, A. B.<sup>1</sup>, Rovai, A. S.<sup>1</sup>, Tonetta, D.<sup>1</sup>, Schmidt, G.<sup>1</sup>,  
Martins, I. M.<sup>1</sup>, Hernández, M. I. M.<sup>2</sup>, Favila, M. E.<sup>3</sup>*

1-Mestrando do Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

2-Docente do Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

3-Pesquisador do Instituto de Ecologia A. C., Apartado postal 63, Xalapa, Veracruz, México.

### **Introdução**

Grupos funcionais são definidos como conjuntos de espécies que apresentam, ao mesmo tempo, respostas similares ao ambiente ou efeitos similares em processos mais amplos no ecossistema (Gitay e Noble, 1997).

Besouros escarabeíneos são reconhecidos como organismos importantes no funcionamento de ecossistemas terrestres tropicais, por participarem ativamente no ciclo de decomposição da matéria orgânica ao se alimentarem de material orgânico em decomposição, tanto no estágio larval como adulto (Hanski e Cambefort, 1991). O comportamento alimentar é variável, havendo espécies saprófagas, coprófagas, necrófagas ou generalistas, que podem atuar como dispersoras de sementes e aumentando o ciclo de nutrientes do solo (Nichols *et al.*, 2008).

Os escarabeíneos se dividem em basicamente três grupos funcionais quanto ao uso do recurso: os rolares ou telecoprídeos, que tem o comportamento de rolar uma “bola” na superfície do solo, até certa distância da fonte do recurso; os escavadores ou paracoprídeos, que transportam o recurso alimentar para o interior do solo fazendo túneis do lado ou sob o recurso; e os residentes ou endocoprídeos, que não alocam o recurso, utilizando-o somente no local (Halffter & Matthews, 1966).

Hanski e Cambefort (1991) observaram que existem várias diferenças ecológicas entre espécies co-ocorrentes de besouros escarabeíneos, as quais podem facilitar a coexistência de uma grande riqueza de espécies. Eles destacam estas diferenças tendo como base: (1) o tipo de recurso, (2) como o recurso é utilizado, (3) diferenças na seleção do habitat e (4) diferenças nas atividades sazonais e diárias.

Em relação à diferenciação das atividades diurnas, Hanski e Cambefort (1991) postularam que a maioria das assembléias de besouros escarabeíneos, que utilizam a mesma fonte de recursos, apresentam guildas bem definidas e que, mesmo a existência de diferenças fenotípicas marcantes observadas entre espécies coexistentes, não seriam passíveis de serem explicadas em função da reduzida diversidade de recursos. Hernández (2002) verificou, para uma assembléia de escarabeíneos de Mata Atlântica, que a coloração das espécies diferiu quando comparadas espécies de hábito diurno e noturno, sendo coloridos os diurnos e escuros os noturnos, o que é considerado favorável para tal padrão comportamental.

O presente estudo buscou analisar a diversidade funcional, avaliando a composição de espécies de besouros escarabeíneos coprófagos e necrófagos durante os períodos diurno e noturno em um fragmento da floresta pluvial atlântica.

## **Material e Métodos**

### *Área de estudo*

A instalação das armadilhas foi realizada em outubro de 2010 em um fragmento de mata secundária de floresta pluvial atlântica, localizada dentro do Parque Municipal da Lagoa do Peri, localizado na ilha de Florianópolis, SC (27<sup>o</sup> 43' 05,62"S; 48<sup>o</sup> 30' 49,93"W). A disposição das armadilhas foi feita em lado oposto a trilha de acesso em relação ao espelho d'água da lagoa.

### *Desenho amostral*

Foram utilizadas armadilhas de queda do tipo "pitfall" com dois tipos de iscas: fezes de *Pseudalopex gymnocercus* (cachorro-do-campo) obtidas no zoológico de Brusque/SC e carne de porco em putrefação. No total foram instaladas oito armadilhas separadas entre si por dez metros, intercalando o tipo de recurso, sendo quatro armadilhas com cada recurso. As armadilhas foram instaladas ao anoitecer (7pm), uma primeira triagem foi realizada no dia seguinte antes do amanhecer (6am) e a segunda ao fim do dia (6pm), totalizando 24 horas de amostragem.

### *Análise de dados*

Os indivíduos coletados foram trazidos ao laboratório, triados e identificados ao nível de espécie, através de comparação com a coleção entomológica do Laboratório de Ecologia Terrestre Animal UFSC. Após identificação, os animais foram categorizados por grupo funcional - diurnos/noturnos, coprófagos/necrófagos - e, baseado na bibliografia, por alocação de recurso - tuneleiros/ roladores. Também foram classificados por classe de tamanho – pequenos/médios/grandes.

Objetivando comparar a diversidade Beta entre as assembléias diurna e noturna foi calculado índice de similaridade de Jaccard. Para observar possíveis associações entre os grupos funcionais foi conduzido teste de Chi-quadrado ( $X^2$ ). Para ilustrar a diversidade funcional existente entre as diferentes espécies encontradas foi feito um desenho esquemático mostrando as principais características funcionais destes besouros, utilizando o programa Statistica 7.0.

### **Resultados**

Foram encontradas oito espécies de besouros escarabeíneos, sendo *Dichotomius aff. sericeus* a mais abundante (quatro indivíduos) e *Deltochilum brasiliense*, *Paracanthon rosinae* e *Uroxys lata* as menos abundantes (um indivíduo cada) (Tabela 1).

Das oito espécies encontradas, quatro foram noturnas, três diurnas e uma diurna-noturna. Entre as espécies noturnas, três foram coprófagas e uma copro-necrófaga; entre as diurnas duas foram coprófagas e uma necrófaga. A espécie *Deltochilum irroratum* mostrou-se a espécie mais generalista já que ocorreu no período diurno-noturno e foi atraída por ambas as iscas (Tabela I).

A similaridade entre as assembléias diurnas e noturnas mostrou-se extremamente baixa, expressada em um índice de similaridade de Jaccard de 0,125.

Em relação à associação entre a atividade e o hábito alimentar (Tabela I), o teste de Chi-quadrado demonstrou não haver associação ( $X^2$  corrigido Yates=0,11; GL=1; p=0,742), uma vez que 35% das espécies diurnas foram coprófagas e 18% necrófagas e enquanto que das noturnas, 29% foram coprófagas 18% necrófagas.

Tabela 1: Abundância das espécies coprófagas e necrófagas de Scarabaeinae encontradas durante coletas realizadas nos períodos diurno e noturno em um fragmento de Mata Atlântica na Ilha de Santa Catarina em outubro de 2010.

Tribo	Espécie	Diurno		Noturno		Abundância total
		Fezes	Carne	Fezes	Carne	
Copriini	<i>Dichotomius aff. sericeus</i>			2	2	4
Phanaeini	<i>Coprophanaeus saphirinus</i>	3				3
Canthonini	<i>Canthon amabilis</i>		2			2
	<i>Canthon rutilans</i>	2				2
	<i>Deltochilum brasiliense</i>			1		1
	<i>Deltochilum irroratum</i>	1	1		1	3
	<i>Paracanthos rosinae</i>			1		1
Ateuchini	<i>Uroxys lata</i>			1		1
<b>Total</b>		<b>6</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>17</b>

Espécies consideradas noturnas apresentaram coloração negra, e variação grande morfológica considerando o tamanho dos indivíduos. Espécimes grandes foram coletados em ambos os períodos, diurno e noturno. Espécies consideradas diurnas apresentaram cores mais vivas em comparação com as espécies noturnas, e variaram com relação ao tamanho (Tabela II); espécies coprófagas foram mais representativas em ambos os períodos. Considerando a alocação do recurso no período diurno foram capturados três tuneleiros e quatro roladores. Para o período da noite foram cinco tuneleiros e dois roladores. A espécie *D. irroratum*, que apresenta-se como a mais generalista, foi coletada duas vezes durante o dia e uma vez durante a noite.

O desenho esquemático observado na figura 1 mostra que algumas espécies, apesar de pertencerem ao mesmo grupo taxonômico ou terem algumas características funcionais semelhantes, são diferentes na combinação das mesmas.

Tabela 2: Lista de espécies de Scarabaeinae coletadas em um fragmento de Mata Atlântica no Parque Municipal da Lagoa do Peri, SC, de acordo com as diferentes categorias morfo-funcionais. Legenda: Ativ = atividade; HabAli = hábito alimentar; Tam = tamanho; AllocRec = alocação de recurso.

<b>Tribo</b>	<b>Espécie</b>	<b>Ativ</b>	<b>HabAli</b>	<b>Tam</b>	<b>Cor</b>	<b>AllocRec</b>
Coprini	<i>Dichotomius aff. sericeus</i>	noturno	copro-necrófago	médio	preto	tuneleiro
Phanaeini	<i>Coprophanaeus saphirinus</i>	diurno	coprófago	grande	azul	tuneleiro
Canthonini	<i>Canthon amabilis</i>	diurno	necrófago	médio	verde/ marrom	rolador
	<i>Canthon rutilans</i>	diurno	coprófago	médio	verde	rolador
	<i>Deltochilum brasiliense</i>	noturno	coprófago	grande	preto	rolador
	<i>Deltochilum irroratum</i>	diurno/ noturno	copro-necrófago	médio	marrom	rolador
	<i>Paracanthon rosinae</i>	noturno	coprófago	médio	preto	rolador
Ateuchini	<i>Uroxys lata</i>	noturno	coprófago	pequeno	preto	tuneleiro

## Discussão

Nenhuma das espécies encontradas possuíram o mesmo hábito alimentar, tamanho, alocação de recurso e ocorreram no mesmo período do dia.

Espécies de mesmo grupo taxonômico que exploram recursos similares competem mais fortemente entre elas quando têm a mesma massa corpórea do que com as menos similares (Hernández *et al.*, 2011).

Apoiados nas observações de Gauze (1934), relativas a fatores limitantes à coexistência, Begon *et al.* (1990) definiram competição como sendo a interação entre indivíduos disputando um dado recurso no tempo e espaço, e com isso, levando à redução na sobrevivência, crescimento e reprodução dos envolvidos nesta interação. No entanto, a diversidade funcional reduz a competição e promove a coexistência entre as espécies (Begon *et al.* 1996; Tilman, 1997).

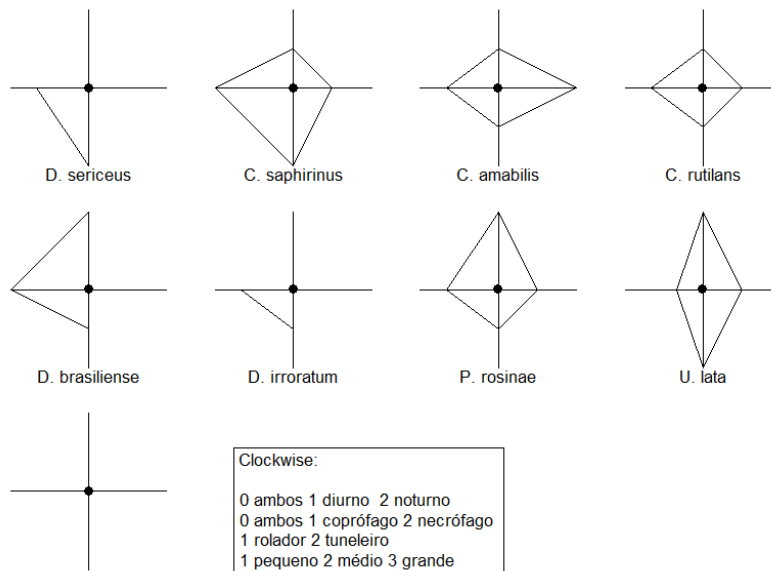


Figura 1: Desenho esquemático ilustrando as principais características funcionais das espécies de Scarabaeinae encontradas no Parque Municipal da Lagoa do Peri. Os eixos, começando pelo superior representam: a atividade diária (diurno/noturno); o hábito alimentar (coprófago/necrófago); o grupo funcional (rolador/tuneleiro) e o tamanho do corpo (pequeno/médio/grande).

### Agradecimentos

Ao biólogo Fabrício Ulber do Parque Zoobotânico de Brusque, pelo fornecimento das iscas utilizadas no presente estudo; aos colegas e demais professores da disciplina, pelas sugestões e por compartilharem a rotina do curso; aos funcionários e administradores do Parque Municipal da Lagoa do Peri, pela recepção e viabilização da logística do trabalho de campo.

### Referências

- BEGON, M.; HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. 1990. **Ecology: Individuals, Populations and Communities**. Oxford, Blackwell Scientific Publications. 945p.
- BEGON, M.; SAIT, S. M. & THOMPSON, D. J. 1996. Predator-prey cycles with period shifts between two- and three-species systems. *Nature* 381:311-315.

- GITAY, H. & NOBLE, I. R. 1997. What are functional types and how should we seek them. *In*: SMITH, T. M., SHUGART, H. H. & WOODWARD, F. I. (Eds.). **Plant functional types**. Cambridge, University Press. p.3-19.
- 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. 520p.
- HERNÁNDEZ, M. I. M. 2002. The night and day of dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) in the Serra do Japi, Brazil: elytra colour related to daily activity. *Revista Brasileira de Entomologia* 46(4):597-600.
- HERNÁNDEZ, M. I. M.; MONTEIRO, L. R. & FAVILA, M. E. 2011. The role of body size and shape in understanding competitive interactions within a community of Neotropical dung beetles. *Journal of Insect Science* 11: 1-14.
- NICHOLS, E.; SPECTOR, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMEZQUITA, S.; FAVILA, M. E. & THE SCARABAEINAE RESEARCH NETWORK. 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation* 141:1461-1474.
- TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE M. & SIEMANN, E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277:1300-1302.





## **Sistema *Sophora tomentosa*-Hemiptera: há variação na intensidade de ocorrência e nas interações com outros artrópodes em um gradiente de restinga?**

*Galitzki, E.L.<sup>1</sup>; Dinslaken, D.F.<sup>1</sup>; Capel, K.C.C.<sup>1</sup>; Yoshida, E.T.E.<sup>1</sup>; Teive, L.F.; Gianuca, A.<sup>1</sup>; Rech, R.C.H.<sup>2</sup>; Fáveri, S. B.<sup>3</sup>; Castellani, T.T.<sup>4</sup> & Lopes, B.C.<sup>4</sup>.*

<sup>1</sup>Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC; <sup>2</sup>Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande-MS; <sup>3</sup>Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará; <sup>4</sup>Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

### **Introdução**

Interações entre espécies têm o potencial de influenciar alguns processos evolutivos, incluindo padrões de adaptações, variabilidade genética e a organização da comunidade e associações (Bondini e Giavelli 1989 *apud* Oliveira *et al.* 2004). O comportamento dos insetos envolvidos com espécies vegetais é de grande importância para o desenvolvimento dessas relações (Bernays e Chapman 1994) e também para o nível de especificidade destas. Os hemípteros Psyllidae são fitófagos que possuem elevada especificidade com suas plantas hospedeiras. Um exemplo desta relação em ambiente costeiro é o sistema *Sophora tomentosa* – Psyllidae, onde estes insetos, ao se alimentarem da seiva desta leguminosa, excretam parte que não é absorvida na forma de uma substância açucarada denominada ‘*honeydew*’. Algumas espécies de formigas que utilizam este ‘*honeydew*’ podem estabelecer relações simbióticas com estes insetos ao protegê-los de agentes de mortalidade, reduzindo as taxas de parasitismo e/ou predação dos hemípteros, o que por sua vez, pode resultar em aumento das suas taxas de reprodução e sobrevivência (Takada e Hashimoto 1985 *apud* Resende *et al.* 2006). Além disso, os próprios hemípteros Psyllidae representam um recurso alimentar para algumas espécies, sendo os Coccinellidae reconhecidos como seus principais predadores em outros sistemas planta-Hemiptera (Michaud 2001).

Em ambientes costeiros, o nível de estresse ambiental ao qual as plantas estão expostas pode variar significativamente em um gradiente de alguns metros no sentido mar-interior (Hesp 1991). A ação do vento e do spray salino, mais intensos próximos ao mar, são alguns dos fatores que determinam o estabelecimento da vegetação no ambiente de dunas,

pois podem causar dessecação e poda das partes aéreas dos ramos (Maun 1998). Outros fatores são a alta intensidade luminosa e temperatura (Hesp 1991), a baixa disponibilidade de água (Bresolin 1979) e nutrientes (Olf *et al.* 1993), escassos em solos arenosos. Sugere-se que este gradiente de estresse pode atuar sobre as plantas de forma a diminuir seu vigor, refletindo na presença de Psyllidae e também de outros artrópodes associados.

Desta forma, têm-se como hipóteses deste trabalho que a presença desses hemípteros aumenta a riqueza de outros artrópodes associados à *Sophora tomentosa* e que esta riqueza de associação deve ser menor nos setores mais próximos ao mar.

Assim, o presente trabalho objetiva avaliar se os Psyllidae (hemípteros) são agentes estruturadores da comunidade de artrópodes em *Sophora tomentosa* em restinga arbustiva com diferentes graus de exposição, com as seguintes abordagens: (1) avaliar se a presença deste hemíptero está associada com a riqueza de espécies de outros artrópodes em *Sophora tomentosa* e (2) avaliar se a riqueza de espécies de artrópodes em *Sophora tomentosa* varia entre uma área frontal e uma área interior de restinga.

## **Material e Métodos**

### *Área de Estudo*

O estudo foi realizado no Parque Municipal da Lagoa do Peri (27°42'30"S – 48°30'00"W e 27°46'30"S – 48°33'30"W), no Município de Florianópolis, região central de Santa Catarina. As coletas foram realizadas na porção norte da restinga arbórea da praia da Armação, em dois estratos, sendo um frontal mais exposto às condições de vento e salinidade vindas do mar e outro mais abrigado, voltado para o interior da restinga.

### *Espécies Focais*

*Sophora tomentosa* L. (Leguminosae - Papilionoideae) é uma espécie característica de dunas móveis e semifixas. Caracteriza-se por ser um arbusto com até 3 metros de altura e na maioria das vezes é encontrada formando touceiras, ou seja, agrupamentos com vários indivíduos. Ocorre no litoral de todas as regiões tropicais do mundo e no Brasil podemos encontrá-la do Nordeste ao Sul (Bechara 2003).

Os hemípteros Psyllidae são pequenos insetos (2 a 5 mm), com pernas saltadoras e antenas grandes (Triplehorn e Johnson 2005). As

ninfas de muitas espécies produzem grandes quantidades de uma secreção branca serosa, resultante de parte da seiva ingerida e não absorvida. As espécies de psilídeos apresentam elevada especificidade com suas plantas hospedeiras, que são em geral dicotiledôneas perenes (Ferreira *et al.* 1990).

#### *Coleta de Dados*

A área de restinga trabalhada foi dividida em dois setores, um próximo do mar, na zona frontal da restinga (primeiros 3 metros) e outro na parte interior da restinga (entre 6 e 9 metros), onde foram amostrados um total de 200 ápices caulinares de *Sophora tomentosa*. Em cada local, foram escolhidos ao acaso 100 ápices, com distância mínima de 50 cm entre cada um, nos quais foi verificada a ocorrência de psilídeos e amostradas outras espécies de artrópodes associadas à leguminosa em seu ápice (últimos 20 cm do ramo e folhas associadas).

#### *Análise de Dados*

A proporção de hemípteros em ápices na parte frontal e interior foi testada pelo método do Qui-quadrado. Uma análise de variância de dois fatores (ANOVA TWO-WAY) foi utilizada para testar a influência da presença de hemípteros, bem como do gradiente de restinga (próximo e distante ao mar), na riqueza de espécies de artrópodes associados à *Sophora tomentosa*. Na avaliação de riqueza foi considerado o número de artrópodes por ápice.

### **Resultados**

Foram encontrados 46 táxons de artrópodes dos quais 30 são representantes da Classe Insecta e 16 da classe Arachnida (Anexo I). Na parte frontal foram registrados 18 táxons enquanto no interior da restinga a riqueza total foi de 38. A formiga do gênero *Crematogaster* e o Diptera da família Micropezidae apresentaram as maiores frequências de ocorrência na área (19% na parte frontal e 13% no interior e 21% na parte da frente e 2% no interior, respectivamente).

Foi observada na parte frontal uma elevada proporção de ápices necrosados (22%), onde estiveram ausentes os psilídeos e qualquer artrópode associado. No interior da restinga apenas um ápice foi registrado necrosado, embora com presença de psilídeos. Em relação à riqueza de táxons em plantas com e sem a presença de psilídeos, foram obtidos, em números totais, 33 e 19 táxons, respectivamente.

As relações tróficas no sistema “*Sophora*-Psyllidae” são esquematizadas na Figura 1 e foram identificadas como: Psyllidae sugadores de floema de *Sophora tomentosa*; Coccinelídeos predadores dos Psyllidae; Formigas e Diptera Micropezidae consumidores do “honeydew”, sendo este consumo observado em campo. Apesar de não ter sido registrada a predação de Psyllidae por besouros Carabidae e por aranhas, nem o parasitismo por micro-vespas, estas relações supostamente existem, pois esses grupos foram encontrados nos ápices de *Sophora tomentosa*, próximos aos psilídeos. Os hemípteros Ortheziidae, Cicadellidae e Pseudococcidae, assim como os Psyllidae, também são sugadores de floema. Já os gafanhotos, larva de Geometridae, Curculionidae e Crisomelídeos são fitófagos. Os ácaros, barata, Bostrichidae, Mosca e Nitidulidae são onívoros.

A proporção de ocorrência de psilídeos nos ápices de *S. tomentosa* foi significativamente maior na área interior da restinga (Figura 2).

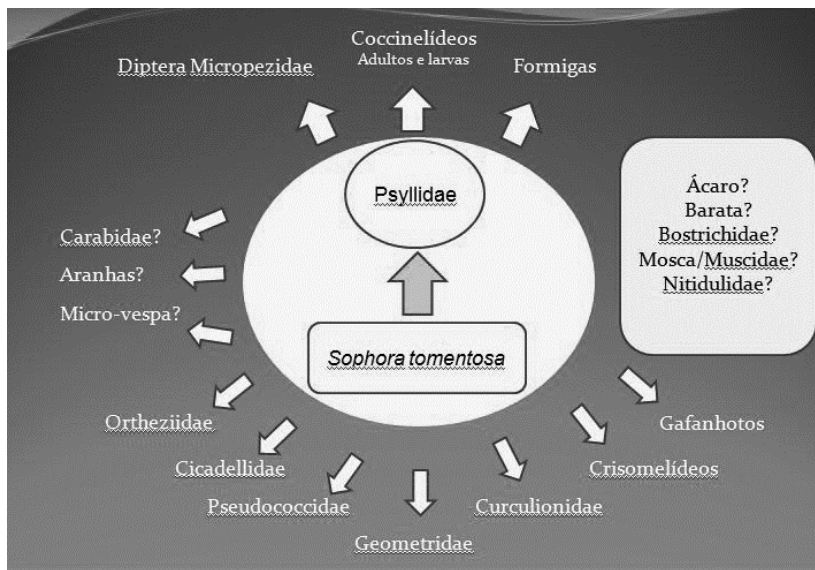


Figura 1: Relações tróficas dos insetos associados ao sistema *Sophora tomentosa* – Psyllidae em restinga da Praia da Armação, Florianópolis, SC.

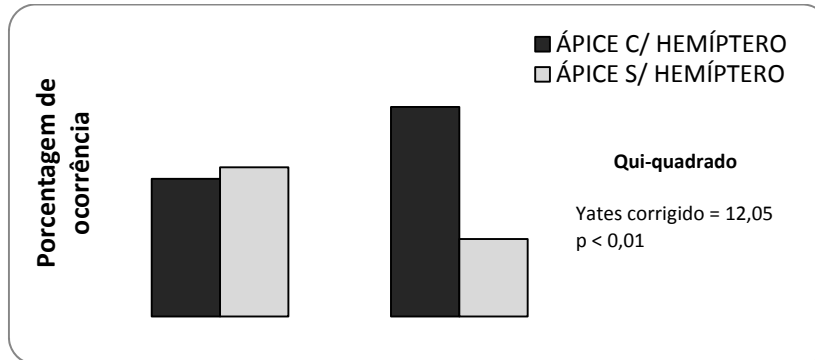


Figura 2: Porcentagem de ocorrência de ápices com e sem a presença de Psyllidae na área frontal e na área interior da restinga da Praia da Armação, Florianópolis, SC.

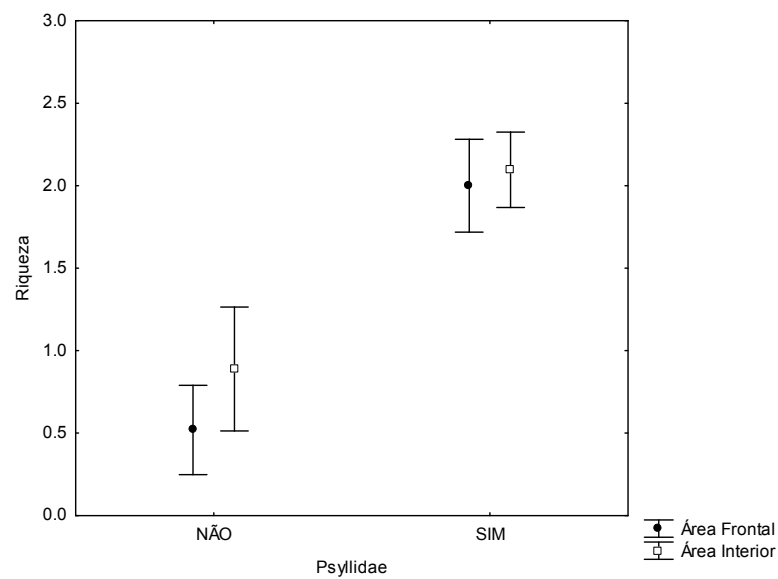


Figura 3: Riqueza média de espécies de artrópodes em ápices de *Sophora tomentosa* na área frontal e na área interior da restinga da Praia da Armação, Florianópolis, SC, com relação à presença ou ausência de Psyllidae.

A ANOVA TWO-WAY demonstrou haver relação significativa entre a riqueza de artrópodes por ápice e a presença dos psilídeos, enquanto que para o gradiente de restinga não foram encontradas

variações expressivas na riqueza de artrópodes em *Sophora tomentosa*. A riqueza de espécies de artrópodes foi influenciada significativamente pela presença de Psyllidae nos ápices das plantas ( $F = 81.22$ ;  $p < 0.000$ ;  $g.l = 1$ ), independente do gradiente de distância ao mar ( $F = 0.84$ ;  $p = 0.35$ ;  $g.l = 1$ ) (Figura 3). A posição das plantas em relação à linha do mar (frontal ou interior), por si só, não interferiu significativamente na riqueza de espécies nos ápices ( $F = 2.43$ ;  $p = 0.12$ ;  $g.l = 3$ ).

### Discussão

Este trabalho corroborou a hipótese de que a presença de Psyllidae aumenta a riqueza de outros artrópodes associados a ramos apicais de *Sophora tomentosa*. Porém, através dos resultados, observou-se que a riqueza de espécies por ramo é similar entre as áreas frontal e interior. No entanto, considerando a riqueza total de artrópodes amostrada no setor interior, esta foi maior que no setor frontal, o que pode ser explicado pela maior proporção de ápices não danificados e com presença de psíldeos no setor mais protegido da restinga.

A necrose observada pode decorrer da infestação de Psyllidae nos ápices dos ramos. Sabe-se que os sugadores de floema são conhecidos por danificarem suas plantas hospedeiras, reduzindo os fotoassimilados, afetando o crescimento e a distribuição de nutrientes e, por vezes, injetando toxinas nos tecidos, além de serem os principais vetores de vírus e fungos em plantas (Lazzari e Zonta-de-Carvalho 2009). O fato de essas necroses ocorrerem mais no setor frontal pode estar relacionado ao maior estresse neste ambiente. Segundo Crawley (1988 *apud* Coelho e Castellani 1998), danos causados por infestação de herbívoros seguidos pela morte da planta expressam, muitas vezes, que as plantas afetadas já se encontravam sob estresse, não sendo a herbivoria o exclusivo fator causal da morte.

O aumento da riqueza que é produzido pela presença dos Psyllidae em *S. tomentosa* em parte é gerado pela produção de 'honeydew', que representa um recurso alimentar para espécies de Formicidae e do díptero Micropezidae encontrados neste estudo se alimentando desse recurso. A interação entre formigas e hemípteros é bastante conhecida, tendo-se diversos exemplos em Delabie e Fernández (2003) e Rico-Gray e Oliveira (2007). Já para Micropezidae, há certa controvérsia quanto aos hábitos alimentares dos adultos, pois estes podem ser predadores ou se alimentarem de excrementos de animais ou até de secreções de plantas (Merritt e James 1973). Não é relatado na

literatura o hábito destes se alimentarem de 'honeydew' de hemípteros, como visto no presente trabalho.

Outro fator que aumenta essa riqueza no sistema *S. tomentosa* – Psyllidae é a própria presença dos psilídeos, que podem servir de alimento para diversos grupos de predadores ora registrados, como os coccinelídeos (Almeida e Ribeiro-Costa 2009) e as diversas espécies de aranhas (Triplehorn e Johnson 2005).

### Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à professora Malva Isabel Medina Hernández pela identificação dos besouros. Aos professores Benedito Cortês Lopes, Tânia Tarabini Castellani e Sarita Borges de Fáveri por todo o auxílio e contribuições para a realização deste trabalho. À direção do Parque Municipal da Lagoa do Peri e seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante nossa pesquisa.

### Referências

- ALMEIDA, L. M. & RIBEIRO-COSTA, C. S. 2009. Coleópteros predadores (Coccinellidae). In: PANIZZI, A. R. & PARRA J. R. P. (Eds.) **Bioecologia e nutrição de insetos – Base para o manejo integrado de pragas**. Brasília, EMBRAPA. p.931-968.
- BEDUSCHI, T. & CASTELLANI, T. T. 2008. Estrutura populacional de *Clusia criuva* Cambess. (Clusiaceae) e a relação espacial com espécies de bromélias do Parque Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição, Florianópolis, SC. *Biotemas* 20(2):41-50.
- BERNAYS, E. A. & CHAPMAN, R. F. 1994. **Host-plant selection by phytophagous insects**. New York, Chapman and Hall. 312p.
- BRESOLIN, A. 1979. Flora da restinga da Ilha de Santa Catarina. *Insula* 10:1-54.
- COELHO, R. A. K. & CASTELLANI, T. T. 1998. Regeneração de espécies nativas em área de plantio de *Pinus elliottii*, Florianópolis, SC. *Biotemas* 11(1):33-44.
- DELABIE, J. H. C. & FERNÁNDEZ, F. 2003. Relaciones entre hormigas y "homópteros" (Hemiptera: Sternorrhyncha y Auchenorrhyncha. In: FERNÁNDEZ, F. (Ed.) **Introducción a las Hormigas de La región Neotropical**. Bogotá, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. p.181-197.
- FERREIRA, S. A.; FERNANDES, G. W. & CARVALHO, L. G. 1990. Biologia e história natural de *Euphaleurus ostreoides* (Homoptera: Psyllidae) cecidógeno de *Lonchocarpus guilleminianus* (Leguminosae). *Revista Brasileira de Biologia* 50(2):417-423.

- HESP, P. A. 1991. Ecological processes and plant adaptations on coastal dunes. *Journal of Arid Environment* 21:165-191.
- LAZZARI, S. M. N. & ZONTA-DE-CARVALHO, R. 2009. Sugadores de seiva (Aphidoidea). In: PANIZZI, A. R. & PARRA, J. R. P. (Eds.) **Bioecologia e nutrição de insetos – Base para o manejo integrado de pragas**. Brasília, EMBRAPA. p.767-836.
- MAUN, M. A. 1998. Adaptations of plants to burial in coastal sand dunes. *Canadian Journal of Botany* 76:713-738.
- MERRITT, R. W. & JAMES, M. T. 1973. The Micropezidae of California. *Bulletin of the California Insect Survey* 14:1-34.
- MICHAUD, J. P. 2001. Numerical Response of *Olla v-nigrum* (Coleoptera: Coccinellidae) to Infestations of Asian Citrus Psyllid, (Hemiptera: Psyllidae) in Florida. *The Florida Entomologist* 84(4):608-612.
- BECHARA, F. C. 2003. **Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil. 116p.
- OLFF, H.; HUISMAN, J. & VAN-TOOREN, B. F. 1993. Species dynamics and nutrient accumulation during early primary succession in coastal sand dunes. *Journal of Ecology* 81(4):693-706.
- RESENDE, A. L. S.; SILVA, E. E.; SILVA, V. B.; RIBEIRO, R. L. D.; GUERRA, J. M. G. & AGUIAR-MENEZES, E. L. 2006. Primeiro registro de *Lipaphis pseudobrassicae* Davis (Hemiptera: Aphididae) e sua associação com insetos predadores, parasitóides e formigas em couve (Cruciferae) no Brasil. *Neotropical Entomology* 35(4):551-555.
- RICO-GRAY, V. & OLIVEIRA, P. S. 2007. **The ecology and evolution of ant-plant interactions**. Chicago, The University of Chicago Press. 331p.
- TRIPLEHORN, C. A. & JOHNSON, N. F. 2005. **Borror and Delong's introduction to the study of insects**. Belmont, Thomson Brooks/Cole. 7<sup>th</sup> ed. 864p.
- RICO-GRAY, V.; OLIVEIRA, P. S.; PARRA-TABLA, V.; CUAUTLE, M. & DÍAZ-CASTELAZO, C. 2004. Ant-Plant Interactions: Their Seasonal Variation and Effects on Plant Fitness. In: MARTÍNEZ, M. L. & PSUTY, N. P. (Eds.) **Coastal Dunes, Ecology and Conservation**. Springer-Verlag, Ecological Studies. v.171. p.221-239.



Anexo 1 - Lista de artrópodes das Classes Insecta e Arachnida registrados em Sophora tomentosa, no setor frontal e interior da restinga da praia da Armação, Florianópolis, SC.

<b>Classe</b>	<b>Ordem</b>	<b>Espécies / Morfotipos</b>	<b>FRONTAL</b>	<b>INTERIOR</b>	
<b>INSECTA</b>	<b>HYMENOPTERA</b>	Micro vespa parasita amarela	-	X	
		Micro-vespa	-	X	
		Crematogaster	X	X	
		Camponotus	X	X	
		Nesomyrmex	-	X	
		Pseudomyrmex (preta e grande)	-	X	
		Pseudomyrmex alitronco marrom	-	X	
		<b>HEMIPTERA</b>	Cicadellidae	X	X
			Ortheziidae	X	X
			Pseudococcidae	-	X
	Psyllidade (pulgão pulador)		X	X	
	<b>DIPTERA</b>	Muscidae	-	X	
		Mosca	-	X	
		Micropezidae	X	X	
	<b>COLEOPTERA</b>	Bostrichidae	X	-	
		Carabidae	X	-	
		Chrysomelidae sp.1	X	-	
		Chrysomelidae sp.2	-	X	
		Coccinellidae (larva)	-	X	
		Coccinellidae laranja	X	X	
		Coccinellidae verde escuro	-	X	
		Curculionidae (grande)	-	X	
		Curculionidae (menor)	-	X	
		Curculionidae (preto pequeno)	-	X	
		Curculionidae - Cryptorhynchinae	X	X	
		Nitiduliidae	X	-	

Anexo 1: Lista de artrópodes das Classes Insecta e Arachnida registrados em *Sophora tomentosa*, no setor frontal e interior da restinga da praia da Armação, Florianópolis, SC. (continuação)

<b>Classe</b>	<b>Ordem</b>	<b>Espécies / Morfotipos</b>	<b>FRONTAL</b>	<b>INTERIOR</b>
	<b>BLATTODEA</b>	Barata	X	-
	<b>LEPIDOPTERA</b>	Geometridae (larva)	-	X
	<b>ORTHOPTERA</b>	Gafanhoto preto	-	X
		Gafanhoto marrom	X	X
<b>TOTAL</b>			<b>14</b>	<b>25</b>
<b>ARACNIDA</b>	<b>ACARI</b>	Ácaro	X	-
	<b>ARANEAE (morfotipos)</b>	Aranha 1	X	-
		Aranha 2 (abdômem largo)	X	X
		Aranha 3 (verde)	X	-
		Aranha 4 (perna pilosa)	-	X
		Aranha 5	-	X
		Aranha 6 (verde diferente)	-	X
		Aranha 7 (marrom rajada)	-	X
		Aranha 8 (Salticidae)	-	X
		Aranha 9 (preta pequena)	-	X
		Aranha 10 (marrom pequena)	-	X
		Aranha 11 (Salticidae)	-	X
		Aranha 12	-	X
		Aranha 13 (Salticidae preta)	-	X
		Aranha 14 (pernas avermelhadas)	-	X
		Aranha 15	-	X
<b>TOTAL</b>			<b>4</b>	<b>13</b>

## Clareiras Intermitentes em Floresta Ombrófila Densa

*Daltrini, C. N.; Menezes, B. S.; Aued, A.W.; Cereto, C.E.; Costa, L.A.R.; Doria, J.G.; Reis, M. S.; Peroni, N.*

### Introdução

Clareiras naturais representam um componente chave da ação de distúrbios em florestas e são consideradas como peças chave para o entendimento da estrutura e dinâmica destes sistemas (Hubbell & Foster, 1986). O processo de abertura e fechamento de clareiras possui também papel fundamental na manutenção de diversidade (Whitmore, 1996). Importantes parâmetros como composição, distribuição e riqueza de espécies, assim como processos de sucessão podem ser atribuídos ao fenômeno de dinâmica de clareiras.

Existem diferentes processos que possibilitam a formação de clareiras, tradicionalmente esses processos estão associados aos distúrbios que promovem uma série de alterações micro climáticas por exemplo. Aumento da luminosidade, diminuição da umidade e maior exposição ao vento são alguns desses fatores. Segundo Whitmore (1996) a intensidade de radiação incidente dentro de uma clareira seria a principal variável que controla as demais condições micro climáticas. Sob esta ótica, existem outros eventos naturais, não necessariamente relacionados a distúrbios, que podem acarretar condições abióticas semelhantes. A queda das folhas de espécies arbóreas decíduas caracteriza-se como um desses eventos, atuando como “clareiras intermitentes”.

Clareiras intermitentes, ou “clareiras de deciduidade”, têm influência no regime de luz diferente do observado em florestas úmidas tropicais e subtropicais não decíduas (Gandolfi *et al.*, 2007). Muitas espécies decíduas perdem suas folhas durante o inverno e parte da primavera, que resulta no aumento da luminosidade e baixa disponibilidade de água, gerando mais condições de estresse para as plântulas que se desenvolvem em áreas de deciduidade do que para os indivíduos que estão sob dossel de árvores sempre verdes. A queda de folhas também fornece um aporte nutritivo, que pode facilitar o estabelecimento de plantas nestas clareiras (Lima, 2005). Segundo Morellato (1991), existe variação intra e interespecífica em relação ao tempo que uma árvore fica sem folhas, o que faz com que influência de árvores decíduas tenha uma variação no tempo e no espaço.

Neste contexto, o Garapuvú (*Schizolobium parahybae*), trata-se de uma espécie decídua pioneira característica da Floresta Ombrófila Densa, onde existe um predomínio de espécies não decíduas. É um árvore que ocupa principalmente as planícies aluviais e início de encostas onde faz parte do dossel da floresta. Além de ocorrer na floresta primária, é uma espécie comum na vegetação secundária, dominando as capoeiras e florestas secundárias, podendo formar agrupamentos densos em grandes clareiras florestais. A deciduidade desta espécie a torna um elemento chave para o presente estudo, pois possibilita a ocorrência de clareiras intermitentes no interior da floresta durante o inverno e parte da primavera.

Com base no descrito acima, o presente estudo investiga a hipótese de que a deciduidade do Garapuvu pode promover uma composição de espécies no estrato herbáceo diferenciada em relação a áreas de floresta secundária sem influência direta da copa da espécie, tendo como objetivo analisar o papel de clareiras intermitentes na composição de comunidades vegetais.

## **Materiais e Métodos**

### *Área de Estudo*

O estudo foi desenvolvido em uma área de Floresta Ombrófila Densa Submontana (Klein, 1990), no Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP)(27°43'S e 48°32'W), sul da Ilha de Santa Catarina, estado de Santa Catarina, sul do Brasil. O PMLP possui aproximadamente 1500 ha de área florestal (CECCA, 1997).

A área estudada compreende a porção norte da Lagoa do Peri, ao longo de uma trilha conhecida como Trilha do Saquinho.

### *Métodos de coleta de dados*

O desenho amostral foi elaborado de forma hierárquica considerando três áreas sob dossel de Garapuvu, simulando clareiras de deciduidade, e três áreas sob dossel de espécies perenes (figura 1). Foi estabelecida uma distância mínima de 30 metros entre os indivíduos de Garapuvu, e 20 metros para as áreas sem influência direta do Garapuvu. Um indivíduo adulto foi considerado como ponto central e foram alocados à 3 metros de distância ao redor de cada árvore 4 quadrats de 1 x 1 metro nas posições norte, sul, leste e oeste. . Outros 4 quadrats foram alocados a 6 metros do tronco (figura 2).

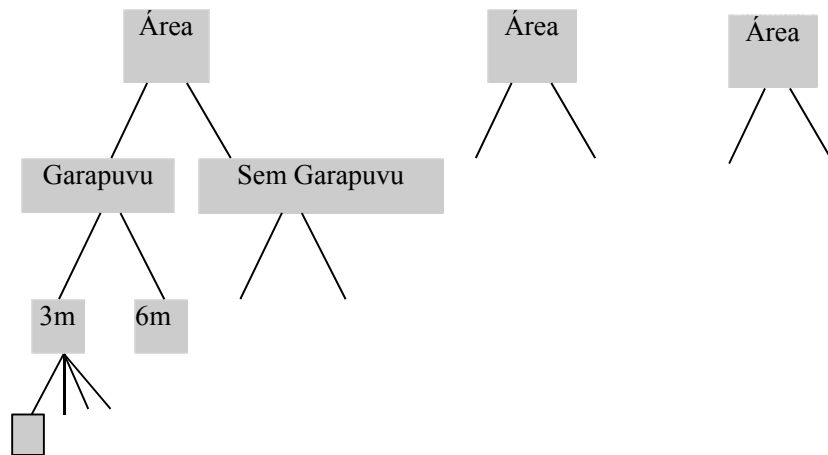


Figura 1: Esquema do desenho amostral hierárquico. Não são mostradas as duplicatas.

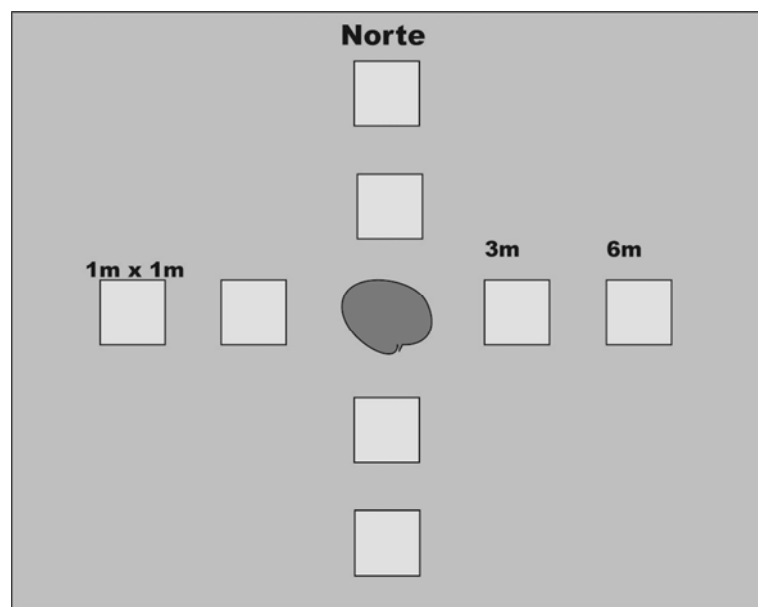


Figura 2: Esquema da organização dos quadrats nos pontos amostrais.

Em cada quadrat foi determinada a cobertura-abundância por espécie presente no estrato herbáceo até 1 metro de altura. Foi utilizado

a escala de estimativa de cobertura-abundância (Braun-Blanquet, 1964) com os seguintes valores:

**5** : qualquer número de indivíduos, cobrindo mais de  $\frac{3}{4}$  da área, correspondente a 87,5% do quadrat;

**4** : qualquer número, cobrindo de  $\frac{1}{2}$  a  $\frac{3}{4}$  da área, correspondente a 62,5% do quadrat;

**3** : qualquer número, cobrindo de  $\frac{1}{4}$  a  $\frac{1}{2}$  da área, correspondente a 37,5% do quadrat;

**2** : qualquer número, cobrindo de  $\frac{1}{10}$  a  $\frac{1}{4}$  da área, correspondente a 15% do quadrat;

**1** : numerosos ou esparsos, mas cobrindo menos de 5% da área, correspondente a 2,5% do quadrat;

**+** : poucos indivíduos, cobertura muito baixa, correspondente a 0,1% do quadrat;

**R** : planta solitária, rara, cobertura muito baixa, correspondente a 0,01% do quadrat;

Para coleta de dados relacionados à cobertura de dossel foi utilizado um densiômetro que possibilita uma estimativa da porcentagem de luminosidade que penetra o dossel.

Espécimes não identificados taxonomicamente em campo foram coletados para posterior identificação em laboratório.

#### *Métodos de análise de dados*

Para comparar a similaridade entre as diferentes áreas e tratamentos utilizamos o índice de Bray-Curtis, com base na cobertura média das espécies do estrato herbáceo encontradas na área e o índice de Sorensen, considerando a presença e ausência de espécies em cada quadrat (Legendre & Legendre, 1998). Os dados de cobertura média das espécies foram transformados por logarítimo na base 2.

A partir dessas matrizes de similaridades foram realizadas análises de agrupamento através do método do encadeamento médio (UPGMA) (Legendre & Legendre, 1998). Esses cálculos e gráficos foram realizados no programa MVSP 3.1® (Multi Variate Statistic Package).

Para analisar a variação dos dados nas diversas escalas hierárquicas foi realizada uma ANOVA hierarquizada para verificar as diferenças com relação a riqueza de espécies, luminosidade e as cinco espécies mais frequentes. Foram consideradas 3 níveis hierárquicos: (i) Áreas, (ii) Tratamentos dentro das Áreas e (iii) Distância da árvore central dentro dos tratamentos.

Para os dados de luminosidade e cobertura das 5 espécies mais abundantes foi realizado uma análise de correlação de Spearman para verificar a existência correlação entre as duas variáveis.

A ANOVA e a análise de correlação foram realizadas no programa R versão 2.12.0 (R Development Core Team, 2010).

Uma curva de acumulação de espécies foi construída a partir de uma matriz de ocorrência, presença e ausência, das espécies considerando todas as amostras. Foi utilizado o método de Mao Tau para a determinação do intervalo de confiança. Para calcular o número de espécies estimadas para a área foi utilizado o estimador Chao2. Ambos foram calculados no programa EstimateS (Colwell, 2006).

## Resultados

No total foram encontradas 78 espécies/morfotipos sendo 55 nos pontos de Capoeira sem Garapuvu e 54 nos pontos com Garapuvu (anexo 1). A riqueza média de espécies não variou entre os tratamentos entretanto a cobertura média foi maior nas parcelas com Garapuvu do que na Capoeira sem Garapuvu (Tabela 1).

Tabela 1: Cobertura e Riqueza média entre os tratamentos

	Garapuvu	Capoeira
Cobertura média	41,77	25,73
Desvio padrão	19,12	14,94
Riqueza média	1,56	1,63
Desvio padrão	2,77	2,15

A curva de acumulação de espécies não atingiu uma assíntota, indicando que o esforço amostral não foi suficiente para representar a riqueza da área (Fig. 3), como observado no estimador de riqueza Chao2, que sugere a possibilidade de ocorrência de até 150 espécies para a área (Fig. 4).

Analisando os dendrogramas gerados pelas análises de agrupamento utilizando os índices de Bray-Curtis e Sorensen podemos observar claramente a formação de alguns grupos de amostras. Levando em consideração a cobertura das espécies, há uma separação clara entre as áreas com Garapuvú e as áreas sem influência do Garapuvú (Figura 5). No entanto, considerando apenas a presença e ausência das espécies, não foi observado agrupamentos claros entre as áreas que pertenciam ao mesmo tratamento (Figura 6).

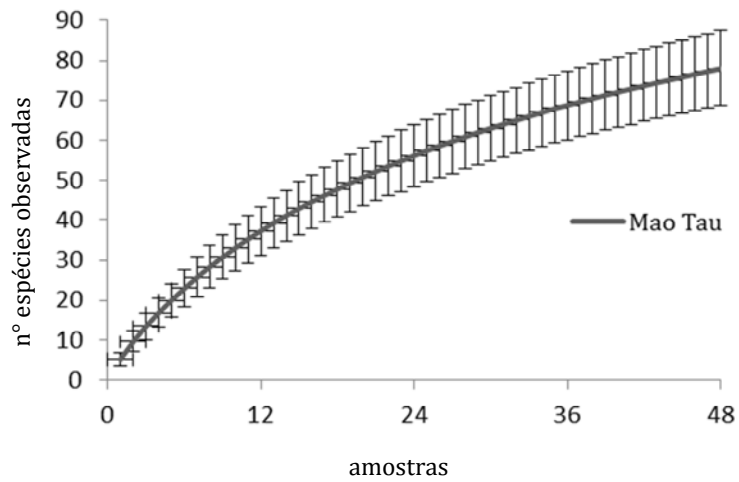


Figura 3: Curva de acumulação de espécies pelo método Mao Tau para todas as amostras.

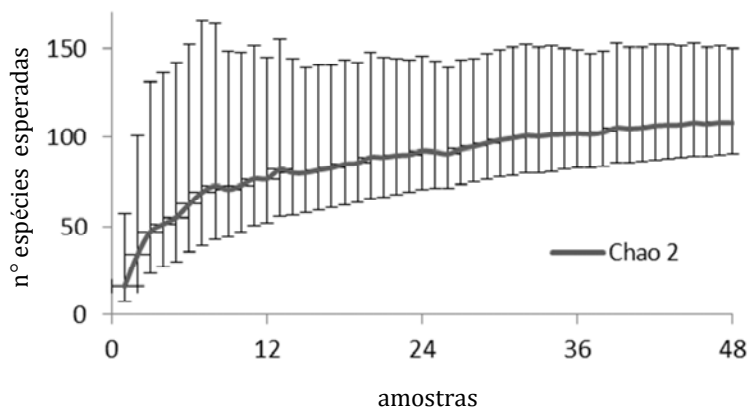


Figura 4: Curva da estimativa do n° de espécies pelo método Chao 2 para todas as amostras coletadas.

A ANOVA hierárquica apresentou variação significativa apenas no nível hierárquico entre os tratamentos. Para a luminosidade a variação apresentou diferença significativa com  $p < 0,05$  ( $F=9.332476$ ). Para a espécie *Piper umbelatum* (a espécie mais abundante encontrada)



a variação apresentou diferença significativa com  $p < 0,001$  ( $F=24.03087$ ). Para as outras variáveis analisadas não foram encontradas diferenças significativas.

A luminosidade apresentou média maior no tratamento com Garapuvu ( $0.1683 \pm 0.08084697$ ) do que no tratamento sem Garapuvu ( $0.1004 \pm 0.05559787$ ). Da mesma forma a cobertura de *P. umbelatum* apresentou média maior no tratamento com Garapuvu ( $33.23 \pm 22.17126$ ) do que no tratamento sem Garapuvu ( $5.938 \pm 9.634982$ ). A análise de correlação de Spearman apresentou uma correlação significativa entre essas duas variáveis ( $p=0,01932$ ), entretanto o valor de  $\rho=0,3366149$  mostra uma baixa dependência entre a cobertura de *P. umbelatum* e a luminosidade, indicando que outros fatores podem ter uma maior importância para explicar essa relação.

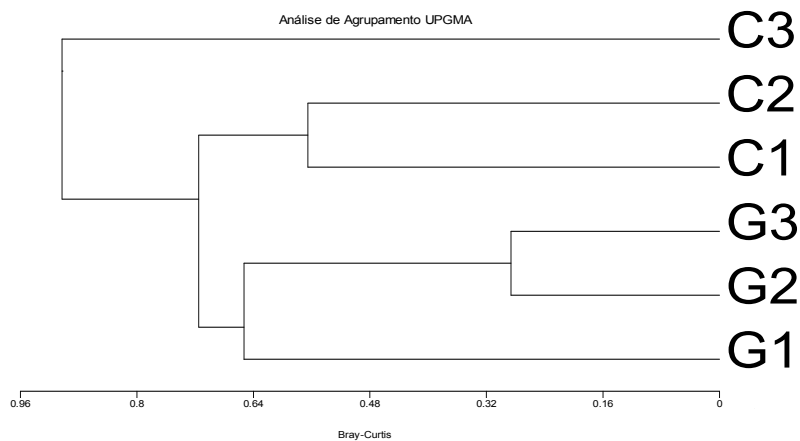


Figura 5: Análise de agrupamento através do método do encadeamento médio (UPGMA) utilizando o índice Bray-Curtis. Onde C=capoeira e G= sob Garapuvú.

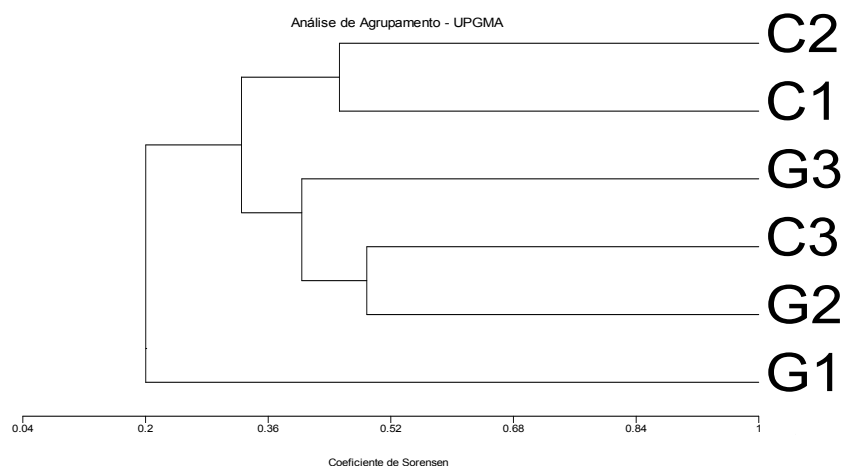


Figura 6: Análise de agrupamento através do método do encadeamento médio (UPGMA) utilizando o índice Sorensen. Onde C=capoeira e G=sob Garapuvú.

## Discussão

Os resultados obtidos sugerem que a queda de folhas da espécie decídua *Schizolobium parahyba* (garapuvú) altera os regimes de luz embaixo da árvore. As intensidades luminosas registradas no sub-bosque abaixo destas é maior que em regiões sombreadas da floresta, criando assim um microsítio específico que atua como um filtro de biodiversidade para as plantas que colonizam estas áreas. Gandolfi *et al.* (2007) sugere que a biodiversidade atual e futura destas áreas pode ser parcialmente determinada por diferentes níveis de permeabilidade criados pela formação de clareiras intermitentes.

Segundo diversos autores a regeneração natural das clareiras influenciam importantes parâmetros das comunidades vegetais (Pearson *et al.* 2003). Os dados analisados mostram que a abundância de determinadas espécies abaixo da copa do garapuvú foi maior que nas áreas sem a influência direta da árvore. A intensidade luminosa registrada pode ser considerada um dos fatores que determinam este padrão.

Em especial *Piper umbelatum* apresentou uma área de cobertura significativamente maior nas áreas com garapuvú do que nas áreas sem garapuvú. De acordo com as análises de agrupamento realizadas, com base nas similaridades entre as áreas de amostragem, pudemos observar

que em relação a composição, (índice de Sorensen), as comunidades vegetais do estrato herbáceo nos tratamentos estudados não diferem. No entanto, levando em consideração a cobertura das espécies (Bray-Curtis), as áreas com garapuvú não se agrupam com as áreas sem sua influência, formando dois grupos distintos. Mais uma evidência que o efeito exercido pelo garapuvú na comunidade do estrato herbáceo adjacente reflete no favorecimento da expansão de cobertura de algumas espécies. Nesse sentido, a queda de folhas de espécies arbóreas em florestas tropicais promove um aumento da diversidade beta resultando em uma maior heterogeneidade ambiental.

### Referências

- CECCA (Centro de Estudos, Cultura e Cidadania). 1997. **Unidades de Conservação e áreas protegidas da Ilha de Santa Catarina: caracterização e legislação**. Editora Insular, Florianópolis.
- GANDOLFI, S.; JOLY, C. A. & RODRIGUES, R. R. 2007. Permeability-impermeability: canopy trees as biodiversity filters. *Sci. Agric.* 64(4):433-439.
- HUBBELL, S. P. & FOSTER, R. B. 1986. Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest. *In: Plant Ecology* (M. J. Crawley, ed.) Blackwell Scientific, Oxford, p. 77-96.
- KLEIN, R. M. 1990. **Estrutura, composição florística, dinamismo e manejo da "Mata Atlântica" (Floresta Ombrófila Densa) do sul do Brasil**. II Simp. Ecosist. Costa Sul e Sudeste Brasileira: Estrutura, Função e Manejo, São Paulo 1:259-286.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. **Numerical ecology**. 2nd English edition. Elsevier Science BV, Amsterdam. xv + 853 pages.
- LIMA, R. A. F., 2005. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. *Rev. Bras. Bot.* 28(4):651-670.
- MORELLATO, L. P. C. 1991. **Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil (Campinas-SP)**. Campinas: UNICAMP, *Tese de doutorado*, p. 176.
- PEARSON, T. H.; BURSLEM, D. F. R. P.; GOERIZ, R. E. & DALLING, J. W. 2003. Interactions of gap size and herbivory on stablishment, growth and survival of three species of notropical pioneer trees. *Journal of Ecology* 91:785-796.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2010. **R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing**. Vienna, Austria. [<http://www.R-project.org>]
- WHITMORE, T. C. 1996. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestion for further enquiry. *In: The ecology of tropical forest tree seedlings* (M. D. SWAINE, ed.) Unesco, Paris, p.3-39.



## **Herbivoria como reflexo da associação entre *Azteca* sp. e *Cecropia glaziovii* em um fragmento de Mata Atlântica com diferentes estágios de regeneração**

*Schmidt, G.O.; Batista, A.; Rovai, A.; Tonetta, D.; Martins, I.; Calixto, R.; Faveri, S.B.; Peroni, N.*

### **Introdução**

Relações mutualísticas entre formigas e plantas são descritas há bastante tempo, nesta associação as formigas podem receber recompensas em forma de abrigo, alimento ou ambos e em troca podem oferecer proteção contra a herbivoria (Janzen, 1966).

As plantas mirmecófitas investem pouco em defesas químicas e físicas e por isso, sua dependência das formigas é de grande importância para sua sobrevivência e processo reprodutivo (Lapola et al., 2004). Um dos grupos de plantas mirmecófitas mais conhecidas é o do gênero *Cecropia* (Urticaceae). Nestas espécies, as plantas possuem espaço para nidificação (domácia) e a base de seus pecíolos foliares produzem estruturas especializadas, as triquilhas, onde estruturas ricas em nutrientes, chamadas de corpúsculos mullerianos, são continuamente produzidos (Rickson, 1971).

*Cecropia* é um gênero com mais de 100 espécies nativas dos trópicos das Américas, sendo plantas pioneiras, com altura média de 15 metros e típicas de formações secundárias e clareiras no interior de florestas (Uhl, et al., 1981; Brokaw, 1987; Longino, 1991).

Há evidências de que o mutualismo entre formigas e plantas possa ter primariamente evoluído em ambientes não alterados. Baseado nisto os objetivos deste estudo foram: (i) avaliar a diferença na associação entre *Azteca* sp e *Cecropia glaziovii* em um fragmento de Mata Atlântica com diferentes estágios de regeneração; (ii) verificar a relação entre o volume diamétrico das plantas e seus índices de herbivoria; e (iii) registrar o tempo de reação das formigas diante de um dano simulado em suas folhas.

## **Material e Métodos**

### *Área de estudo*

O trabalho foi desenvolvido no Parque municipal da lagoa do Peri, Florianópolis/SC, na porção norte da lagoa do Peri, em área constituída por floresta pluvial Atlântica.

Foram selecionadas duas áreas com vegetação apresentando diferentes estágios de regeneração, sendo uma com tempo de regeneração estimado em 5 anos (área A) e outra com tempo de 25 anos (área B).

Em cada área foram selecionados 10 indivíduos, distantes no mínimo 10 metros entre si, ao longo de um transecto. Para cada indivíduo foi efetuada medidas de DAP, com auxílio de uma trena graduada; de altura, estimada com auxílio de vara telescópica. Em cada indivíduo foi observada e anotada a presença ou ausência de formigas usando binóculo para observação.

Para estimar a herbivoria nas folhas de *C. glaziovii* foram feitos sensores visuais nas três primeiras folhas mais próximas ao meristema apical, estimando a área foliar consumida (AFC) de cada folha em seis categorias (cf. Dirzo & Dominguez, 1995), a saber: 0 (0% de AFC); 1 (1-6%); 2 (6,1-12%); 3 (12,1-25%); 4 (25,1-50) ou 5 (50,1-100%). A média da AFC das três folhas foi utilizada para caracterizar o índice de herbivoria (IH) da planta.

Para verificar a reação das formigas ao estímulo de herbivoria, foi simulada uma ação de herbivoria, removendo-se parte da extremidade da terceira folha mais próxima do meristema apical. Após remoção, foi cronometrado o tempo demandado pela primeira formiga para chegar ao local do dano, independente da localização deste indivíduo anteriormente ao estímulo.

### *Análise de dados*

Para a comparação das áreas em relação a quantidade de herbivoria registrada, foi realizado um Teste t utilizando os dados dos índices de herbivoria das plantas analisadas. Neste teste foram excluídos os indivíduos que não apresentaram formigas associadas, por não servirem para o propósito deste trabalho.

Com os dados dos volumes diamétricos e índices de herbivoria foi construído um gráfico para ilustrar as diferenças entre as duas áreas de estudos em relação à estas variáveis.

O teste de correlação de Spearman foi utilizado para avaliar se existe uma relação entre o volume diamétrico das plantas e os índices de herbivoria. Neste caso foram feitas duas análises, uma apenas com as plantas que apresentaram formigas associadas e outra acrescentando aquelas que não apresentaram associação com as formigas. Esta separação foi feita pelo fato das plantas sem formigas terem apresentado volumes e índices de herbivoria grandes.

Para avaliar um possível padrão de resposta frente à simulação de herbivoria foi calculada a média e desvio padrão dos tempos registrados de chegada da primeira formiga ao local do dano provocado na folha.

## **Resultados**

Entre os 20 indivíduos de *C. glaziovii* analisados 18 apresentavam associação com formigas do gênero *Azteca*, sendo que os dois indivíduos onde não foram observadas estas associações encontravam-se na área B. Um destes indivíduos apresentou os maiores valores de volume e índice de herbivoria. Estes dados estão representados na tabela 1, que também mostra todas as plantas e seus parâmetros mensurados ao longo deste trabalho.

No gráfico da Figura 1 pode-se observar o resultado da comparação entre as plantas de ambas as áreas e seus índices de herbivoria. O resultado deste teste indica que não houve uma diferença significativa entre os índices de herbivoria encontrados nas plantas das áreas A e B ( $p=0,1475$ ).

A figura 2 ilustra espacialmente as relações entre o volume diamétrico e o índice de herbivoria de cada indivíduo de *C. glaziovii*. As plantas encontradas na área A possuíam menores volumes diamétricos em comparação com as da área B (figura 2).

O resultado da correlação utilizando os dados de todos os indivíduos de *C. glaziovii*, demonstrou que houve correlação positiva entre volume e índice de herbivoria (Spearman = 0,458;  $p = 0,042$ ). Entretanto, a correlação feita excluindo-se os dados dos dois indivíduos sem associação com formigas, demonstra que esta correlação não existiu (Spearman = 0,283;  $p = 0,255$ ).

Com relação ao experimento de simulação de herbivoria, das 9 plantas utilizadas para análise da resposta das formigas frente ao dano simulado, em apenas uma não foi verificada resposta. As demais

obtiveram um tempo de resposta médio de 1,32 minutos e um desvio padrão de 1,42 minutos.

Tabela 1. Indivíduos de *C. glaziovii* e suas variáveis mensuradas em campo. IH = índice de herbivoria.

Plantas	Área	Diametro (m)	Altura (m)	Raio (m)	Volume (m <sup>3</sup> )	IH
1	A	0,50	6	0.25	1.18	2
2	A	0,08	3.6	0.04	0.02	0.3
3	A	0,12	4.7	0.06	0.05	0.3
4	A	0,13	4.1	0.06	0.05	0.3
5	A	0,24	5	0.12	0.23	1
6	A	0,17	4.3	0.08	0.09	1.6
7	A	0,21	4.7	0.1	0.16	2.6
8	A	0,08	3	0.04	0.01	2
9	A	0,21	4.3	0.1	0.15	0.3
10	A	0,11	3.3	0.05	0.03	2
11	B	0,82	9	0.41	4.75	2.6
12	B	0,40	11	0.2	1.38	2.3
13	B	0,58	10	0.29	2.64	2
14	B	0,55	14	0.27	3.32	1.6
15	B	0,63	12	0.31	3.74	2
16	B	0,56	14	0.28	3.45	2
17	B	0,58	15	0.29	3.96	0.3
18	B	0,69	15	0.34	5.61	3
19	B	0,74	14	0.37	6.02	1.6
20	B	0,79	15	0.39	7.35	5



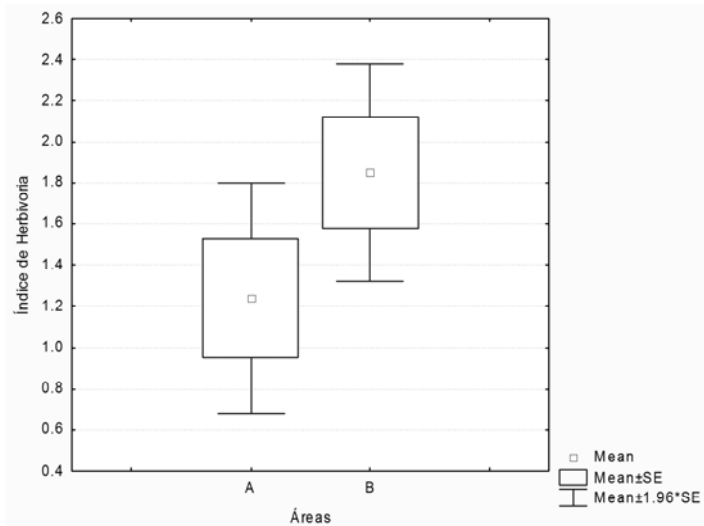


Figura 1. Teste t comparando os índices de herbivoria encontrados nas plantas das áreas A (menor tempo de regeneração) e B (maior tempo de regeneração), localizadas no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. ( $p = 0,1475$ ).

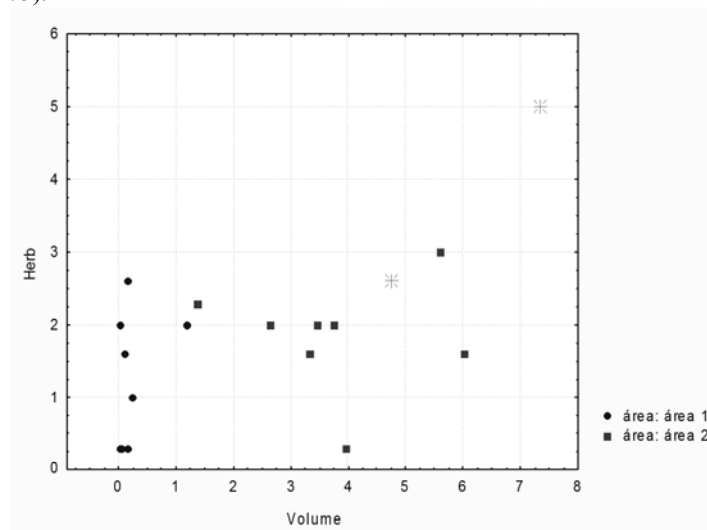


Figura 2. Índices de herbivoria e volumes diamétricos registrados em cada um dos 20 indivíduos de *Cecropia glaziovii* analisados. \* representa as duas plantas que não apresentaram associação com formigas.

## Discussão

O grande número de plantas que possuíam associação com formigas do gênero *Azteca* (90%) está de acordo com o encontrado na Costa Rica por Longino (1989), que registrou 89% das plantas de *Cecropia* ocupadas por formigas do gênero *Azteca*.

O fato de o mutualismo entre plantas e formigas ter evoluído primariamente em ambientes poucos alterados, nos leva a supor que, em ambientes alterados, esta associação pode ser prejudicada. Se isso fosse verdade, seria esperada uma maior herbivoria nessas plantas quando estivessem em ambientes alterados, pelo simples fato de que as formigas não a defenderiam do modo como fariam se esta estivesse em um ambiente mais preservado. Isso poderia se dar tanto pelo fato de que em áreas alteradas haveria uma série de herbívoros generalistas, com os quais as formigas não estariam acostumadas e teriam dificuldade de reconhecimento, como pelo fato de que em ambientes com poucos recursos, estas plantas em associação com as formigas seriam mais procuradas pelos herbívoros. Entretanto, o resultado encontrado por este trabalho rejeita a hipótese de que uma alteração no ambiente poderia modificar a interação entre formigas e as plantas, o que refletiria em uma diferença entre os índices de herbivoria das áreas com maior e menor tempo de regeneração. Apesar disso, a figura 1 mostra uma tendência de que a herbivoria é maior na área B, o que poderia ser melhor evidenciado com um número maior de amostras.

O fato da área A ter apresentado plantas com um menor volume diamétrico em relação às plantas da área B pode se dever ao fato de que, como aquela área possui um menor tempo de regeneração, os indivíduos de *C. glaziovii* seriam mais jovens e, com isso, mais baixos e menos volumosos. O fato desta área A ser também muito mais aberta, favorece a colonização por *Cecropia*, uma vez que são plantas tipicamente pioneiras e colonizadoras de manchas e bordas de mata (Sposito e Santos, 2001).

É esperado que o volume das plantas influencie nos tamanhos das colônias de formigas, uma vez que maiores volumes poderiam suportar colônias maiores. Da mesma forma, plantas mais velhas possibilitam um maior tempo para a estruturação dessas colônias, tendo sido encontradas colônias maiores e mais bem estabelecidas em indivíduos mais velhos de *Cecropia* (Longino, 1989). Isto poderia refletir uma maior proteção contra herbivoria nos indivíduos com maior volume e idade, pois colônias maiores são mais eficientes na defesa

contra herbivoria (Rocha & Bergallo, 1992). Por outro lado, um maior tamanho destas plantas poderia dificultar o papel protetor das formigas, uma vez que a área de patrulhamento torna-se muito maior.

No estudo em questão, apenas houve correlação entre o volume das plantas e o índice de herbivoria quando utilizados os dados das duas plantas que não apresentavam associação com formigas. Isto aconteceu pelo fato dos volumes e índices de herbivoria apresentados por estes dois indivíduos estarem entre os maiores registrados (figura 2). Entretanto, estes dados não servem para tentar entender o papel que o volume das plantas tem na facilitação ou não do papel protetor exercido pelas formigas. Como ao excluir estas duas plantas da análise não houve correlação alguma, para o estudo em questão, o índice de herbivoria que uma planta de *C. glaziovii* possui não está relacionado ao seu volume diamétrico.

Formigas em associações mutualísticas com plantas costumam responder aos danos provocados nas mesmas. Estas respostas podem ser desencadeadas por estímulos mecânicos ou por compostos químicos voláteis produzidos pela planta, em resposta ao dano provocado por herbivoria (Agrawal & Dubin-Thaler, 1999). Formigas *Azteca* são geralmente agressivas e respondem aos estímulos mecânicos e químicos, sendo que a intensidade da resposta depende da intensidade, duração e tipo de estímulo (Agrawal & Dubin-Thaler, 1999). Esta rápida resposta de *Azteca* foi evidenciada neste trabalho, onde das nove plantas utilizadas para o experimento de simulação de herbivoria, em apenas uma não foi verificada uma resposta dentro do prazo estipulado de 5 minutos. Este fato, aliado ao pequeno tempo médio de resposta encontrado (1,32 minutos), demonstram a grande capacidade que estas formigas tem de responder a danos causados por herbívoros.

### **Agradecimentos**

Ao biólogo MsC. Félix Baumgarten Rosumek, pelo auxílio em campo e sugestões na metodologia; aos colegas e demais professores da disciplina, pelas sugestões e por compartilharem a rotina do curso; aos funcionários e administradores do Parque Municipal da Lagoa do Peri, pela recepção e viabilização da logística do trabalho de campo.

## Referências

- AGRAWAL AA & DUBIN-THALER BJ. 1999. Induced responses to herbivory in the Neotropical ant-plant association between *Azteca* ants and *Cecropia* trees: response of ants to potential inducing cues. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 45: 47-54.
- BROKAW, N.V.L. 1987. Gap-phase regeneration of three pioneer species in a tropical forest. *Journal of Ecology*, 75: 9-19.
- COLEY, P.D. 1983. Herbivory and defensive characteristics of tree species in a lowland tropical forest. *Ecological Monographs*. 53(2): 209-234.
- DIRZO, R. & DOMINGUES, C. 1995. Plant-animal interactions in mesoamerican tropical dry forest. In: Bullock, S. H.; Money, S. H & Medina, H. A. eds, 1995. **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge University Press, Cambridge.
- JANZEN, D. H. 1966. Coevolution of Mutualism Between Ants and Acacias in Central America. *Evolution*, 20(3): 249-275.
- LAPOLA *et al.* 2004. Amizade tênue. Mutualismo entre plantas e formigas na Amazônia. *Ciência hoje*, 34(204).
- LONGINO, J. T. 1989. Geographic variation and community structure in an ant-plant mutualism: *Azteca* and *Cecropia* in Costa Rica. *Biotropica*, 21: 126-132.
- LONGINO, J. T. 1991. Taxonomy of the *Cecropia*-inhabiting *Azteca* ants. *Journal of Natural History*, 25: 1571-1602.
- LONGINO, J. T. 1997. **The *Cecropia*-*Azteca* association in Costa Rica**. (<http://www.evergreen.edu/ants/ANTPLANTS.CECROPIA/Cecropia.html>)
- RICKSON, F.R. 1971. Glycogen plastids in Mullerian body cells of *Cecropia peltata* - a higher green plant. *Science*, 173: 344 - 347.
- ROCHA CFD, BERGALLO HG (1992) Bigger ant colonies reduce herbivory and herbivore residence time on leaves of an ant- plant: *Azteca muelleri* vs. *Coelomera rucornis* on *Cecropia pachystachya*. *Oecologia*, 91:249±252
- UHL, C.; CLARK, K.; CLARK, K. & MURPHY, P. 1981. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazonian basin. *Journal of Ecology*, 69(2): 631-649.

## **Estrutura e composição de besouros necrófagos (Coleoptera, Scarabaeinae) em duas áreas de Mata Atlântica com diferentes graus de complexidade vegetal**

*Teive, L.F.<sup>1</sup>; Capel, K.C.<sup>1</sup>; Dinslaken, D.<sup>1</sup>; Galitzki, E.L.<sup>1</sup>; Gianuca, A.<sup>1</sup>; Rech, R.<sup>2</sup>; Yoshida, E.T.E.<sup>1</sup>; Hernández, M.I.M.<sup>1</sup>; Favila, M.E.<sup>3</sup>*

<sup>1</sup>Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia e Zoologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia.

<sup>2</sup>Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

<sup>3</sup>Instituto de Ecologia A.C., Xalapa, Veracruz, México.

### **Introdução**

A alteração e fragmentação dos habitats devido às atividades antrópicas têm levado a diminuição da diversidade de espécies e dos serviços ecossistêmicos que estas desempenham (Primack & Rodrigues 2001). No Brasil, a Floresta Ombrófila Densa é um dos ecossistemas com maior riqueza e diversidade de espécies, no entanto, encontra-se em situação de ameaça e máxima prioridade de conservação devido à fragmentação, degradação e alteração de sua estrutura original (Primack & Rodrigues 2001), sendo este um dos processos responsáveis por mudanças na estrutura e composição de espécies (Rocha *et al.* 2006).

Habitats fragmentados geralmente possuem uma riqueza e abundância de animais e plantas menor quando comparado a locais semelhantes sem distúrbio. Além disso, a dominância das espécies pode variar entre locais impactados e não impactados. Para insetos, muitas espécies respondem negativamente ao efeito da fragmentação, enquanto outras respondem positivamente ou de forma neutra. Entre os diversos *taxa* utilizados em estudos envolvendo indicadores biológicos de mudanças ambientais, os coleópteros da subfamília Scarabaeinae tem sido uma ferramenta útil (Halffter e Favila 1993), pois possuem fidelidade ao habitat, apresentando respostas a alterações sutis na qualidade dos habitats através de mudanças na estrutura das suas comunidades frente a mudanças ambientais, além de serem organismos de fácil captura e amplamente distribuídos nos ambientes tropicais e subtropicais (Davies *et al.* 2001; Hernández e Vaz de Mello 2009).

A sub-família Scarabaeinae é uma importante ordem de coleópteros, com mais de 800 espécies descritas no Brasil (Hernández e Vaz de Melo 2009). Este grupo possui um variado hábito alimentar

contendo espécies que se alimentam de plantas em decomposição (saprófagos), massas fecais (coprófagos) e de carcaças de animais (necrófagos), além de algumas espécies generalistas (Hanski e Camberfort 1991). Do ponto de vista ecológico, os Scarabaeinae são importantes na cadeia trófica, pois aceleram a fragmentação da matéria orgânica em decomposição contribuindo para a absorção de nutrientes no solo, e, ao cavar galerias, melhoram a aeração e a infiltração de água no solo (Halffter e Favila 1993; Nichols *et al.*, 2007).

A ecologia das comunidades de escarabeíneos é marcada principalmente pela competição dos recursos efêmeros e esparsos que exploram, sugerindo que há um controle “bottom-up” influenciando essas comunidades (Hanski e Camberfort, 1991). Assim, em ecossistemas impactados, a alteração na disponibilidade e no tipo de recursos deve refletir uma mudança da estrutura das comunidades de escarabeíneos, sobretudo devido aos diferentes níveis de pressão de competição.

Neste contexto, ao se comparar duas áreas florestadas com diferentes graus de conservação, espera-se encontrar (i) maior riqueza de espécies em áreas mais conservadas; podendo suportar espécies mais exigentes, enquanto que as mais generalistas poderiam ocorrer em diferentes estados de conservação; e (ii) maior biomassa da comunidade de Scarabaeinae em locais mais conservados, devido a uma maior disponibilidade de alimentos, o que refletiria conseqüentemente uma maior abundância/diversidade de mamíferos que ocorrem no local. Assim, o presente estudo tem como objetivo geral avaliar se a riqueza de espécies e a biomassa de Scarabaeinae necrófagos é influenciada pela complexidade vegetacional em duas áreas de Floresta Ombrófila Densa com diferentes graus de conservação.

## **Materiais e métodos**

### *Área de estudo*

O presente estudo foi realizado durante o mês de outubro de 2010 em duas áreas de Floresta Ombrófila Densa com diferentes graus de conservação, localizadas no setor norte dos limites do Parque Municipal da lagoa do Peri, porção sul da Ilha de Santa Catarina, entre as coordenadas 27°42'50" e 27°43'17" de latitude Sul e 48°31'00" e 48°30'28" de longitude Oeste.

### *Coleta de dados*

A fim de analisar a influência das condições ambientais sobre a estrutura e composição das assembléias de besouros escarabeíneos, foram selecionadas para o desenvolvimento do presente estudo duas áreas de Floresta Ombrófila Densa com diferentes graus de complexidade vegetacional dentro dos limites do parque. A primeira área é caracterizada pela ocorrência de vegetação secundária em estágio inicial de regeneração, enquanto que a segunda área é composta por vegetação secundária em estágio médio de regeneração (Klein, 1979). Para diferenciar estas duas áreas com diferentes graus de conservação, convencionou-se aqui denominá-las de Área Degradada (D) e área Conservada (C).

Para avaliar a estrutura e composição da fauna de escarabeíneos, em cada área foram instalados dois grupos de três armadilhas do tipo *pitfall* (Figura 1-A), compondo duas unidades amostrais com três armadilhas cada, espaçadas por 50 metros, contendo isca de carne de porco em decomposição para atração dos besouros. Após decorridas trinta e seis horas da montagem das armadilhas, as mesmas foram retiradas e os animais coletados para análise posterior em laboratório. Em laboratório os animais foram fixados em álcool 70% e organizados em uma coleção, fixados com alfinete entomológico. Após identificação até o nível de espécie, foi mensurado o comprimento total dos indivíduos desde o clipeo até o pigídeo e estimada a biomassa das espécies com base na literatura.

Paralelamente à amostragem da fauna, foram coletados dados vegetacionais através do método do ponto quadrante (Brower *et al.* 1998), para avaliar a complexidade ambiental e a altura do dossel e do estrato médio. O método consiste na análise de parâmetros fitossociológicos em quatro quadrantes (nordeste, sudeste, sudoeste e noroeste) direcionados por uma cruz de PVC orientada para o norte com o auxílio de uma bússola (Figura 1-B). Para os primeiros indivíduos arbóreos (com diâmetro à altura do peito - DAP > 5cm) e arbustivos (altura maior que 1m) posicionados próximos ao ponto central do quadrante foram mensurados os parâmetros (i) Altura, (ii) Área basal, (iii) Diâmetro da copa e (iv) Distância do ponto central.

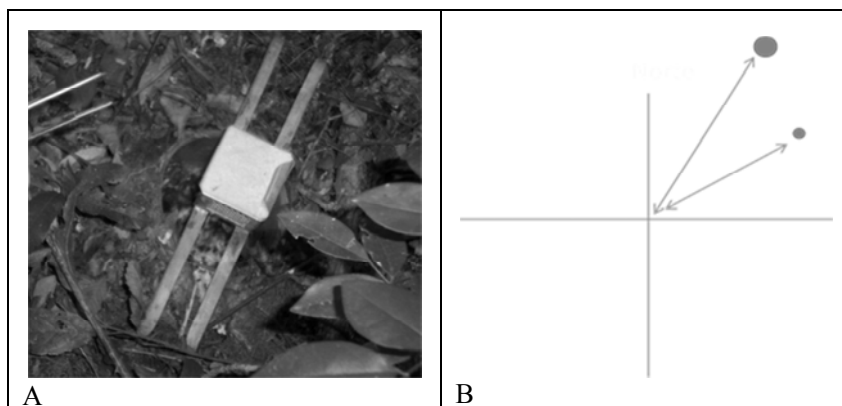


Figura 1: A) armadilha pitfall com isca de atração utilizada para capturar escarabeíneos necrófagos no Parque Municipal da lagoa do Peri; B) Esquema do método do ponto quadrante utilizado para avaliar a complexidade vegetal nos pontos de amostragem dos insetos.

#### *Análise dos dados*

Para análise estatística dos dados foi calculada a riqueza de espécies de escarabeíneos por unidades amostrais e em cada área estudada. A estrutura das assembleias foi determinada a partir de um diagrama de dominância baseado no logaritmo da abundância das espécies ( $\log x+1$ ). Para comparar as variáveis analisadas entre as duas áreas os dados foram submetidos a um teste-t. Para avaliar a similaridade de ambas as assembleias foi utilizado o método de similaridade de Bray-Curtis e a semelhança entre as variáveis ambientais foi medida através do método da Distância Euclidiana.

### **Resultados**

#### *Estrutura e composição das assembleias de escarabeíneos*

No total, foram coletados no presente estudo 50 indivíduos, representantes de seis espécies. As espécies mais abundantes foram *Detlochilum irroratum* e *Detlochilum morbillosum*, com 22 e 16 indivíduos, respectivamente. Os dois locais apresentaram riqueza e abundância de espécies diferentes em números absolutos e médios, sendo maiores na área conservada (Tabela 1). A biomassa total foi maior na área conservada (4,44 g) quando comparada a área degradada (2,56 g).



Tabela 1: Abundâncias das espécies de Scarabaeinae registradas em uma área Conservada e uma Degradada do Parque Municipal da lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

Espécie	Área CONSERVADA	Área DEGRADADA
<i>Deltochilum irroratum</i>	8	14
<i>Deltochilum morbillosum</i>	16	0
<i>Dichotomius sericeus</i>	3	0
<i>Canthon amabilis</i>	3	1
<i>Coprophanaeus saphirinus</i>	3	0
<i>Canthon rutilans</i>	2	0
<b>Total</b>	<b>35</b>	<b>15</b>

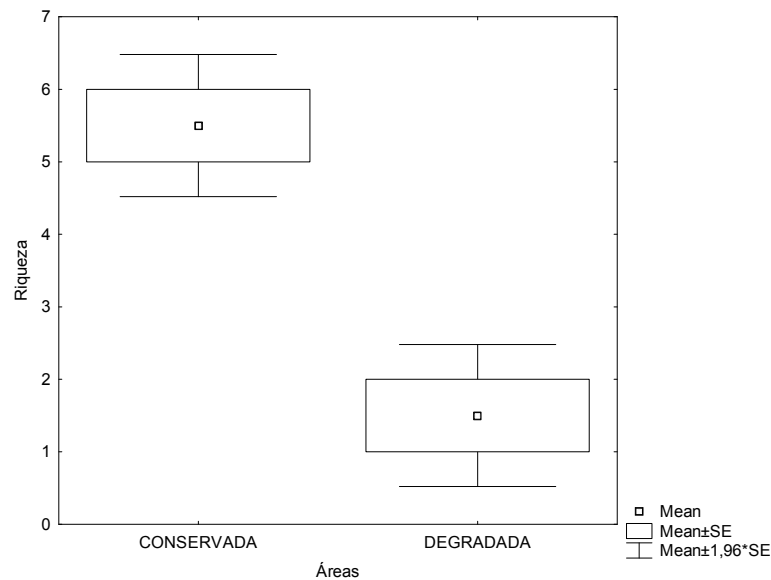


Figura 2: Riqueza de espécies de Scarabaeinae em uma área Conservada e uma Degradada do Parque Municipal da lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

O teste-t evidenciou diferenças significativas na riqueza de espécies de escarabeíneos entre as áreas estudadas, sendo maior na área conservada ( $t=5,65$ ;  $p<0,05$  – Figura 2). No entanto, a abundância total e a biomassa não apresentaram diferenças significativas entre as áreas conservadas e degradadas.

A análise de similaridade formou dois grupos bastante distintos (menos de 40% de similaridade), um composto pelas amostras da área Conservada e outro pelas amostras da área Degradada. A similaridade entre as unidades amostrais de cada área estudada foi expressiva com aproximadamente 80% de semelhanças entre elas (Figura 3).

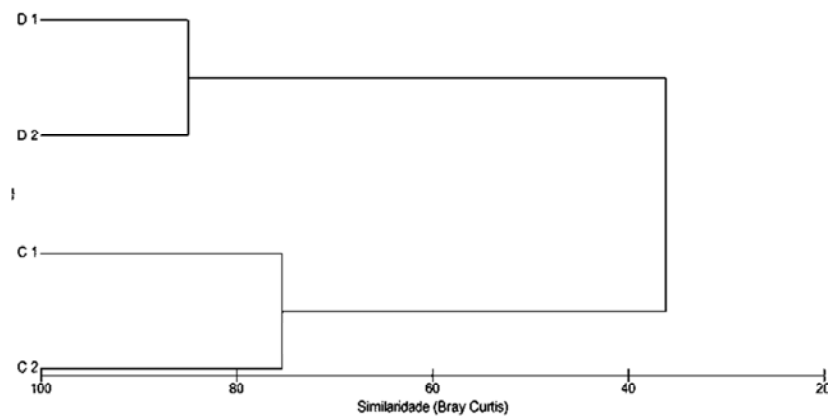


Figura 3: Dendrograma da análise de agrupamento da similaridade de Bray-Curtis, comparando a semelhança entre as assembleias de escarabeíneos das unidades amostrais da área Conservada (C) e Degradada (D) do Parque Municipal da lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

#### *Complexidade vegetacional*

Os parâmetros fitossociológicos analisados mostram que a área conservada tem maior densidade de árvores e arbustos (medidas de distância ao ponto central) e também maior biomassa vegetal; a área basal possuiu a maior variação entre as áreas, com média de 104 cm<sup>2</sup> para a área conservada e 74cm<sup>2</sup> para a área degradada (Tabela 2). A análise de agrupamento com base nas distâncias destas variáveis separou as amostras da área Conservada e Degrada em dois grupos distintos (Figura 4).

Tabela 2: Médias dos parâmetros fitossociológicos mensurados na área Degradada e Conservada do Parque Municipal da lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

	ÁREA DEGRADADA	ÁREA CONSERVADA
ÁRVORE	Distância (m)	2,66
	Área basal (cm <sup>2</sup> )	<b>74,43</b>
	Altura (m)	7,5
	Diâmetro copa (m)	3,13
ARBUSTO	Distância (m)	1,31
	Área basal (cm <sup>2</sup> )	2,53
	Altura (m)	1,45
	Diâmetro copa (m)	54,62

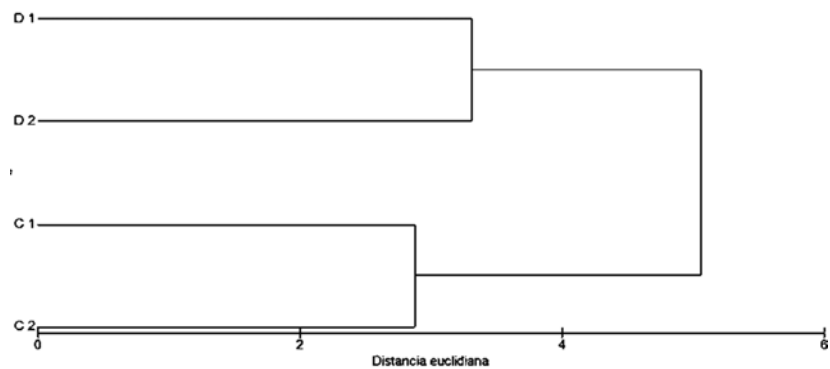


Figura 4: Dendrograma da análise de agrupamento a partir da distância Euclidiana, para os parâmetros fitossociológicos por unidades amostrais da área Conservada (C) e Degradada (D) do Parque Municipal da lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

## Discussão

Com base nos dados aqui obtidos, mesmo que incipientes, foi possível detectar uma mudança na estrutura da comunidade de escarabeíneos quando submetidos a uma diminuição na complexidade ambiental. A riqueza de espécies foi significativamente superior na área conservada e isto vai de acordo com o esperado, pois esta área é mais heterogênea, podendo desta forma atrair mais animais para este ambiente em relação à área degradada, o que, conseqüentemente, reflete

numa maior oferta de recursos alimentares disponíveis aos escarabeíneos, seja em quantidade, qualidade ou variedade (Almeida & Louzada 2009).

A composição das espécies também diferiu nas áreas estudadas. Indivíduos do gênero *Deltochilum* e *Canthon* são caracterizados por possuírem hábitos de vida do tipo rolador, sendo *Deltochilum irroratum* e *Canthon amabilis* comuns em ambas as áreas. Já os indivíduos de *Dichotomius sericeus* e *Coprophaneus saphirinus*, cujo hábito de vida é caracterizado como tuneleiro foram encontrados apenas na área Conservada, o que pode refletir uma maior diversidade funcional nestas áreas.

Com as medidas das variáveis ambientais foi possível observar a comunidade de escarabeíneos de acordo com os parâmetros analisados do ambiente e relacionar com os pontos amostrados, sugerindo assim uma maior complexidade da estrutura da vegetação nas áreas Conservadas em relação às áreas Degradadas. Tal fato evidencia a importância dos escarabeíneos na detecção de mudanças no hábitat, podendo ser utilizados para avaliar o estado de em áreas de interesse de conservação.

### **Agradecimentos**

Os autores agradecem aos colegas e professores do mestrado do PPGE/UFSC que de alguma forma colaboraram no desenvolvimento do presente artigo. Ainda, nossos sinceros agradecimentos à direção do Parque Municipal da Lagoa do Peri e a todos seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante nossa pesquisa.

### **Referências**

- CARUSO JÚNIOR, F. 1993. Mapa geológico da Ilha de Santa Catarina. *Notas Técnicas. Centro de Geologia Costeira e Oceânica, UFRGS* 6:1-28.
- CELI, J. & DÁVALOS, A. 2001. **Manual de monitoreo: Los escarabajos peloteros como indicadores de la calidad ambiental**. Quito, EcoCiencia. 71p.
- DAVIES, J. A.; HOLLOWAY, J. D.; HUIJBREJTS, H.; KRIKKEN, J.; KIRK-SPRIGGS, A. H. & SUTTON S. L. 2001. Dung beetles as indicators of change in the forest northern Borneo. *Journal of Applied Ecology* 38:593-616.
- HALFFTER, G. & FAVILA, M. E. 1993. The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analyzing, inventorying and monitoring biodiversity in Tropical Rainforest and modified landscape. *Biology International* 27:15-22.

- HANSKI, I. & CAMBEFORT, Y. 1991. **Dung beetle ecology**. New Jersey, Princeton University Press. 481p.
- 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.
- KLEIN, L. M. 1979. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. *Sellowia* 31:9-164.
- LEGENDRE, P.; BORCARD, D. & PERES-NETO, P. R. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs* 75(4):435-450.
- NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIES, A. L.; ESCOBAR, F.; FAVILA, M. E. & VULINEC K. 2007. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. *Biological Conservation* 137:1-19.
- PRIMACK, R. B. & RODRIGUES E. 2001. **Biologia da Conservação**. Londrina: Efraim Rodrigues. 328p.
- ROCHA, C. F. D.; BERGALO, H. G.; SLUYS, M. V. & ALVES, M. A. S. 2006. **Biologia da Conservação: essências**. São Carlos, Rima. 588p.
- WHITTAKER, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21:213-251.



## **A bromélia *Vriesea friburgensis* pode ser considerada uma planta-berçário em restingas arbustivas?**

*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.*

### **Introdução**

Interações positivas, como a facilitação, podem determinar o padrão espacial de comunidades, permitir a coexistência de espécies, aumentar a diversidade e produtividade, e guiar a dinâmica de comunidades (Callaway, 1995). O processo de facilitação ocorre quando uma determinada espécie aumenta a sobrevivência, crescimento ou *fitness* de outra em habitats sob estresse ambiental, seja em função de fornecer condições abióticas favoráveis (e.g. temperatura, umidade e nutrientes) ou, indiretamente, atuando nas interações com outras espécies (e.g. competição, dispersão, herbivoria, parasitismo, mutualismo e predação) (Callaway, 1995).

A dessecação e a pobreza de nutrientes são consideradas os principais fatores limitantes no estabelecimento de espécies vegetais nas planícies arenosas costeiras (Maun, 1994). A chamada *nurse plant syndrome* (“síndrome da planta-berçário”) se caracteriza pela interação na qual uma determinada planta facilita o crescimento e desenvolvimento de outras plântulas. As plantas focais (*nurse plants*) exercem papel fundamental na manutenção estrutural e na sucessão vegetal em seus habitats, uma vez que contribuem para a melhoria das condições para germinação, estabelecimento e/ou crescimento de outras espécies vegetais (Zaluar & Scarano, 2000). Em ambientes xerofíticos (e.g. restingas), onde a vegetação se organiza em moitas, a síndrome de planta-berçário tem sido frequentemente relatada (Zaluar & Scarano, 2000).

O termo restinga, embora amplamente utilizado, pode apresentar diferentes significados segundo diversos autores e interpretações (Rizzini, 1979; Waechter, 1985; Araujo, 1987; Falkenberg, 1999). Uma das formas de emprego do termo é no sentido botânico, segundo o qual ele é utilizado para designar o tipo vegetacional que inclui todas as comunidades de plantas vasculares do litoral arenoso do Brasil, iniciando na praia e finalizando em geral junto à floresta pluvial atlântica (Hueck, 1972; Klein, 1984; Araujo, 1987; Falkenberg, 1999). Em um contexto ecológico, as restingas englobam

todas as comunidades vegetais e animais do litoral arenoso e as interações com seus respectivos ambientes físicos (Lacerda *et al.*, 1984; Araujo, 1987; Waechter, 1990).

Espécies da família Bromeliaceae possuem características que permitem a acumulação de água e nutrientes dentro de suas folhas, e frequentemente apresentam distribuição próxima aos limites de moitas, fornecendo dessa forma condições apropriadas para a germinação e desenvolvimento de outras plantas dentro delas (Zaluar & Scarano, 2000). Esses aspectos, associados à germinação na presença de luz, a dispersão de sementes a longas distâncias, a capacidade de autopolinização e de reprodução vegetativa, e a associação de uma fauna diversa de polinizadores, são características que classificam a espécie como pioneira (Souza, 2004). A hipótese levantada neste estudo é de que esses aspectos fazem com que, no interior da bromélia, as condições microclimáticas existentes possam ser mais favoráveis em comparação às condições dos solos expostos de restinga, sendo esperado que a germinação e estabelecimento de algumas espécies vegetais sejam favorecidos por estas condições.

Com esse estudo pretendeu-se responder a seguinte questão: A bromélia *Vriesea friburgensis* pode ser considerada planta-berçário?

## **Material e Métodos**

### *Área de estudo e coleta dos dados*

O local estudado encontra-se no Parque Municipal da Lagoa do Peri, na área de restinga compreendida entre a lagoa e a praia da Armação, no município de Florianópolis, SC. A área é caracterizada como restinga arbustiva, onde a vegetação é formada por mosaicos intercalados de maior e menor densidade. O estrato arbustivo é predominado por *Myrcia palustris*, *Ocotea pulchella*, *Ouratea parvifolia* e *Ilex theezans*. As bromélias *Vriesea friburgensis* e *Aechmea lindenii* dominam o estrato herbáceo.

Ao longo das trilhas pré-existentes foram amostradas rosetas de *V. friburgensis*, aleatoriamente, com distância mínima de 1m entre os espécimes. Para cada roseta foi registrado o diâmetro e a quantidade de plântulas e juvenis presentes dentro da bromélia.

Para cada bromélia com presença de plântulas e juvenis, foi amostrada uma parcela adjacente de 90cm<sup>2</sup>, registrando-se a ocorrência e abundância destas plantas. As plântulas e juvenis encontrados nas



bromélias e nas parcelas foram coletados e etiquetados para posterior diferenciação em morfo-espécies e avaliação do desenvolvimento.

Em laboratório, as plantas coletadas foram identificadas em morfo-espécies e fotografadas. A avaliação do desenvolvimento foi realizada em alguns indivíduos, levando em consideração o comprimento do caule e o número de folhas e cotilédones.

#### *Análises dos Dados*

Para comparar a riqueza e abundância de plantas se desenvolvendo nas rosetas de *V. friburgensis* e nas parcelas adjacentes utilizou-se teste-t pareado, assim como a correlação de Spearman para avaliar a relação entre diâmetro da bromélia e a abundância de plântulas e juvenis.

#### **Resultados**

Foram analisadas 181 bromélias e 70 parcelas, que correspondem às bromélias com presença de plântulas e juvenis. A frequência de ocorrência de plantas se desenvolvendo em *V. friburgensis* foi de 0,39 e nas 70 parcelas adjacentes foi de 0,43. A riqueza total foi de 26 espécies sendo que 19 se encontravam dentro das bromélias e 16 nas parcelas adjacentes (Tabela 1). A abundância foi de 173 plântulas e juvenis em bromélias e 77 nas parcelas. As espécies mais abundantes foram *Myrcia palustris*, *Guapira opposita* e *Vriesea friburgensis*. A avaliação do desenvolvimento foi realizada em 48 espécimes de plantas que estavam presentes dentro das bromélias. O tamanho do caule das plântulas e juvenis teve uma variação entre 0,5cm e 18,5cm, e a quantidade de folhas e cotilédones variou de 1 a 17 unidades. Para as duas espécies mais abundantes, o comprimento do caule variou de 3,0cm a 18,5cm em *Myrcia palustris* e de 2,2cm a 12,0cm em *Guapira opposita*. A quantidade de folhas e cotilédones foi de 2 a 14 unidades em *Myrcia palustris* e de 1 a 6 unidades em *Guapira opposita*. (Figura 1).

Houve diferença significativa na abundância e riqueza de plântulas entre bromélias e parcelas ( $t = 3.785$ ,  $gl = 69$ ,  $p < 0,001$ ;  $t = 3.932$ ,  $gl = 69$ ,  $p < 0,001$ , respectivamente). Tanto a abundância quanto a riqueza foram maiores dentro das bromélias (Figura 2). Não foi encontrada correlação entre o diâmetro da bromélia e o número de plantas em desenvolvimento ( $r = 0,08$ ,  $p > 0,05$ ).

Tabela 1: Espécies ou morfo-espécies de plântulas e juvenis encontradas dentro das bromélias *Vriesea friburgensis* e nas parcelas adjacentes, Praia da Armação, Florianópolis, SC.

<b>Família</b>	<b>Espécies</b>	<b>Bromélia</b>	<b>Parcela</b>
ARACEAE	não identificada	1	0
ASTERACEAE	<i>Mikania</i> sp.	1	1
	<i>cf. Eupatorium</i> sp.	1	1
BROMELIACEAE	<i>Vriesea friburgensis</i>	1	1
COMMELINACEAE	não identificada	0	1
CYPERACEAE	não identificada	1	0
ERYTHROXYLACEAE	<i>cf. Erythroxyllum</i> sp.	0	1
EUPHORBIACEAE	<i>Alchornea triplinervia</i>	1	0
LAURACEAE	<i>Ocotea pulchella</i>	1	1
MELASTOMATAACEAE	Não identificada	1	0
MYRTACEAE	<i>Eugenia catharinae</i>	1	1
	<i>Myrcia palustris</i>	1	1
	não identificada	0	1
NYCTAGINACEAE	<i>Guapira opposita</i>	1	1
PINACEAE	<i>Pinus</i> sp.	1	0
PIPERACEAE	<i>Peperomia</i> sp.	1	1
POACEAE	não identificada	1	0
RUBIACEAE	<i>Coccocypselum</i> sp.	0	1
	Morfoespécie 1	1	0
	Morfoespécie 2	0	1
	Morfoespécie 3	1	0
	Morfoespécie 4	1	0
	Morfoespécie 5	1	0
	Morfoespécie 6	0	1
	Cotilédone	1	1
	Não identificada	0	1
<b>Riqueza</b>		<b>19</b>	<b>16</b>
<b>Riqueza Total</b>			<b>26</b>

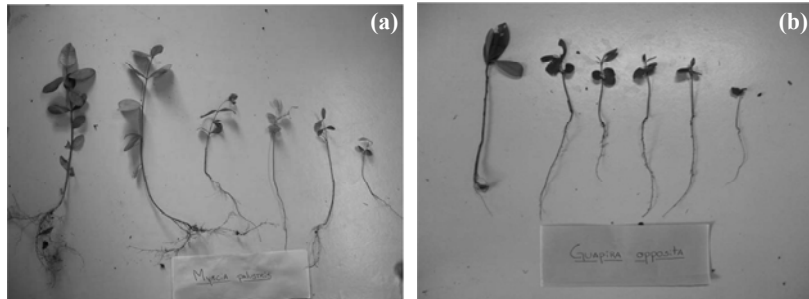


Figura 1: Estágios de desenvolvimento de plântulas e juvenis de (a) *Myrcia palustris* e (b) *Guapira opposita*.

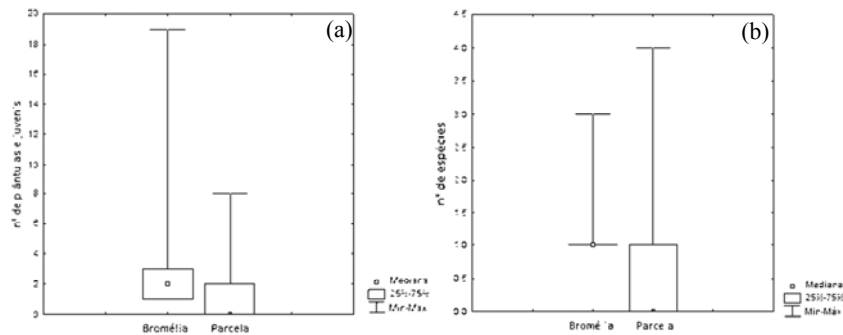


Figura 2: Abundância (a) e riqueza (b) de plântulas e juvenis amostradas em rosetas de *Vriesea friburgensis* (bromélia) e nas parcelas adjacentes, Praia da Armação, Florianópolis, SC.

## Discussão

O presente estudo sugere que *Vriesea friburgensis* atua como uma espécie berçário em ambientes de restinga, facilitando a emergência e estabelecimento de plântulas nos tanques. Uma associação positiva pôde ser observada em indivíduos desta bromélia, promovendo uma maior riqueza e abundância de plântulas nas rosetas em relação às áreas adjacentes. De acordo com Franks (2003), plantas-berçário 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.

Zaluar & Scarano (2000) sugerem que bromélias apresentam um papel chave na formação de moitas em restingas, atuando como espécies nucleadoras ao proporcionar um microclima favorável para a chegada e desenvolvimento de propágulos de espécies vegetais. Os resultados apresentados corroboram esta hipótese, pois sugerem que *V. friburgensis* atua como um berçário para espécies arbustivas características do ambiente estudado. A expressiva abundância das arbustivas *Guapira opposita* e *Myrcia palustris* emergindo nestas bromélias é uma evidência direta do papel facilitador da espécie em questão. Cabe ressaltar também, a ocorrência de plântulas de *V. friburgensis* dentro das bromélias, o que pode sugerir um papel autofacilitador da espécie estudada.

A ocorrência de plântulas em diferentes estágios de desenvolvimento nas bromélias pode indicar que este processo favorece não somente a chegada de propágulos, mas também a sobrevivência dos mesmos. No entanto, estudos de maior duração mostram-se necessários para fortalecer a hipótese que *V. friburgensis* atua como uma planta-berçário, promovendo o estabelecimento definitivo das plantas no solo. Ressalta-se 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). Assim sendo, um monitoramento direcionado para cada espécie envolvida na interação seria importante para determinar o sucesso de estabelecimento das mesmas.

## Referências

- ARAUJO, D. S. D. 1987. Restingas: síntese dos conhecimentos para a costa sul-sudeste brasileira. In: ACIESP (Ed.) **Anais do Simpósio sobre ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira: síntese dos conhecimentos**. v.1. p.333-347.
- 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.
- CALLAWAY, R. M. 1995. Positive interactions among plants. *Botanical Review* 61:306-349.
- FALKENBERG, D. B. 1999. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. *Insula* 28:1-30
- FRANKS, S. J. 2003. Facilitation in multiple life-history stages: evidence for nucleated succession in coastal dunes. *Plant Ecology* 168:1-11.
- HUECK, K. 1972. **As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica**. São Paulo, Polígono & Ed. UnB. 466p.

- KLEIN, R. M. 1984. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. *Sellowia* 36:5-54.
- Lacerda, L. D.; Araujo, D. S. D.; Cerqueira, R. & Turco, B. (Orgs). 1984. **Restingas: origem, estrutura, processos**. Rio de Janeiro, Universidade Federal Fluminense, CEUFF. 477p.
- MAUN, M. A. 1994. Adaptations enhancing survival and establishment of seedlings on coastal dune systems. *Vegetation* 111:59-70.
- RIZZINI, C.T. 1979. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. São Paulo, HUCITEC/EDUSP. v.2, 747p.
- SOUZA, D. A. S. 2004. **Ecologia reprodutiva de *Vriesea friburgensis* Mez var. *paludosa* (L. B. Smith) L. B. Smith (Bromeliaceae) em área de restinga, no litoral sul de Santa Catarina, Brasil**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil. 72p.
- WAECHTER, J. L. 1985. Aspectos ecológicos da vegetação de restinga no Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS, série Botânica* 33:49-68
- WAECHTER, J. L. 1990. Comunidades vegetais das restingas do Rio Grande do Sul. In: ACIESP (Ed.). **II Simpósio sobre ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira: estrutura, função e manejo**. São Paulo, ACIESP. v.3. p.223-248.
- 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.) **Ecologia de restingas e lagoas costeiras**. Macaé, NUPEN/UFRJ. p.03-23.



*Ecosistemas Marinhos*





## Comunidade de aves no estuário do Rio Sangradouro – Praia da Armação, Florianópolis-SC

Doria, J. G.; Aued, A. W.; Menezes, B. S.; Cereto, C. E.; Neto, C. D.; Costa, L. A. R. & Cremer, M. J.

### Introdução

As aves marinhas e estuarinas constituem um número diversificado de espécies que se adaptaram com grande eficiência a ambientes costeiros (Branco *et al.*, 2005). Apesar da expressiva representatividade deste grupo, existem poucas informações a respeito destas aves no litoral de Santa Catarina, especialmente sobre monitoramento e aspectos da sua biologia em ilhas costeiras e estuários (Branco *et al.*, 2004).

Regiões estuarinas são locais de grande importância na atividade destas aves, que utilizam estes locais para alimentação, nidificação e dormitório, assim como local de descanso em períodos migratórios (Branco, 2007). Não só no Brasil, como também em outras regiões do mundo, estas áreas estão sendo rapidamente substituídas por loteamentos para ocupação humana (Rosa *et al.* 2003).

Intervenções humanas podem afetar, significativamente, as espécies de aves que habitam os ecossistemas naturais do Brasil (Collar *et al.*, 1997). A resposta das aves a estas alterações varia desde aquelas que se beneficiam com as alterações do habitat, aumentando suas populações, como o bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*), até aquelas que foram extintas da natureza, como a arara-azul-pequena (*Anodorhynchus glaucus*) (Marini & Garcia, 2005).

A variação de maré pode influenciar na disponibilidade de recursos alimentares para a avifauna. Aves como a garça-branca-pequena (*Egretta thula*), que se alimenta de organismos encontrados em marés baixas, como anfíbios, peixes, répteis e crustáceos (Sick, 2007), podem ser favorecidas quando o estuário estiver no período de baixamar. Já aves de hábitos oportunistas, como o gaivotão (*Larus dominicanus*), considerados predadores necrofágos e cleptoparasitas (Barbieri, 2008), podem não apresentar resposta em função desta variação (Marta Jussara Cremer, 2010, com. pes.).

Nesse sentido, o objetivo do presente trabalho foi caracterizar a comunidade de aves associadas ao ambiente com influência marinha,

verificando o efeito da variação de maré na abundância e riqueza local, em dois setores do Rio Sangradouro.

## **Materiais e Métodos**

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado no Rio Sangradouro (27° 45'09.37"S, 48° 30'10.12"O), localizado ao sul da Ilha de Santa Catarina. A foz deste rio separa as praias da Armação e Matadeiro. O rio sofre bastante influência antrópica desde o início do século passado, quando servia aos pescadores de baleia como local onde os animais eram dissecados. Hoje em dia ele serve como válvula de escape para a Lagoa do Peri, e cada vez mais vem sendo impactado com a crescente expansão dos bairros adjacentes e com o turismo. A margem sul do Sangradouro apresenta uma vegetação com predomínio de *Hibiscus pernambucensis* e algumas espécies de mangues. A margem norte encontra-se bastante antropizada, com presença de edificações e espécies exóticas como *Eucalyptus* sp., *Pinus* sp., *Psidium guajava* e *Brugmansia suaveolens*.

### *Metodologia*

A coleta de dados foi realizada através de censos visuais em dois pontos ao longo do estuário do rio Sangradouro: (i) na desembocadura do rio, próximo ao mar, entre as praias da Armação e Matadeiro, com sedimento bastante arenoso, áreas de planície exposta e profundidade mais rasa, sendo este denominado "Foz"; e (ii) em posição mais interna (Interior), sobre uma ponte que atravessa o rio a cerca de 460 metros da Foz, com poucas áreas expostas e profundidade maior (Figura 1).

As observações foram feitas ao mesmo tempo nos dois pontos no período das 7h às 11h da manhã. No início das observações, a maré se encontrava no final do período de vazante, e ao longo da maior parte do período de observação a maré estava enchendo (a partir das 07h40min). Em cada ponto três observadores, com auxílio de binoculares 7 x 50, registravam as aves que, de alguma forma, utilizavam a área do rio. As aves avistadas fora dos períodos de amostragem foram consideradas apenas para a confecção de uma lista de espécies geral da localidade e não foram incluídas nas análises. Para a análise quantitativa, considerando maré e hora do dia, foi adotado o método de varredura (scan) com pontos fixos (Reynolds *et al.*, 1980). A varredura é comumente utilizada para avaliar a avifauna em habitats

aquáticos em um determinado tempo de observação (Martin, 1981). Neste estudo observações pontuais foram realizadas a cada 20 minutos, varrendo toda a área de alcance visual dos observadores, totalizando 13 amostras em cada ponto. As observações foram categorizadas em quatro períodos: A (7h-7h40min), B (8h-8h40min), C (9h-9h40min) e D (10h-11h). O dado coletado foi o número de indivíduos por espécie. As identificações foram feitas com auxílio de binóculos, máquinas fotográficas e guia de identificação de Sigrst (2009).

#### *Análise de dados*

A análise de variância (ANOVA) foi usada para comparar a riqueza de espécies entre os locais e períodos de observação. Os testes de Shapiro-Wilks e de Bartlett foram aplicados *a priori* e o de Tukey *a posteriori* (Zar, 1996; Underwood, 2006). A análise de agrupamento foi realizada a partir de uma matriz de similaridade utilizando o índice de Bray Curtis, levando em consideração os locais e períodos de observação e riqueza e abundância relativa média das espécies ocorridas no local. A análise dos Percentuais de Similaridade (SIMPER) foi realizada para identificar os grupos formados pelo dendrograma, e o ANOSIM para avaliar se há diferença entre estes grupos. A análise de correspondência foi realizada para verificar a associação entre as espécies observadas com os locais e períodos amostrados.

#### **Resultados**

Foram encontradas 19 espécies na área estudada, sendo que somente 15 destas foram observadas durante as varreduras (Tabela 1).

Para a riqueza de espécies, a ANOVA não detectou diferença significativa entre os locais ( $F= 3,222$ ;  $p>0,05$ ). Entre os períodos de observação, houve diferença significativa na Foz ( $F= 13,84$ ;  $p<0,05$ ; Figura 1) e Interior ( $F= 5,87$ ;  $p<0,05$ ; Figura 2). Na análise com os dois tratamentos, houve uma diferença altamente significativa entre os períodos ( $F= 19,271$ ;  $p<0,001$ ) (Figura 3), indicando que o período B e D foram os períodos com maior e menor riqueza de espécies, respectivamente. Isso coincide com o período de observação onde a maré apresentava seu nível mais baixo (B) e mais elevado (D).

Observando o dendrograma (Figura 4) gerado pela análise de agrupamento com os dados de similaridades entre as áreas e períodos de observação, fica claro uma diferença entre ambos os locais, formando 2 grupos com 20% de similaridade. Apenas a amostragem L2D não seguiu

essa diferenciação, agrupando-se com a Foz. L1A e L1B apresentaram 60% de similaridade. Os três primeiros períodos do Interior tiveram uma similaridade de 80% entre si.

Tabela 1: Espécies encontradas na área de observação, indicando presença (1) e ausência (0) na Foz e no Interior. As espécies sem indicação não foram observadas durante as varreduras.

<b>Espécie</b>	<b>Nome Popular</b>	<b>Foz</b>	<b>Interior</b>
<i>Columbina talpacoti</i>	Rolinha cauda de feijão	1	0
<i>Coragyps atratus</i>	Urubu da cabeça preta	1	0
<i>Egretta caerulea</i>	Garça azul	1	0
<i>Furnarius rufus</i>	João de barro	1	0
<i>Machetornis rixosa</i>	Suiriri cavaleiro	1	0
<i>Passer domesticus</i>	Pardal	1	0
<i>Egretta thula</i>	Garça branca pequena	1	1
<i>Larus dominicanus</i>	Gaivotão	1	1
<i>Megaceryle torquata</i>	Martim pescador grande	1	1
<i>Vanellus chilensis</i>	Quero-quero	1	1
<i>Hirudinidae</i>	Andorinha	0	1
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Biguá	0	1
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Bem-te-vi	0	1
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Sabiá-poca	0	1
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Suiriri	0	1
<i>Elanoides forficatus</i>	Gavião tesoura		
<i>Guira guira</i>	Anu branco		
<i>Milvago chimango</i>	Chimango		
<i>Phimosus fuscatus</i>	Tapicuru de cara pelada		
<b>Riqueza</b>		<b>10</b>	<b>9</b>
<b>Riqueza total</b>	<b>19</b>		

Observando o dendrograma (Figura 4) gerado pela análise de agrupamento com os dados de similaridades entre as áreas e períodos de observação, fica claro uma diferença entre ambos os locais, formando 2 grupos com 20% de similaridade. Apenas a amostragem L2D não seguiu essa diferenciação, agrupando-se com a Foz. L1A e L1B apresentaram 60% de similaridade. Os três primeiros períodos do Interior tiveram uma similaridade de 80% entre si.

Na análise de correspondência, os dois primeiros eixos explicam 63,5% da variação (Figura 5). O resultado evidencia uma separação entre os locais e entre o período D e os demais. Além disso, na Foz, o período C se mostra diferente dos períodos A e B.

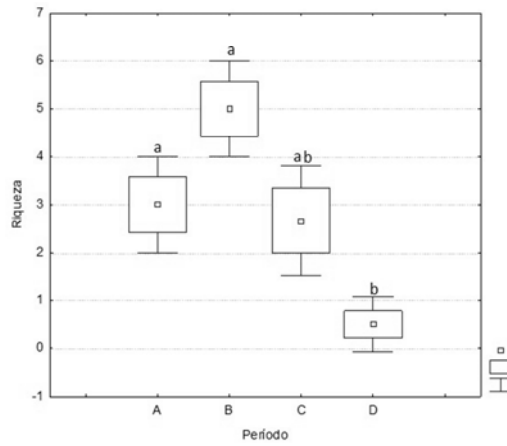


Figura 1: Riqueza observada de espécies em cada período de observação na Foz do Rio Sangradouro, ilustrando os resultados da ANOVA e do teste de Tukey (as letras representam diferenças significativas).

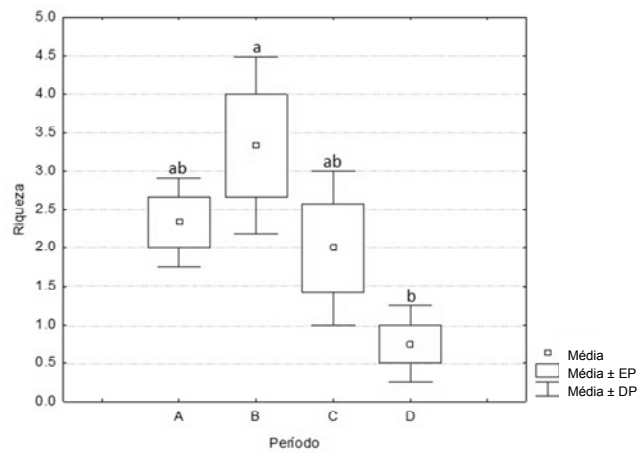


Figura 2: Riqueza observada de espécies em cada período de observação no Interior do Rio Sangradouro, ilustrando os resultados da ANOVA e do teste de Tukey (as letras representam diferenças significativas).

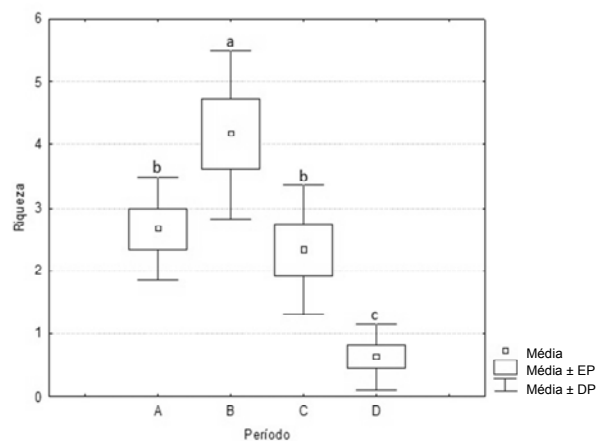


Figura 3: Riqueza observada de espécies em cada período de observação no Rio Sangradouro, ilustrando os resultados da ANOVA e do teste de Tukey (as letras representam diferenças significativas).

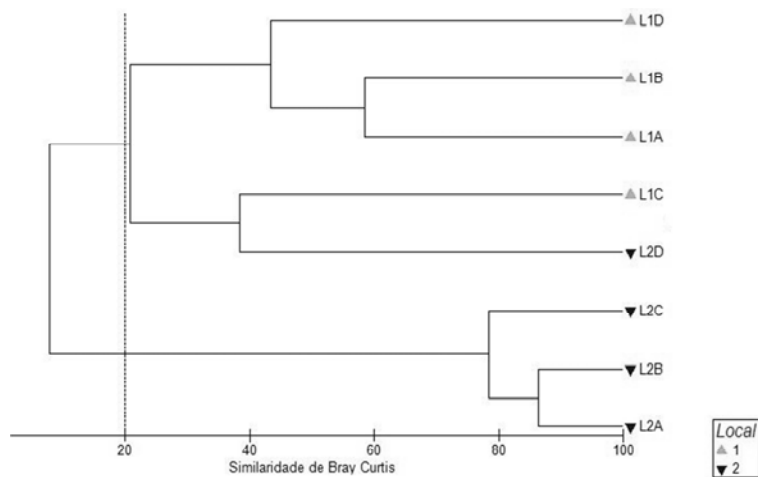


Figura 4: Análise de agrupamento utilizando o índice de similaridade de Bray Curtis com os dados transformados por log2. L1 corresponde à Foz e L2 ao Interior. As letras A, B, C e D representam os períodos de observação.

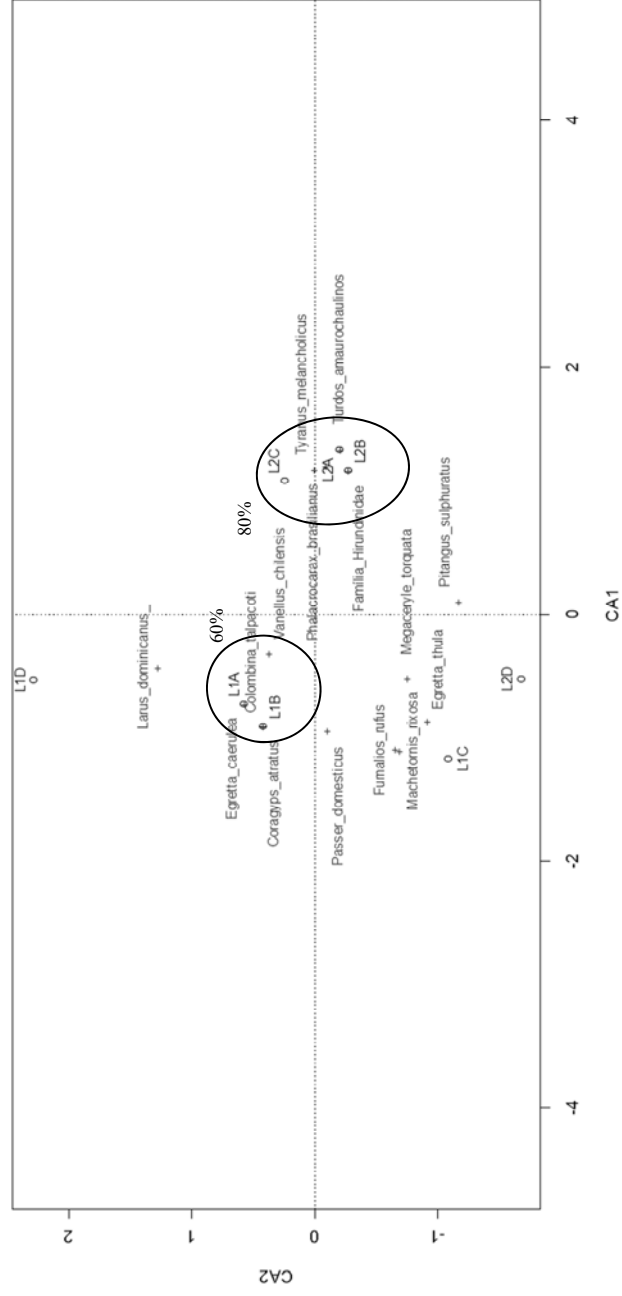


Figura 5: Análise de correspondência, associando os locais e períodos de observação com a média da abundância relativa de espécies. L1 corresponde à Foz e L2 ao Interior. As letras A, B, C e D representam os períodos de observação.

## Discussão

Apesar dos dois locais estudados não apresentarem diferenças significativas com relação ao número de espécies, a composição de cada local é diferenciada. Das 15 espécies avistadas, apenas quatro ocorreram nos dois locais: *Vanellus chilensis* (quero-quero), *Larus dominicanus* (gaivotão), *Megaceryle torquata* (martim-pescador-grande) e *Egretta thula* (garça-branca-pequena). Isso pode ser um reflexo da diferença estrutural de cada local. A Foz tem uma maior influência marinha, com grande quantidade de rochas e uma maior área de substrato arenoso, afetada intensamente pelo movimento da maré, mostrando maior heterogeneidade. Em contrapartida, o Interior (mais homogêneo) apresentou uma área alagada maior e mais profunda, favorecendo espécies diferentes em cada local.

Dentre as espécies que ocorreram apenas em um local, destaca-se, por sua abundância relativa elevada e presença constante ao longo do período amostrado no Interior, o biguá, *Phalacrocorax brasilianus*. Essa espécie é considerada uma ave piscívora e oportunista, que se alimenta solitariamente ou em grupo. Quando pescam em grupo utilizam como estratégia para a captura de presas a formação de um cerco próximo às margens de rios e lagos (Oliveira, 2005).

Os resultados do dendrograma evidenciam a diferença na composição e abundância das espécies entre os locais. Essa diferença pode ser um reflexo da grande abundância do biguá no Interior durante os três primeiros períodos. Em contrapartida, a diferença encontrada no período D pode ser explicada pela baixa riqueza e abundância em ambos os locais.

A diferença encontrada no período D, quando analisada com relação à abundância relativa das espécies, também foi evidente quando analisado o número de espécies. O período B foi o que apresentou a maior riqueza, em oposição ao período D, que apresentou a menor diversidade. Essa diferença poderia ser explicada por vários fatores, entre eles a variação da maré, que afetaria a área exposta de sedimento disponível para alimentação das aves conforme o avanço e o recuo do nível do mar. Outro fator seria o aumento considerável do vento ocorrido ao longo do tempo de amostragem, o que afetaria as aves de menor porte. Porém, como esses dois fatores não foram mensurados, não se pode concluir que realmente foram esses fatores que determinaram a alteração na riqueza observada ao longo do período de amostragem. É importante salientar também que o reduzido número de



espécies e abundância de indivíduos encontrados neste estudo deve-se, provavelmente, aos efeitos da ocupação humana na área.

### Referências

- BARBIERI, E. 2008. Diversidade da dieta e do comportamento do Gaivotão Antártico (*Larus dominicanus*) na península Keller, Ilha Rei George, Shetland do Sul. *O mundo da saúde de São Paulo* 32(3):302-307.
- BRANCO, J. O. 2007. Avifauna aquática do Saco da Fazenda (Itajaí, Santa Catarina, Brasil): uma década de monitoramento. *Revista Brasileira de Zoologia* 24(4):873-882.
- BRANCO, J. O.; MACHADO, I. F. & BOVENDORP, M. S. 2004. Avifauna associada a ambientes de influência marítima no litoral de Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(3):459-466.
- BRANCO, J. O.; FRACASSO, H. A. 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.
- MARINI, M. A. & GARCIA, F. I. 2005. Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade* 1(1):95-102.
- MARTIN, T. E. 1981. Species-area slopes and coefficients: a caution on their interpretation. *Amer. Nat.* 118:823-837.
- OLIVEIRA, T. C. G. 2005. **Estudo comparativo das relações intra-específicas do *Phalacrocorax brasilianus* (Gmelin, 1789) em Curitiba e no litoral do estado do Paraná, Brasil**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil. 91p.
- REYNOLDS, R. T.; SCOTT, J. N. & NUSSBAUM, R. A. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *Condor* 82:309-313.
- ROSA, S.; PALMEIRIN, J. M. & MOREIRA, F. 2003. Factors Affecting Waterbird Abundance and Species Richness in an Increasingly Urbanized Area of the Tagus Estuary in Portugal. *Waterbirds* 26(2):226-232.
- SICK, H. 2007. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro, Editora Nova Fronteira. 912p.
- SIGRIST, T. 2009. **Avifauna Brasileira**. Vinhedos, Editora Avis Brasilis. v.1. 492p.
- UNDERWOOD, A. J. 2006. **Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance**. Cambridge, Cambridge University Press. 9<sup>th</sup> ed. 524pp.
- ZAR, J. H. 1996. **Biostatistical analysis**. Prentice Hall, Upper Saddle River. 3<sup>rd</sup> ed. 662pp.



## **Estrutura de comunidades de macroalgas marinhas sujeitas a diferentes concentrações de salinidade, na Praia da Armação, Florianópolis, Santa Catarina**

*Anderson, A. B.<sup>1</sup>; Campos, R. C.<sup>1</sup>; Rovai, A. S.<sup>1</sup>; Tonetta, D.<sup>1</sup>; Schmidt, G.<sup>1</sup>; Martins, I. M.<sup>1</sup>; Batista, M.B.<sup>2</sup>; Longo, G. O.<sup>3</sup>; Segal, B.<sup>4</sup>; Floeter, S. R.<sup>4</sup>*

1-Mestrando do Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

2-Mestranda do Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

3-Mestrando do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná

4-Docente do Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

Autor para correspondência: aabbiologia@gmail.com

### **Introdução**

Embora organismos da zona entremarés distribuam-se em faixas bem definidas, vários fatores são responsáveis por esta zonation, como (1) a tolerância fisiológica dos organismos à variáveis ambientais como salinidade, oxigênio dissolvido, turbidez, temperatura, exposição à energia das ondas, exposição aérea; (2) as preferências de habitat, assentamento ao longo do perfil batimétrico, tridimensionalidade do substrato; (3) competição intra e interespecífica; e (4) predação (Levinton, 1995).

Dentre os fatores apontados acima, a salinidade é um fator que apresenta grande amplitude de variação junto a zona costeira, influenciando, portanto, na composição e distribuição dos organismos que habitam o entremarés, principalmente das macroalgas bentônicas, por serem sésseis e ativamente regular a concentração de sais em seu interior. Bouzon (2005), comparando a diversidade  $\beta$  (beta), encontrou diferenças na riqueza de espécies quando comparadas comunidades macrofitobênticas expostas a diferentes concentrações de salinidade. Em termos de funcionalidade, Scherner (2010) encontrou diferença na performance fotossintética da espécie *Sargassum* sp. quando expostas a diferentes condições de salinidade. Assim, o estresse conferido por este fator pode ser determinante na estruturação de comunidades de macroalgas bentônicas.

O objetivo do presente estudo foi comparar a estrutura de comunidades de macroalgas bentônicas de substratos consolidados – costão rochoso – na zona entremarés em locais sujeitos a diferentes concentrações de salinidade na Praia da Armação, Florianópolis/SC.

## **Material e Métodos**

### *Área de estudo*

O trabalho foi realizado no costão rochoso do sul da praia da Armação em Florianópolis/SC, selecionando duas estações de coleta, uma que não sofre influência direta de água doce, vinda do rio Sangradouro, chamada de estação “Armação” (27°45'0.37"S / 48°30'1.25"W); e outra que sofre influência de água doce do mesmo rio, chamada de estação “Sangradouro” (27°45'1.47"S / 48°29'59.85"W).

### *Desenho amostral*

Os estratos amostrados caracterizados como infra, meso e supralitoral, foram selecionadas de acordo com as espécies indicativas de cada zona (Kozloff, 1983; Lee, 1999; Levinton, 1995). Em cada estação foram utilizados 30 fotoquadrados de 20x20cm aleatórios, sendo 10 por faixa (infra, meso e supralitoral). Nestas mesmas estações foram tomadas medidas de salinidade, com auxílio de um salinômetro.

### *Análise de dados*

A porcentagem da cobertura da comunidade de macroalgas foi estimada com o auxílio do programa *CPCe* (Kohler e Gill, 2006). Para comparar os estratos de ambas áreas quanto ao número de grupos funcionais encontrados foram realizados testes t. Com esses mesmos grupos funcionais foi construído um gráfico com as porcentagens de cobertura de cada um. A comparação entre a porcentagem de cobertura dos grupos funcionais presentes em ambas as áreas foi testada com o teste t.

## **Resultados**

Os valores dos parâmetros medidos no campo estão apresentados na tabela 1.

Tabela 1: Parâmetros mensurados em ambas as áreas de estudo.

<b>Parâmetro</b>	<b>Sangradouro</b>	<b>Armação</b>
Temperatura da água (°C)	18,8	19,8
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,42	6,85
Salinidade (psu)	25	38

Nas três faixas analisadas da estação armação foram identificados 15 gêneros de algas, classificados em 7 grupos funcionais, enquanto na estação sangradouro foram identificados 5 gêneros, classificados em 3 grupos funcionais. Os grupos funcionais e os gêneros identificados em cada estação encontram-se na tabela 2, além da porcentagem de cobertura de cada gênero.

A tabela II mostra que a estação sangradouro apresentou um menor número de gêneros e grupos funcionais, já a estação armação apresentou uma maior riqueza de gêneros característicos de águas salinas.

A figura 1 revela que há uma diferença significativa no número de grupos funcionais do infralitoral em ambas as áreas. Já para as estratos superiores (meso e supralitoral) não foram encontradas diferenças significativas ( $t = 2,040$ ;  $p = 0,055$ ;  $t = -0,360$ ;  $p = 0,722$ , respectivamente).

As porcentagens de cobertura de cada um dos grupos funcionais presentes nas duas áreas estão representadas na figura 2. Para os três grupos funcionais presentes em ambas as áreas, o único que apresentou uma cobertura significativamente maior em uma área do que em outra, foi o morfotipo de macroalgas foliáceas. Para dois outros grupos funcionais, a diferença não foi significativa ( $t = 1,55$ ;  $p = 0,124$  para MFL;  $t = 0,323$ ;  $p = 0,740$  para MCT).

Tabela 2: Gêneros representantes de cada morfotipo com suas porcentagens de cobertura ao longo das faixas amostradas nos costões da Praia da Armação, Florianópolis, SC.

Grupos funcionais /Gêneros	Armação			Sangradouro		
	Infra	Meso	Supra	Infra	Meso	Supra
Macroalgas coriáceas (MCR)						
<i>Sargassum</i> sp.	4,9	4,9	0	0	0	0
<i>Petalonia</i> sp.	0	0	16,0	0	0	0
Macroalgas corticadas (MCT)						
<i>Chondracanthus</i> sp.	2,0	2,0	0	0	0	0
<i>Hypnea</i> sp.	2,0	9,0	0	0	0	0
<i>Codium</i> sp 2.	2,0	2,0	0	0	0	0
<i>Gymnogongrus</i> sp.	0	0	0	22,0	3,5	22,0
<i>Pterocladia</i> sp.	0	7,9	0	0	0	0
Macroalgas foliáceas (MFO)						
<i>Ulva</i> sp.	2,0	1,9	34,0	54,5	51	54,5
<i>Enteromorpha</i> sp.	0	0	0	19,5	5,5	19,5
<i>Porphyra</i> sp.	0	0	9,0	0	0	0
Macroalgas filamentosas (MFL)						
<i>Chaetomorpha</i> sp.	0	0	0,5	0	0,5	0
<i>Ceramium</i> sp.	1,9	1,9	0	0	0	0
<i>Hinckesia</i> sp.	0	0	1,0	0	0	0
<i>Codium</i> sp 1.	2,0	2,0	0	0	0	0
<i>Bostrychia</i> sp.	0	0	0	0	24,5	0
<i>Pterosiphonia</i> sp.	0,4	0,4	0	0	0	0
Macroalgas calcárias articuladas (MCA)						
<i>Arthrocardia</i> sp.	26,4	26,4	0	0	0	0
<i>Jania</i> sp.	32,6	32,6	0	0	0	0
Turf dominado por filamentososa (TURF)	0,9	0,9	0	0	0	0

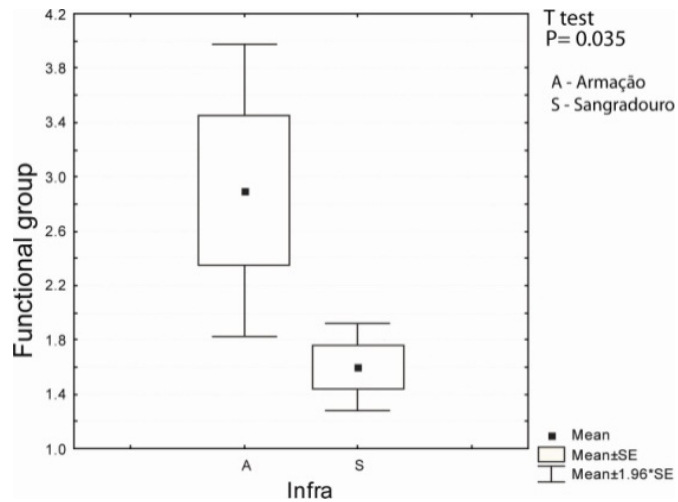


Figura 1: Número médio (Desvio Padrão) de grupos funcionais na faixa infralitoral de ambas as áreas amostradas na Praia da Armação, Florianópolis, SC.

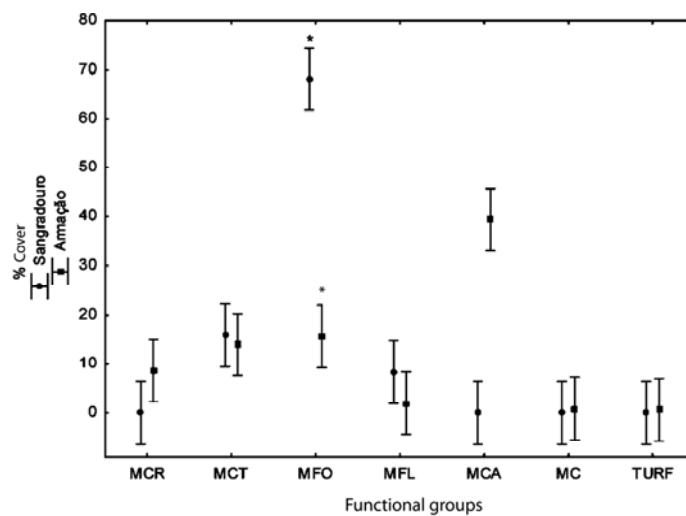


Figura 2: Porcentagem de cobertura dos grupos funcionais presentes nas áreas amostradas. MCR = macroalgas coriácea; MCT = macroalgas corticada; MFO = macroalgas foliácea; MCA = macroalgas calcárea articulada; MC = macroalgas crostosa; TURF = TURF. \* = diferença significativa.

## Discussão

A estação da armação registrou uma salinidade de 38 psu, enquanto a estação de sangradouro apresentou 25 psu. Esta diferença foi provocada pela água doce provinda da desembocadura do rio Sangradouro.

A diferença significativa no número de grupos funcionais do infralitoral em ambas as áreas pode ser explicada pela maior influência da salinidade no estrato inferior (infralitoral), por este encontrar-se, por um maior período, em contato com a água.

Martins *et al.* (1999), em condições laboratoriais, testaram a taxa de crescimento de *Enteromorpha intestinalis* expostas a diferentes concentrações de salinidade, verificaram que em salinidades maiores que 25psu o crescimento é reduzido. Este resultado corrobora com os dados encontrados no presente trabalho, visto que o gênero em questão ocorreu apenas na estação sangradouro.

Na estação sangradouro a cobertura vegetal foi maior pelas macroalgas foliáceas, enquanto que na estação armação as macroalgas calcárias articuladas tiveram a maior cobertura. O grupo funcional de macroalgas calcárias teve uma elevada porcentagem de cobertura na estação armação e não ocorreu no sangradouro. Isto pode estar relacionado com a dependência das algas calcárias em relação à concentração de sais.

A diferença entre o grupo funcional de macroalgas foliáceas por área está relacionada com as porcentagens de cobertura do gênero *Ulva* e *Enteromorpha*, que representam 70% na estação sangradouro. A perturbação provocada pelas oscilações nas taxas de salinidade tornou o ambiente desfavorável para a maioria das espécies encontradas em níveis de salinidade normais (armação). Isto favoreceu as espécies mais oportunistas, como *Ulva* sp. e *Enteromorpha* sp., a ocuparem estes intervalos no local com a salinidade em 25 psu (sangradouro). Este resultado corrobora com Bouzon (2005), que encontrou diversidade reduzida em ambientes com salinidade reduzida. Nesse sentido, a salinidade estaria sendo responsável pela estruturação da comunidade de macroalgas bentônicas, selecionando espécies e regulando seus padrões de abundância e distribuição.

A estrutura da comunidade se mostrou diferente entre áreas. Esta alteração pode ser explicada pela grande variação na salinidade encontrada.



## **Agradecimentos**

Aos colegas e professores da disciplina, pelas sugestões e por compartilharem a rotina do curso; aos funcionários e administradores do Parque Municipal da Lagoa do Peri, pela recepção e viabilização da logística do trabalho de campo.

## **Referências**

- BOUZON, J. L. 2005. **Composição e estrutura espacial da comunidade macrofitobêntica de fundos consolidados das baías da ilha de Santa Catarina (SC): subsídios para a avaliação do impacto da urbanização.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil. 61p.
- LEVINTON, J. S. 1995. **Marine Biology: function, biodiversity, ecology.** New York, Oxford University Press. 420p.
- 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 & Geosciences* 32:1259–1269.
- MARTINS, I.; OLIVEIRA, J. M.; FLINDT, M. R. AND MARQUES, J. C. 1999. The effect of salinity on the growth rate of the macroalgae *Enteromorpha intestinalis* (Chlorophyta) in the Mondego estuary (west Portugal). *Acta Oecologica* 20(4):259-265.
- SCHERNER, F. 2010. **Impacto da urbanização sobre a performance fotossintética de macroalgas marinhas.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil. 38p.



## **Complexidade estrutural de macroalgas marinhas como agente estruturador da fauna de invertebrados associada ao fital**

*Dinslaken, D.<sup>1</sup>; Yoshida, E. T.<sup>1</sup>; Galitzki, E.L.<sup>1</sup>; Capel, K.<sup>1</sup>; Teive, L.F.<sup>1</sup>; Rech, R.<sup>2</sup>; Gianuca, A<sup>1</sup>; Segal, B<sup>3</sup>.*

1 – Mestrando do Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

2 – Mestrando do Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS.

3 – Docente do Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

### **Introdução**

A “hipótese da heterogeneidade ambiental” prevê que a riqueza e a diversidade de espécies são maiores em ambientes mais complexos devido a maior oferta de recursos e micro habitats para as espécies (Bazzaz, 1975). Em uma escala ampla, a composição e a estrutura das comunidades de invertebrados marinhos são geralmente afetadas pela profundidade da água, intensidade de luz, feições hidrodinâmicas, sazonalidade, temperatura da água, poluição e salinidade. Já em uma escala local, a estrutura e complexidade do habitat desempenha papel fundamental na estruturação e organização das comunidades de invertebrados marinhos (Chemelo e Milazzo, 2002).

As macroalgas marinhas provêm um hábitat favorável para uma ampla gama de espécies animais e podem ser consideradas como formadores biológicos da estrutura dos habitats. O termo fital foi proposto por Masunari e Forneris (1981) para designar as comunidades de macroalgas que habitam o ambiente marinho litoral. Esta comunidade é caracterizada por espécies com diferentes arquiteturas morfológicas, desde estruturas simples sem ramificações (foliosas) até outras que se ramificam em mais de uma dimensão, propiciando diferentes formas de refúgio e alimentação para a fauna de invertebrados associados a elas (Parker *et al.*, 2001)

A fauna do fital é abundante e diversificada sendo composta principalmente por crustáceos e moluscos (Tararam e Wakabara, 1981) variando de acordo com as espécies de macroalgas disponíveis para colonização. Dessa forma, propomos que macroalgas que apresentem complexidade estrutural maior apresentam maiores índices de riqueza e abundância de espécies de invertebrados marinhos associados. Baseado nestas diferenças na arquitetura de macroalgas, este trabalho tem por

objetivo, numa pequena escala de observação, avaliar se existe relação positiva entre a complexidade estrutural das algas e a riqueza e abundância da fauna de invertebrados associados.

## **Material e Métodos**

### *Área de estudo*

A coleta das algas foi realizada em uma área abrigada de costão rochoso da Praia da Armação, sul da Ilha de Santa Catarina, na região de médio litoral inferior (27°44'52"S e 48°29'77"W).

### *Coleta dos dados*

Tufos de macroalgas pertencentes aos gêneros *Ulva* (Chlorophyta), *Sargassum* (Phaeophyta) e *Pterocladia* (Rhodophyta) foram coletados em porções submersas do costão rochoso no dia 23/10/2010 no período da manhã (salinidade: 37,5 ppm; oxigênio dissolvido: 6,85 mg/L; temperatura da água: 19,8°C; maré baixa), raspando-se o substrato de fixação das algas com auxílio de espátulas de metal. Para cada espécie de alga foram coletadas três amostras, sendo que cada uma delas foi acondicionada separadamente em sacos plásticos com água do próprio local de coleta. As amostras foram triadas separadamente em bandejas plásticas, onde pequena quantidade de formol (cerca de 3 gotas/litro) foi adicionada à água, agitando-se cada tufo/ramo sucessivas vezes com o intuito de forçar os invertebrados associados a abandonarem as algas. Estes invertebrados foram então separados em placas de petri e triados com auxílio de lupas.

Para aferir o volume total de cada amostra de alga retirou-se o máximo de água destas, secando-as com toalhas de papel e em seguida mergulhando-as um Becker contendo um volume conhecido de água, seguindo o modelo adaptado proposto por Montouchet (1979). A diferença entre o volume inicial de água e o volume final foi considerada como o valor de volume da amostra.

Com relação à complexidade estrutural em microescala das macroalgas aqui analisadas, convencionou-se adotar um gradiente de classificação com base no padrão de ramificação por unidade de área, o qual vai de 1 a 3, correspondendo a *Ulva* sp., *Sargassum* sp., e *Pterocladia* sp., respectivamente (Figura 1).

Para a análise de variância entre as espécies de algas os valores de riqueza taxonômica e da abundância de invertebrados associados ao fital foram relativizados em função do volume de cada amostra de

macroalga estudada, e por convenção serão aqui denominadas de rRiqueza e rAbundância. Assim, a rRiqueza corresponde ao número de táxons de invertebrados por mililitros de alga (taxa/mL) e a rAbundância corresponde ao número de indivíduos por volume de água deslocado pela amostra (ind/mL).

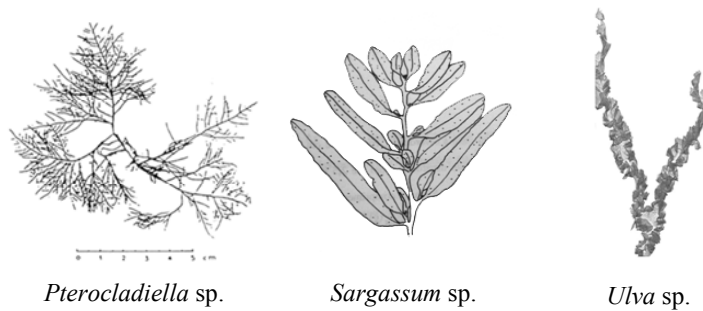


Figura 1: Arquitetura estrutural dos gêneros de macroalgas *Pterocladia* sp., *Sargassum* sp. e *Ulva* sp.

#### Análise dos dados

Para analisar a variância entre as médias de riqueza e abundância da fauna de fital entre as espécies de algas foi realizado ANOVA unifatorial com Post-Hoc de Newman-Keuls. A mesma ferramenta estatística foi utilizada para registrar as diferenças entre as médias de abundância da fauna de fital em cada espécie de macroalga estudada. Para tal utilizou-se o software STATISTICA 7.0.

Para avaliar como os valores médios de abundância das espécies da fauna de fital variam entre as espécies de macroalgas foi utilizado Análise de Correspondência (CA), com o uso do software CANOCO 4.5.

#### Resultados

No total foram encontrados 699 indivíduos representantes da fauna de fital. Destes 550 indivíduos são pertencentes à ordem Amphipoda, sendo este o grupo mais abundante. Dentre os representantes desta ordem, a família Caprellidae foi a mais abundante, com 299 indivíduos, ocorrendo apenas em *Sargassum* sp. e *Pterocladia* sp. A classe Polychaeta também esteve bem representada entre a fauna de fital, com 30 indivíduos associados à *Sargassum* sp. e

19 à *Pterocliadiella* sp.. Ainda, a classe Gastropoda esteve presente, perfazendo 75 indivíduos distribuídos entre os 3 gêneros de macroalgas aqui estudados (Tabela 1).

Tabela 1: Abundância da fauna de invertebrados associadas aos gêneros de macroalgas estudadas no costão sul da praia da Armação, Florianópolis, SC.

	<i>Ulva</i>	<i>Sargassum</i>	<i>Pterocliadiella</i>	Total
<b>ANNELIDA</b>				
<i>POLICHAETA</i>	0	30	19	49
<b>ARTHROPODA</b>				
<i>MALACOSTRACA</i>				
Amphipoda	8	118	125	251
<i>Caprellidae</i>	0	125	174	299
Isopoda	5	2	1	8
<i>COPEPODA</i>				
	0	2	0	2
<i>INSECTA</i>				
Chironomidae	0	0	1	1
<b>BRYOZOA</b>	0	1	0	1
<b>MOLLUSCA</b>				
<i>GASTROPODA</i>				
	8	18	49	75
<i>BIVALVIA</i>				
	1	1	5	7
<b>NEMATODA</b>	0	2	2	4
<b>NEMERTEA</b>	0	0	2	2
<b>Total</b>	<b>22</b>	<b>299</b>	<b>378</b>	<b>699</b>

Em termos de estrutura da comunidade da fauna de fital, as algas dos gêneros *Pterocliadiella* e *Sargassum* foram as que sustentaram as maiores abundâncias e riqueza de táxons associados, sendo a primeira a macroalga que sustentou maior riqueza e abundância, com média de 0,9 ( $\pm 0,47$ ) e 11,53 ( $\pm 6,07$ ) indivíduos por mL, respectivamente, correspondendo assim ao gradiente de complexidade estrutural aqui estipulado (Figura 3).

Avaliando a abundância relativa dos táxons em cada uma das espécies de macroalgas separadamente evidenciou-se uma maior abundância de *Caprellidae* e outros *Amphipoda* para *Sargassum* sp.;

média de 1,34 ( $\pm 0,75$ ) ind./mL e de 1,29 ( $\pm 0,87$ ) ind./mL, respectivamente; bem como para *Pterocladia* sp. ( $4,61 \pm 2,48$  ind./mL e  $4,12 \pm 2,6$  ind./mL, respectivamente). Já para *Ulva* sp., as abundâncias de Amphipoda e de Gastropoda foram significativamente maiores que os demais táxons ( $0,1 \pm 0,09$  ind./mL e  $0,1 \pm 0,02$  ind./mL, respectivamente) (Figura 4).

De acordo com a CA, a porcentagem de variância acumulada foi de 100% nos dois primeiros eixos, sendo que o gênero *Ulva*, por ter um menor número de espécies associadas e de indivíduos por espécie explicou melhor a variância dos dados no primeiro eixo (Figura 5).

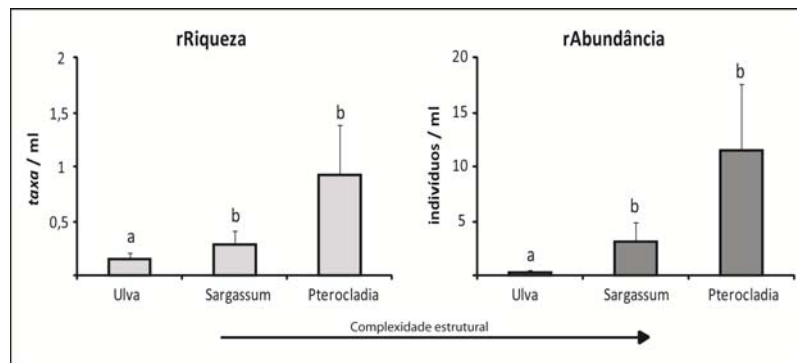


Figura 2: Riqueza (rRiqueza) e abundância (rAbundância) relativas de táxons de invertebrados associados aos gêneros de macroalgas em um gradiente de complexidade estrutural. As letras indicam grupos homogêneos ( $p < 0,05$ ).

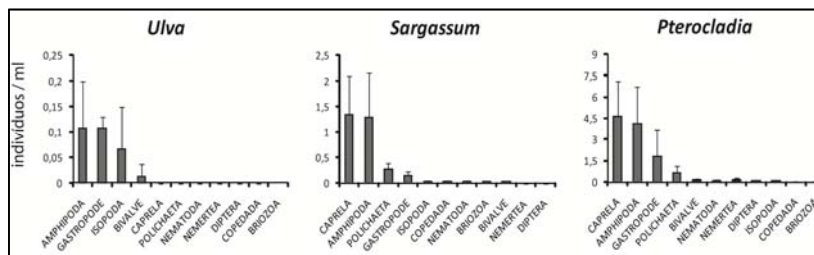


Figura 3: Abundância relativa de táxons de invertebrados associados em cada um dos gêneros de macroalgas em um gradiente de complexidade estrutural.

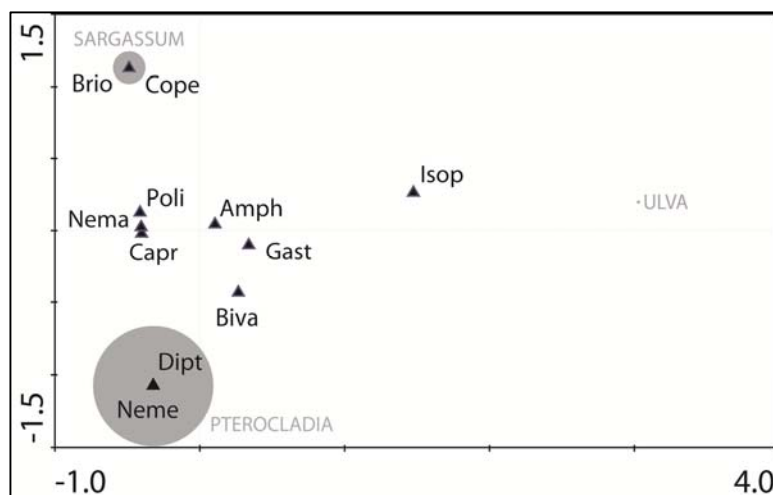


Figura 4: Diagrama de ordenação canônica das abundâncias relativas de táxons de invertebrados associados aos gêneros de macroalgas estudadas no costão sul da praia da Armação, Florianópolis, SC (Eixo 1 - 71,8%; Eixo 2 - 28,2%). Legenda:  $\Delta$  - táxons de invertebrados associados ao fital;  $\circ$  - gêneros de macroalgas. O tamanho dos círculos é proporcional à abundância de táxons nas amostras. Acrônimos: Neme = Nemertea; Nema = Nematoda; Dipt = Diptera; Amph = Amphipoda; Gast = Gastropoda; Biva = Bivalviae; Capr = Caprellidae; Poli = Polychaeta; Isop = Isopoda; Cope = Copepoda; Brio = Bryozoa.

## Discussão

Os resultados encontrados demonstram haver relação positiva entre a complexidade estrutural das macroalgas marinhas com a riqueza e abundância da fauna de invertebrados associados. Entre as macroalgas estudadas a riqueza e abundância de invertebrados encontrados foram maiores em *Pterocliadiella* sp. e *Sargassum* sp., em comparação com *Ulva* sp., já que a complexidade estrutural em micro-escala destes gêneros tende a oferecer uma maior superfície para colonização (Dubiascki-Silva & Masunari 1995). Embora ainda pouco esclarecido (Lacerda *et al.* 2009), é amplamente discutido na literatura que diferentes arquiteturas das macroalgas, incluindo suas ramificações, a base das frondes e a superfície de filídeos (entre outros fatores), abrigam composições de invertebrados marinhos quali e quantitativamente diferenciadas (Tararam 1977; Curvelo e Corbisier 2000).

A diferença na abundância de invertebrados associados às algas do gênero *Ulva* pode ser explicada, entre outros fatores, por seu



morfotipo foliáceo, com relativamente pouco espaço disponível para a colonização, conforme observado por Dubiaski-Silva e Masunari (1995).

A ordem Amphipoda, que abrange animais bem adaptados a viver associados às algas (Tararam 1977), foi a ordem com maior abundância nas três macroalgas. De acordo com Dubiaski-Silva e Masunari (1995) a ramificação fina de certas algas, como a *Pterocliadiella* sp., é propícia para a colonização de juvenis de espécies de Amphipoda, especialmente da família Caprellidae, corroborando com a maior abundância encontrada nessas algas. Além da ramificação, a adsorção é outro fator diretamente relacionado à abundância de Amphipoda, embora isso não seja observado em algas de talo foliáceo, como a *Ulva* (Dubiaski-Silva e Masunari).

Pelo acima exposto foi observada uma relação entre o gradiente de complexidade estrutural das macroalgas estudadas e o aumento da riqueza e abundância dos invertebrados associados, confirmando a hipótese proposta.

### **Agradecimentos**

Gostaríamos de agradecer em especial à Manoela Bernardes Batista pelo auxílio na coleta e identificação das macroalgas, a Guilherme Ortigara Longo e Mariana Mitsue Teshima ao apoio dado na identificação dos invertebrados e na análise dos dados. Aos professores Sergio Floeter e Malva Isabel Medina Hernández pelas contribuições na análise de dados e discussão deste trabalho. Aos demais colegas e professores do mestrado do PPGE/UFSC pela ajuda prestada no desenvolvimento do presente artigo. Ainda, nossos sinceros agradecimentos à direção do Parque Municipal da Lagoa do Peri e a todos seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante nossa pesquisa.

### **Referências**

- BAZZAZ, F. A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology* 56:485-488.
- CHEMELO, R. & MILAZZO, M. 2002. Effect on algal architecture on associated fauna: some evidence from fitalmolluscus. *Marine Biology* 140:981-990.

- CURVÊLO, R. R.; CORBSIER, T. N. 2000. The meiofauna associated with *Sargassum cymosum* at Lázaro Beach, Ubatuba, São Paulo. *Revista Brasileira Oceanografia* 48(2):119-130.
- DUBIASKI-SILVA, J. & MASUNARI, S. 1995. Ecologia populacional dos Amphipoda (Crustacea) dos fitais de Caiobá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia* 12(2):373-396.
- LACERDA, M. B.; DUBIASKI-SILVA, J. & MASUNARI, S. 2009. Malacofauna de três fitais da Praia de Caiobá, Matinhos, Paraná. *Acta Biologica Paranaense* 38(1-2):59-74.
- MASUNARI, S. & FORNERIS, L. 1981. O ecossistema fital - uma revisão. In: **Seminários de Biologia Marinha**, Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, 149-172.
- MONTOUCHET, P. C. 1979. Sur la communauté des animaux vagile associés a *Sargassum cymosum* C. Agardh a Ubatuba, État de São Paulo, Brasil. *Studies of Neotropical Fauna Environment* 14:33-64.
- PARKER, J. D.; DUFFY, E. & ORTH, R. J. 2001. Plant species diversity and composition: experimental effects on marine epifaunal assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 224:55-67.
- TARARAM, A. S. & WAKABARA, Y. 1981. The mobile fauna – especially Gammaridea – of *Sargassum cymosum*. *Marine Ecology Progress Series* 5:157-163.
- TARARAM, A. S. 1977. **A fauna vágil de *Sargassum cymosum* C. Argardh, 1820 da Praia do Lamberto e Praia Grande, Ubatuba, São Paulo, com especial referência aos Gammaridea (Crustacea – Amphipoda)**. Dissertação em Oceanografia, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 76p.

## **Avaliação da performance fotossintética de duas espécies de algas pardas (Phaeophyceae) sob condições de estresse hídrico**

*Costa, L. A. R.; Aued, A. W.; Cereto, E. C.; Doria, J.; Menezes, B. S.; Neto, C. D.*

*Orientadores: Arantes, N. P. & Horta, P. A.*

### **Introdução**

Os costões rochosos são considerados um dos mais importantes ecossistemas nos ambientes subtropicais e temperados, pois abrigam um grande número de espécies de grande importância ecológica e econômica. Segundo Pereira (1996) a costa rochosa, por apresentar um substrato adequado para a fixação dos seres vivos e de possuir uma radiação solar intensa, oferece condições especiais para a reprodução e desenvolvimento dos seus habitantes.

No costão rochoso podem distinguir-se três zonas principais: patamar supralitoral, que vai do limite máximo maré até ao limite alcançado pela água evaporada e pelo spray salino; patamar mesolitoral, situada entre os limites máximo e mínimo das marés ou outras variações aperiódicas (como nos mares Báltico e Mediterrâneo); e patamar infralitoral, que se estende desde o limite mínimo da zona mesolitoral até ao limite inferior de penetração luminosa eficaz para a realização da fotossíntese das algas e a consequente a presença das mesmas (Lünning, 1990; Pereira, 1996).

Ao longo destas três zonas alguns organismos são mais resistentes à falta de água e à exposição ao sol (ressecamento), e outros são menos tolerantes a esses fatores. Portanto, a ocupação vertical ao longo do costão rochoso segue a regra dos mais resistentes na parte superior aos gradativamente menos resistentes a estes fatores, na parte inferior. Esta zonation é afetada por fatores físicos, como os níveis de maré, alterando o tempo de submersão, promovendo a exposição à luz que promove aumento de temperatura e dessecação do organismo. A ação das ondas influencia na resistência à tração, quanto ao alcance vertical do organismo devido a respingos de ondas. Quando submerso, a turbidez afeta a quantidade de luz que o organismo recebe (USP 2007).

A dessecação acarreta diversos efeitos nas células vegetais. Por exemplo, a desidratação nestas células causa o declínio da disponibilidade de CO<sub>2</sub> para a fotossíntese, causando um desequilíbrio no processo fotossintético da planta (Bota *et al.*, 2004; Flexas *et al.*, 2006).

Para avaliar o impacto deste estresse hídrico na planta, através da performance fotossintética, pode-se medir a fluorescência variável da clorofila a. Para a obtenção desta medida, recentemente tem sido difundida a utilização de um equipamento chamado fluorímetro de pulso de amplitude modulada (PAM fluorometer). É cada vez mais freqüente a aplicação dos “métodos de pulso de saturação” em estudos sobre a fisiologia de organismos fotossintetizantes (Oxborough & Baker, 1997; Schreiber *et al.*, 2002; Küster & Altenburger, 2007; Tukaj *et al.*, 2007). Tais métodos permitem a determinação de diversos parâmetros de fluorescência da clorofila a, de forma rápida e não invasiva, os quais podem ser usados com sucesso para detectar alterações metabólicas em diversas espécies (Baker & Rosenqvist, 2004).

Considerando que o processo evolutivo levou à seleção de espécies com diferentes ótimos ecofisiológicos relacionados à dessecação, o presente estudo apresenta uma análise da resposta fisiológica de duas espécies de algas pardas, adaptadas a condições opostas e extremas em relação ao referido fator, avaliada a partir da análise da fluorimetria da clorofila a.

## **Material e Métodos**

### *Área de Estudo*

O local estudado foi uma porção do molhe construído entre as praias da Armação e Matadeiro na parte sul da Ilha de Florianópolis, SC.

### *Coleta de Dados*

O presente estudo foi conduzido com duas espécies de algas da classe Phaeophyceae (algas pardas): *Sargassum sp.* e *Petalonia fascia* (O.F. Müller) Kuntze. Observa-se que *Sargassum sp.* ocupa uma posição entre o limite inferior da zona mesolitorânea e a zona infralitorânea, enquanto *Petalonia* coloniza a franja superior da zona mesolitorânea.

Foram coletados 24 indivíduos de cada espécie, os quais foram levados ao laboratório para a realização do experimento para medir a fluorescência das duas espécies de algas. Destes 24 indivíduos, 12 foram mantidos em uma bandeja com água do local de coleta e 12 foram expostos ao ar à temperatura ambiente (22° C, +/- 2° C) para a dessecação. Ao longo de 3 horas mediu-se a atividade fotossintética de

três indivíduos de cada tratamento, observando-se um intervalo de uma hora entre cada medida.

Para avaliar a atividade fotossintética das plantas utilizou-se o Diving-PAM. O referido fluorômetro é equipado com um sensor que capta a fluorescência da clorofila a e uma lâmpada que emite um forte pulso de luz que, ocasiona o bloqueio do Fotossistema II. No momento do pulso de luz ocorre a total saturação dos transportadores de elétrons do FSII ocasionando o seu bloqueio e, conseqüentemente, impedindo a ocorrência do processo fotoquímico e induzindo a máxima fluorescência da clorofila a (Schreiber, 2002). Para caracterizar a atividade fotossintética foi utilizado como descritor a curva de luz, onde se apresenta a taxa de transporte de elétrons e irradiâncias que variaram de 0 a 144  $\mu\text{mol de fotos} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ .

## Resultados e Discussão

A análise dos dados obtidos no presente estudo sugerem que as duas espécies de algas estudadas apresentam comportamentos distintos em relação à eficiência fotossintética, quando expostas a diferentes condições de dessecação. O fato destas algas ocuparem zonas distintas do costão rochoso representa resultado de processo evolutivo responsável pelas diferenças ecofisiológicas acima expostas.

Levinton (2001) aponta que entre os vários fatores abióticos que atuam sobre os costões rochosos, podem ser considerados mais importantes para a zonação dos organismos aqueles relacionados com a hidrodinâmica, irradiância, temperatura e dessecação. Alguns autores expõem que nas zonas superiores, fatores abióticos como salinidade, temperatura e dessecação são determinantes na distribuição da comunidade de algas, enquanto fatores bióticos como predação, herbivoria e competição atuam mais intensamente nas zonas inferiores, onde os fatores abióticos são mais estáveis (Zaveneld, 1969; Nybakken, 1997; Almeida, 2008)

Para *Petalonia fascia*, observou-se que os indivíduos submetidos ao tratamento exposto (fig. 1) apresentaram uma redução na eficiência fotossintética, comparando-se às submersas (fig. 2). Tal resposta pode estar relacionada ao fato de, em ambiente natural, a espécie, mesmo quando exposta, receber “respingos” esporádicos de água, promovendo um aumento na atividade fotossintética como observado em estudos anteriores com *Porphyrya* sp. (Lipkin et al. 1993). Este resultado demonstra a capacidade de *Petalonia* em aumentar a

eficiência fotossintética quando submersa, após ser retirada de seu ambiente natural. Observou-se que a diferença entre os dois tratamentos no tempo 3 horas (PAR=144) foi significativa (fig. 3).

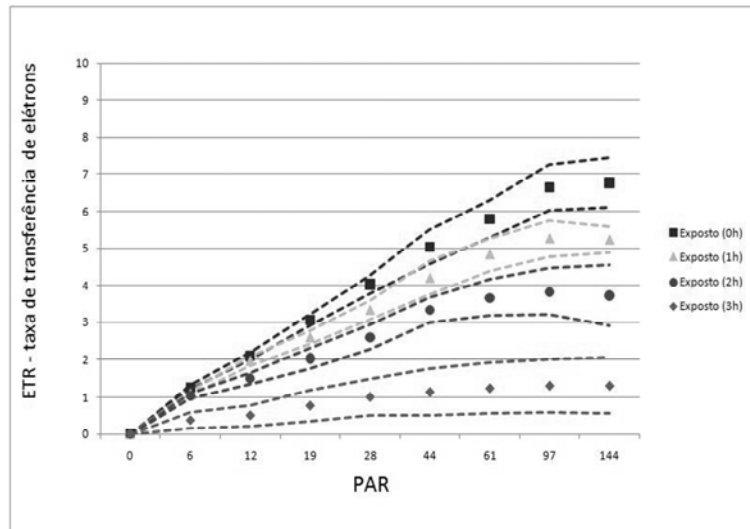


Figura 1: Curvas de atividade fotossintética em diferentes intensidades de radiação no quarto momento de medição para o tratamento exposto em *Petalonia* sp. A linha tracejada representa o erro padrão.

Em *Sargassum* sp. não pode-se observar uma diferença significativa entre os tratamentos (fig. 4). No entanto, na primeira hora quando submetida ao tratamento exposto, a eficiência fotossintética aumentou, com posterior redução ao longo do experimento (fig. 5). Este aumento inicial pode estar relacionado a algum tipo de reação de compensação da planta quando retirada da água. Tal resultado pode ser em decorrência desta ser uma espécie característica da zona infralitorânea. Quando submersa, a espécie apresentou um comportamento semelhante, entretanto, com respostas em menor intensidade (fig. 6).

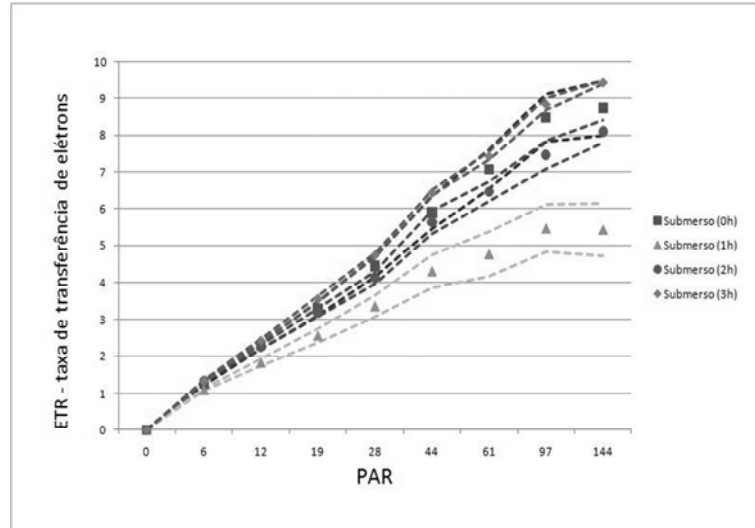


Figura 2: Curvas de atividade fotossintética em diferentes intensidades de radiação no quarto momento de medição para o tratamento submerso em *Petalonia* sp. A linha tracejada representa o erro padrão.

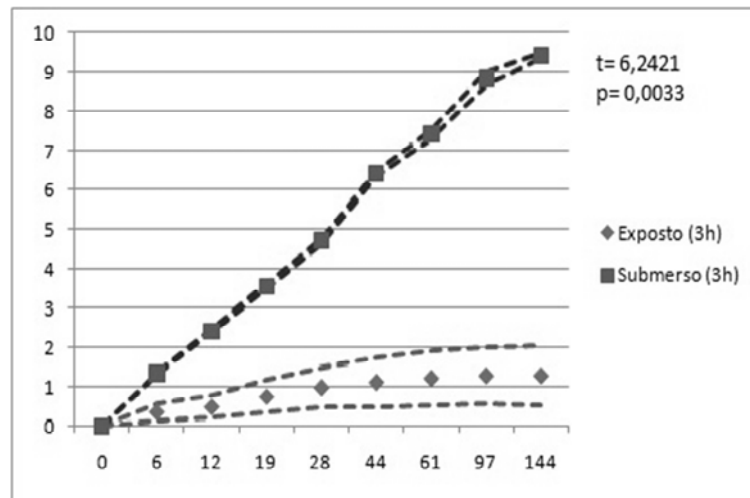


Figura 3: Curvas de atividade fotossintética em diferentes intensidades de radiação no quarto momento de medição em *Petalonia* sp. A linha tracejada representa o erro padrão. Teste t foi realizado com os valores da radiação máxima (144).

Segundo Liu (2009) seria esperado que algas que ocupam zonas superiores dos costões possuísem maior tolerância a dessecação e, conseqüentemente, apresentassem maior capacidade de reter água quando expostas. Entretanto, Dorgelo (1976), comparando seis espécies de Phaeophyceae, observou que algumas espécies características de supralitoral perderam água mais rapidamente que aquelas ocupando zonas inferiores, ocasionando numa redução em sua eficiência fotossintética. Desta forma espera-se que uma espécie característica da zona infralitorânea, como *Sargassum* sp., com maior capacidade de retenção de água, apresentasse uma resposta mais lenta a redução de eficiência fotossintética. Tal fato pode explicar o motivo pelo qual esta espécie não apresentou diferença significativa entre os tratamentos, uma vez que o período foi curto. Estudos futuros devem avaliar períodos mais longos e a eventual capacidades de recuperação destas espécies, para complementar-se os resultados da presente proposta.

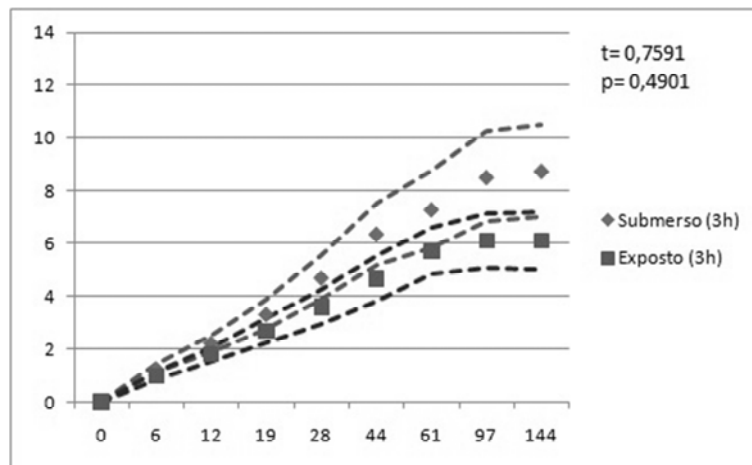


Figura 4: Curvas de atividade fotossintética em diferentes intensidades de radiação no quarto momento de medição em *Sargassum* sp. A linha tracejada representa o erro padrão. Teste t foi realizado com os valores da radiação máxima (144).



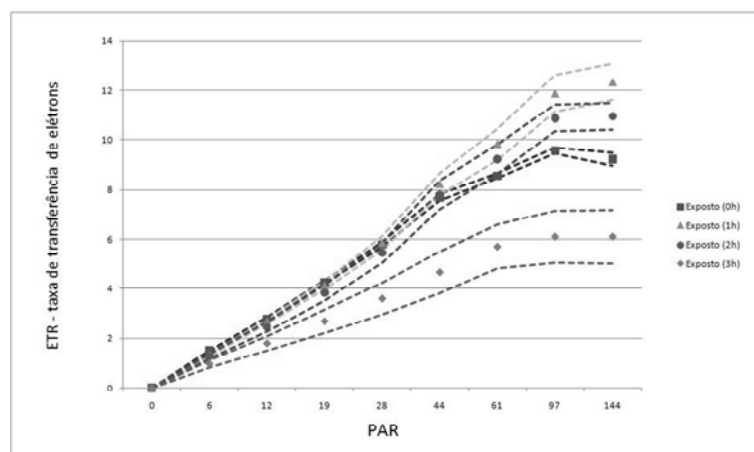


Figura 5: Curvas de atividade fotossintética em diferentes intensidades de radiação no quarto momento de medição para o tratamento exposto em *Sargassum* sp. A linha tracejada representa o erro padrão.

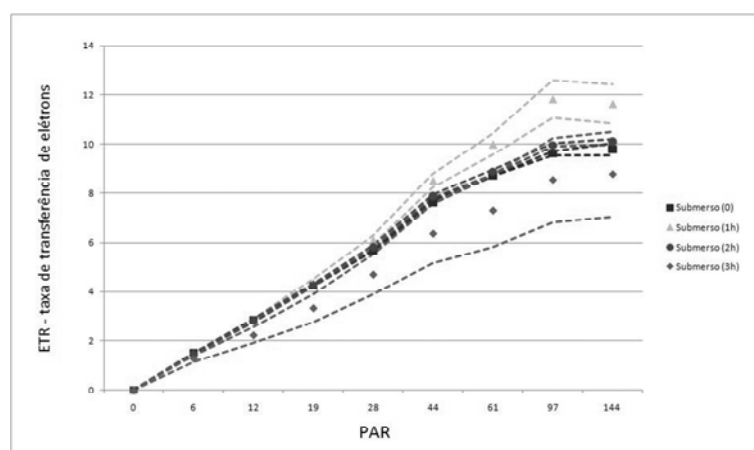


Figura 6: Curvas de atividade fotossintética em diferentes intensidades de radiação no quarto momento de medição para o tratamento submerso em *Sargassum* sp. A linha tracejada representa o erro padrão.

Não foi possível analisar efeitos fotoinibitórios devido à curva do aparelho estar calibrada para pulsos de intensidade luminosa baixa, os quais não foram suficientes para induzir a fotoinibição nas espécies estudadas. Sendo o PAM um equipamento que só recentemente vem sendo utilizado em estudos desse tipo, ainda não é conhecida qual curva

de emissão de pulsos é adequada para cada espécie de alga. Sugerimos que estudos futuros façam testes com curvas que possam induzir a fotoinibição para avaliar a resposta de cada espécie frente a radiações maiores.

Davison & Pearson (1996) defendem que a capacidade de tolerar a dessecação é um fator determinante do padrão de zonação de cada espécie nos costões rochosos. Os mesmos autores colocam que existe uma correlação positiva entre a tolerância à dessecação de macroalgas, frente aos diferentes níveis de estresse ambiental durante as marés baixas. Entretanto, os mecanismos que determinam essa tolerância ainda não são bem compreendidos.

## Referências

- ALMEIDA, V. F. 2008. A importância dos costões rochosos nos ecossistemas costeiros. *Cadernos de Ecologia Aquática* 3(2):19-32
- BAKER, N. R. & ROSENQVIST, E. 2004. Applications of chlorophyll fluorescence can improve crop production strategies: an examination of future possibilities. *Journal of Experimental Botany* 55:1607-1621.
- BOTA, J.; MEDRANO, H. & FLEXAS, J. 2004. Is photosynthesis limited by decreased Rubisco activity and RuBP content under progressive water stress? *New Phytologist* 162(3):671-681.
- DAVISON, I. & PEARSON, G. 1996. Stress tolerance in intertidal seaweeds. *Journal of Phycology*, 32:197-211.
- DORGELO, J. 1976. Intertidal fucoid zonation and desiccation. *Aquatic Ecology* 10:115-122.
- FLEXAS, J. ET AL. 2006. Keeping a positive carbon balance under adverse conditions: responses of photosynthesis and respiration to water stress. *Physiologia Plantarum* 127(3):343-352.
- KUSTER, A. & ALTENBURGER, R. 2007. Development and validation of a new fluorescence-based bioassay for aquatic macrophyte species. *Chemosphere* 67(1):194-201.
- LANARI, M. & COPERTINO, M. 2007. Variabilidade Sazonal da Estrutura da Comunidade de Macroalgas no Infralitoral da Ilha do Arvoredo, REBIOMAR do Arvoredo, SC. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**. Caxambu, MG, Brasil.
- LEVINTON, J. S. 2001. **Marine biology - function, biodiversity and ecology**. Oxford, University Press Inc. 420p.
- LÜNNING, K. 1990. Seaweeds. **Their environment, biogeography and ecophysiology**. New York, Wiley Interscience. 527p.
- NYBAKKEN, J. W. 1997. **Marine Biology: an ecological approach**. Califórnia, Addison Wesley Longman. 4<sup>th</sup> ed. 481p.

- OXBOROUGH, K. & BAKER, N. R. 1997. Resolving chlorophyll a fluorescence images of photosynthetic efficiency into photochemical and non-photochemical components – calculation of  $qP$  and  $F_v'/F_m'$  without measuring  $F_o'$ . *Photosynthesis Research* 54:135–142
- PEREIRA, L.C.R.T. 1996. **Ecologia das Macroalgas Marinhas: Estudo Ecológico duma População de *Gigartina teedii* da Baía de Buarcos**. Coimbra: FCTUC. 99p.
- SCHREIBER, U.; MULLER, J. F.; HAUGGL, A. & GADERMANN, R. 2002. New type of dual-channel PAM chlorophyll fluorometer for highly sensitive water toxicity biotests. *Photosynthesis Research* 74:317–330.
- TUKAJ, Z.; BAŚCIK-REMISIEWICZ, A.; SKOWROŃSKI, T. & TUKAJ, C. 2007. Cadmium effect on the growth, photosynthesis, ultrastructure and phytochelatin content of green microalga *Scenedesmus armatus*: A study at low and elevated CO<sub>2</sub> concentration. *Environmental and Experimental Botany*. *Environmental and Experimental Botany*. 60(3):291-299.
- UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. 2007. **Relatório do Trabalho de Campo Ubatuba**. Instituto Oceanográfico. 21p.
- ZANEVELD, J.S. 1969. Factors controlling the delimitation of littoral benthic marine algal zonation. *Amer. Zool.* 9(2):367-391.



*Ecosistemas Acuáticos*



## **Distribuição espacial de uma assembléia de anuros da Lagoa do Peri, Florianópolis/SC**

*Martins, I. M.; Anderson, A. B.; Campos, R. C.; Rovai, A. S.; Tonetta, D.; Schmidt, G.*

Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

### **Introdução**

Os anfíbios são, de modo geral, animais extremamente dependentes da água para reprodução, divididos em três ordens: Anura (sapos, rãs e pererecas), Gymnophiona (cecílias) e Urodela (salamandras). No Brasil são conhecidas 875 espécies de anfíbios (SBH, 2010b), correspondendo a 13% da diversidade mundial (Frost, 2010; Uetz & Hallerman, 2010). Em Santa Catarina, Gonsales (2008) registrou uma riqueza em torno de 144 espécies de anuros, correspondendo a 60% das famílias, 37% dos gêneros e 17% das espécies conhecidas no Brasil.

A representativa de espécies pertencentes a mais da metade das famílias de anuros brasileiros em Santa Catarina pode estar associado desde a diversidade de habitats até a separação espacial e temporal das comunidades (Gonsales 2008). Dentre os principais ambientes utilizados pelos anfíbios para reprodução, encontram-se poças permanentes, poças temporárias, riachos permanentes e riachos temporários (Cardoso 1986), sendo as bromélias enquadradas em ambientes temporários, disponíveis para algumas espécies.

Ambientes heterogêneos tendem a sustentar um maior número de espécies, por possuírem maior variedade de microhabitats e microclimas (Ricklefs e Schluter, 1993), no entanto, estudos são necessários para verificar essa relação. Deste modo, o objetivo do presente estudo foi determinar a riqueza, a composição de espécies e a separação espacial de espécies de anuros na Lagoa do Peri, Florianópolis/SC.

### **Material e Métodos**

O estudo foi realizado na margem nordeste da Lagoa do Peri, em uma área de 2,68 hectares próximas a sede do Parque Municipal da Lagoa do Peri. As buscas foram realizadas por seis pessoas no período noturno em trilhas próximas a cursos d'água, margem da lagoa e ao redor de poças d'água, compreendendo 3 horas de busca ativa.

A busca consistiu em vistoriar possíveis abrigos utilizados por espécies da anurofauna, como troncos caídos, embaixo de pedras, dentro de bromélias, na serapilheira, e outros possíveis microhabitats. Para cada indivíduo observado foram registrados os seguintes dados: espécie, horário de encontro, substrato de encontro, e distância ou altura do corpo d'água mais próximo. Sendo que o substrato foi classificado como solo, vegetação e bromélia.

A busca e a coleta se deu somente por indivíduos que estivessem vocalizando. Eles foram coletados manualmente e acondicionados em sacos plásticos para posterior identificação e registros de biometria (comprimento rostro-uróstilo) em laboratório.

#### *Análise de dados*

A curva de acumulação de espécies e a riqueza estimada foi feita utilizando como uma amostra cada 20 minutos de esforço. A riqueza estimada foi feita mediante o estimador Jackknife 1, que utiliza o número de espécies que ocorrem em apenas uma amostra (“uniques”). As curvas de acumulação de espécies foram obtidas através de 100 aleatorizações, tendo por base o número de amostras, utilizando o Programa EstimateS versão 8 (Colwell, 2006).

Para evidenciar a separação espacial das espécies de anuros encontrados foi realizada uma análise de correspondência (CA), considerando substrato como variável. A CA foi feita no programa MVSP 3.1.

### **Resultados**

Foram registrados 32 indivíduos de 8 espécies de anuros (tabela 1). As espécies mais abundantes foram *Scinax alter* (34%) e *Dendropsophus microps* (34%). O tamanho médio das espécies variou de 1,4 a 5,2 cm.

Espécies da família Hylidae foram encontradas somente na vegetação, enquanto que as espécies da família Bufonidae, Leptodactylidae e Leiupenidae foram observadas no solo (tabela 1). Já a espécie *Flectonotus cf. fissilis*, única representante da família Amphignathodontidae, foi encontrada somente em bromélias.

A curva de acumulação de espécies observada correspondeu a 8 espécies, e a estimada, considerando-se as espécies da região é de 12,5 espécies (figura 1).



Tabela 1: Composição, abundância (N), tamanho médio ( $\pm$  desvio padrão), proporção de indivíduos encontrados por substrato e altura/distância do corpo d'água. \* indivíduo não coletado. (Na tabela: Veg. = Vegetação; Bro. = Bromélia).

Família/Espécie	N	Tamanho médio (cm)	Substrato (%)			Altura média (cm)
			Solo	Veg.	Bro.	
Hylidae						
<i>Scinax alter</i>	11	2,48 $\pm$ 0,10		100		46,69
<i>Dendropsophus microps</i>	11	2,30 $\pm$ 0,12		100		42,86
Amphignathodontidae						
<i>Flectonotus cf. fissilis</i>	3	1,40 $\pm$ 0,10			100	80,00
Bufonidae						
<i>Rhinella abei</i>	1	5,20		100		0,00
Leptodactylidae						
<i>Leptodactyllus cf. gracilis</i>	1	1,40		100		10,00
<i>Leptodactyllus ocellatus</i>	1	*		100		0,00
Leiupenidae						
<i>Physalaemus nanus</i>	3	1,93 $\pm$ 0,40		100		0,00
<i>Physalaemus cuvieri</i>	1	2,70		100		0,00

Ambas as curvas não atingiram assíntota, indicando que com maior esforço amostral, mais espécies seriam registradas.

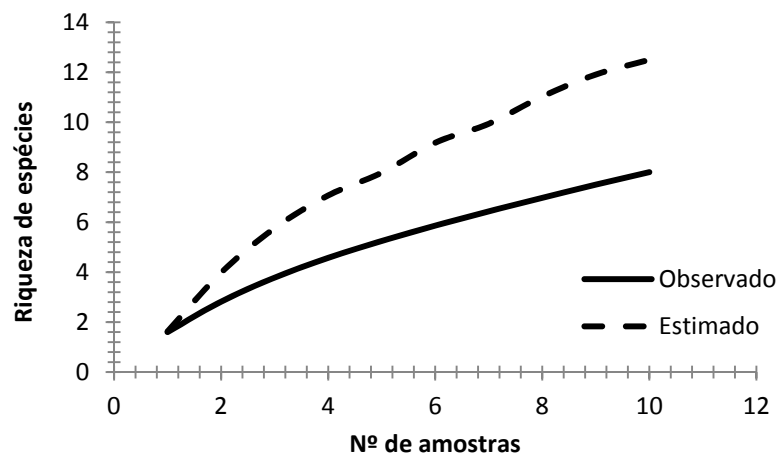


Figura 1: Curva de acumulação de espécies observada e estimativa de espécies para a região.

Em uma análise de correspondência relacionando o tipo de substrato com as espécies de anuros, foi possível verificar que as espécies *P. nanus* e *F. cf. fissilis* são estritamente dependentes do

substrato (solo e bromélia, respectivamente) conforme figura 2. Já os indivíduos de *D. microps* e *S. alter* foram registrados sempre na vegetação, em geral representada por *Scirpus californicus* (Peri).

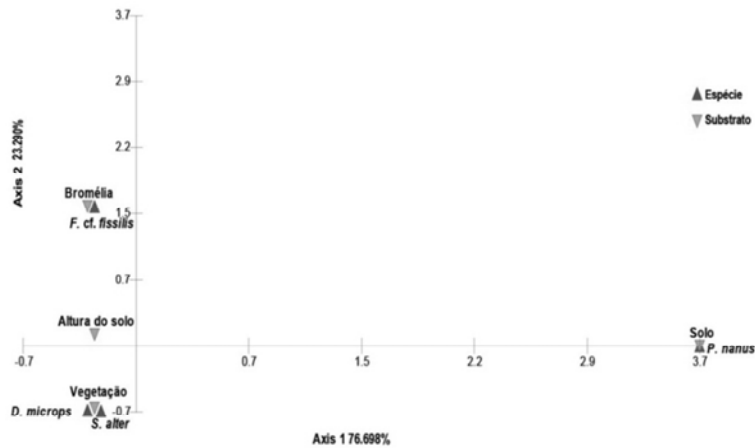


Figura 2: Análise de correspondência relacionando o tipo de substrato com as espécies de anuros.

## Discussão

A abundância de bromélias no interior da floresta favorece o desenvolvimento de anfíbios anuros que vivem quase que exclusivamente nos estratos acima do solo (Pombal-Jr & Gordo, 2004). Estes microhabitats são importantes locais que ajudam na manutenção da anfíbiofauna das Florestas de Planície Quaternária e, constituem-se em locais de extrema importância para nidificação, abrigo e área de forrageio para grande parte do grupo.

O encontro de *F. cf. fissilis* em bromélias demonstra a importância de mais estudos da anurofauna da Lagoa do Peri, já que esta espécie é dependente desse microhabitat para reprodução e abrigo.

Forti (2009) mostrou que o período de reprodução da maioria das espécies encontradas na floresta Atlântica, ocorre entre os meses de outubro e fevereiro, por isso uma maior captura de indivíduos nesse início de período reprodutivo era esperada, no entanto, há de se considerar o fato de nossa coleta ter sido realizada em noite de lua cheia, que faz com que as espécies não se exponham devido a presença de luminosidade, que as torna mais susceptíveis aos predadores.

Outros fatores abióticos também influenciam na atividade dos anuros, como por exemplo vento, luminosidade, temperatura, umidade relativa do ar e chuva (Pombal-Jr 1997).

Não houve sobreposição de espécies quanto ao uso do substrato, sendo esse uso bem característico das famílias encontradas. As espécies da família Hylidae, em sua maioria são arborícolas, utilizando habitats acima do solo para a vocalização. Os membros das famílias Bufonidae, Leiuperidae e Leptodactylidae, estão restritos ao espelho d'água ou às margens da lagoa, vocalizando, portanto no solo (Forti 2009). Essa seleção de habitats por parte das espécies é uma característica dos anuros (Gascon 1991).

### **Agradecimentos**

Ao professor Selvino Neckel e a bióloga Erica Naomi Saito pelo apoio durante a realização deste trabalho, pelas sugestões e por compartilharem a rotina do curso; aos funcionários e administradores do Parque Municipal da Lagoa do Peri, pela recepção e viabilização da logística do trabalho de campo.

### **Referências**

- CARDOSO, J. 1986. **Utilização de recursos para reprodução em comunidade de anuros no sudeste do Brasil**. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil. 216p.
- COLWELL, R. K. 2006. **EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 8. Persistent URL <[purl.oclc.org/estimates](http://purl.oclc.org/estimates)>.
- DUELLEMAN, W. E. & TRUEB, L. 1994. **Biology of Amphibians**. Baltimore and London, The Johns Hopkins University Press, 670p.
- FORTI, L. R. 2009. Temporada reprodutiva, micro-habitat e turno de vocalização de anfíbios anuros em lagoa de Floresta Atlântica, no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências* 11(1):89-98.
- FROST, D. R. 2010. **Amphibian Species of the World: an Online Reference**. Version 5.4 (8 April, 2010). Base de Dados Eletrônica disponível em: <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia>. American Museum of Natural History, New York, USA. Acesso em 26 de outubro de 2010.
- GASCON, C. 1991. Population- and community-level analyses of species occurrences of central amazonian rainforest tadpoles. *Ecology* 72:1731-1746.
- GONSALES, E. M. L. 2008. **Diversidade e conservação de anfíbios anuros no Estado de Santa Catarina, sul do Brasil**. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 218p.

- GRANT, R. A.; CHADWICK, E. A.; HALLIDAY, T. 2009. The lunar cycle: a cue for amphibian reproductive phenology? *Animal Behaviour* 78:349–357.
- HADDAD, C. F. B. & SAWAYA, R. J. 2000. Reproductive modes of Atlantic Forest hylid Frogs: a general overview and the description of a new mode. *Biotropica* 32:862-871.
- HADDAD, C. F. B.; TOLEDO, L. F. & PRADO, C. P. A. 2008. **Anfíbios da Mata Atlântica: guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica**. São Paulo, Editora Neotropica. 243p.
- HEYER, W. R.; DONNELLY, M. A.; MCDIARMID, R. W.; HAYEK, L. A. C. & FOSTER, M. S. (Eds.). 1994. **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians**. Washington, Smithsonian Institution Press. 364p.
- HEYER, W. R.; RAND, A. S.; CRUZ, C. A. G.; PEIXOTO, O. L. & NELSON, C. E. 1990. Frogs of Boracéia. *Arquivos de Zoologia* 31:231-410.
- HUSTON, M. A. 1994. **Biological diversity – The coexistence of species on changing landscapes**. New York, Cambridge University Press. 19<sup>th</sup> ed. 681p.
- POMBAL-JR, J. P. 1997. Distribuição espacial e temporal de anuros (AMPHIBIA) em uma poça permanente na Serra Paranapiacaba, Sudeste do Brasil. *Ver. Brasil. Biol.* 57(4):583-594.
- POMBAL-JR, J. P. & GORDO, M. 2004. Anfíbios anuros da Juréia. In: MARQUES, O. A. V. & DULEBA, W. (Eds.) **Estação Ecológica Juréia-Itatins: Ambiente físico, flora e fauna**. Ribeirão Preto, Editora Holos. p.243-256.
- RICKLEFS, R. E. & SCHLUTER, D. 1993. **Species diversity in ecological communities. Historical and geographical perspectives**. Chicago & London, The University of Chicago Press. 414p.
- SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA (SBH). 2010. **Brazilian reptiles – List of species**. Disponível em: <http://www.sbherpetologia.org.br/>. Sociedade Brasileira de Herpetologia. Acesso em 26 de outubro de 2010.
- UETZ, P. & HALLERMAN, J. 2009. **Reptile database**. Disponível em: <http://www.reptile-database.org>. Acesso em 26 de outubro de 2010.

## **Variação na produtividade primária líquida da comunidade fitoplanctônica da lagoa do Peri através de um gradiente de disponibilidade de fósforo**

*Capel, K.C.C.; Dinslaken, D.; Galitzki, E.L.; Gianuca, A; Teive, L.F.; Rech, R.; Yoshida, E.T; Fontes, M.L.S.*

### **Introdução**

A produtividade primária de um sistema ecológico é um importante descritor da ecologia e fisiologia de comunidades vegetais (Ferreira 2007), sendo definida como a taxa em que a energia radiante é convertida em substâncias orgânicas pela atividade fotossintética dos organismos produtores (Odum e Barret 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 fluxos de energia (Ferreira 2007).

Em ecossistemas aquáticos, as algas respondem por grande parte da produção primária e representam um importante recurso na cadeia alimentar (Maske *et al.* 2010). Esta produção é influenciada, dentre outros fatores, pela predação em níveis superiores da cadeia trófica – controle “top-down” – e a baixa disponibilidade de recursos tais como luz e nutrientes – controle “bottom-up” (Begon *et al.* 2006).

Nos sistemas límnicos oligotróficos, a comunidade fitoplanctônica é dominada por cianobactérias, sendo a estrutura física do ambiente e a disponibilidade de nutrientes alguns dos principais fatores que influenciam na composição destas comunidades (Reynolds 1980; Ivanikov *et al.* 2005). As cianobactérias formadoras de heterocitos são capazes de fixar nitrogênio e não são influenciadas pela disponibilidade deste nutriente (Wood *et al.* 2010), além de ter uma alta afinidade com o fósforo (Ryan *et al.* 2003) embora, tradicionalmente, a disponibilidade desse nutriente seja considerada um dos principais fatores limitantes da produção primária nos ecossistemas de água doce (Ivanikov *et al.* 2005, Vrede *et al.* 2009).

Estudos na lagoa do Peri apontam baixas concentrações de nitrito, amônio e fósforo total dissolvido caracterizando o sistema como oligotrófico (Hennemann 2010, Martins *et al.*, 2010), associado a uma baixa produção primária líquida (Martins *et al.* 2010). A razão Nitrogênio:Fósforo encontrada em estudos anteriores para a Lagoa do

Peri é superior a 30:1, quase o dobro da proporção ideal N:P (razão de Redfield) para estes nutrientes, indicando o fósforo como sendo um nutriente limitante da produção primária neste local. Tal fato pode estar associado à constante oxigenação da coluna d'água, devido à ação dos ventos que mantêm o fósforo agregado ao sedimento e a reduzida introdução de fósforo por fontes alóctones à lagoa do Peri (Hennemann 2010).

A cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* foi registrada pela primeira vez na Lagoa do Peri em 1996, e sabe-se hoje que é a espécie predominante no local (Laudares-Silva, 1999; NEMAR, 1999; Matthiensen e Barbosa, 2003; Grellmann, 2006). O sucesso ecológico de *C. raciborskii* está relacionado principalmente a fatores como sua alta afinidade e alta capacidade de armazenamento de fósforo, capacidade de fixar nitrogênio atmosférico, resistência à herbivoria pelo zooplâncton e sobrevivência em condições levemente salinas (Padisák, 1997, Tucci e Sant'Anna, 2003).

Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo central avaliar o efeito do incremento de diferentes concentrações de fósforo na produtividade primária líquida da comunidade fitoplanctônica na lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

## **Materiais e Métodos**

### *Área de estudo*

O experimento foi realizado na porção leste da lagoa do Peri (27°43'72"S; 48°30'44"W).

### *Procedimento amostral*

Foram coletadas amostras de água superficial e transferidas para garrafas de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de 100 mL para a realização dos experimentos de incubação *in situ*. Dois tratamentos e um controle foram utilizados para avaliar o efeito de concentrações conhecidas de fosfato sobre a produção primária líquida e a respiração da comunidade planctônica. Os tratamentos foram feitos através da adição de concentrações de 1, 5, 10 e 50 µM de fósforo, na forma de fosfato de potássio (KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>). Depois de preparada a solução trabalho, parte desta solução foi transferida para duas garrafas claras e duas escuras de DBO e incubadas na superfície da água por aproximadamente seis horas, nos dias 31/09/2010 e 26/10/2010. Os experimentos contendo as concentrações mais baixas de 1 e 5 µM foram

realizados no dia 31 de setembro e os experimentos contendo as maiores concentrações (10 e 50  $\mu\text{M}$ ) no dia 26 de outubro. Como a atividade fitoplanctônica é muito dinâmica foram incubados um controle para cada dia da mesma maneira. Esta técnica “garrafa clara-e-escura” (Wetzel e Likens, 1991) é utilizada para medir o metabolismo da comunidade aquática.

A redução de oxigênio dissolvido (OD) na garrafa escura indica a soma da respiração dos produtores e consumidores na água ou respiração da comunidade planctônica (CR), já a mudança na concentração de oxigênio na garrafa clara reflete o resultado líquido entre o oxigênio consumido pela respiração do plâncton e o oxigênio produzido pela fotossíntese ou produção primária líquida (PPL) (Vollenweider, 1974). A concentração inicial e final do OD foi mensurada pelo método de Winkler (1888), sendo a taxa de produção primária estimada em  $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ . A conversão dos valores de oxigênio em carbono foi feita com coeficiente fotossintético de 1,2 e coeficiente respiratório de 1,0 (Brower *et al.* 1997).

Os valores de oxigênio dissolvido e temperatura da água foram medidos *in situ* por meio dos equipamentos portáteis Alfabik AT-150 e termômetro, respectivamente. Também foi medida a velocidade do vento através de um Anemômetro (Thermo anemometer – TAD 500). Adicionalmente, foi realizado um arrasto horizontal por três minutos com rede de malha 80  $\mu\text{m}$  a fim de concentrar uma amostra para determinar, em microscópio óptico, as microalgas > 80  $\mu\text{m}$  mais abundantes no momento do experimento.

Para identificar a relação entre o gradiente de fosfato e a PPL na Lagoa do Peri, foram calculadas as médias de produção primária líquida em cada concentração de fosfato e estes valores descontados da PPL média no controle.

#### *Análise estatística dos dados*

Foi realizada uma correlação entre PPL e fosfato e para avaliar a existência de diferenças significativas entre a PPL num gradiente de concentração de fosfato (1, 5, 10 e 50  $\mu\text{M}$ ) foi utilizada análise de variância (ANOVA unifatorial).

## Resultados

Os valores dos parâmetros medidos *in situ*, referentes ao oxigênio dissolvido, temperatura da água e velocidade do vento durante os períodos do experimento são apresentados na tabela 1.

Tabela 1: Parâmetros abióticos medidos *in situ* no dia 26 de outubro de 2010.

Parâmetro	Inicial	Final	Inicial	Final
	10h10min 30/09/2010	16h10min 30/09/2010	7h 30min 26/10/2010	14h 30min 26/10/2010
Luz no ar ( $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$ )	1892,2	339,3	-	-
Luz na água ( $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$ )	369,9	85,0	-	-
Oxigênio dissolvido (mg/L)	8,66	9,39	8,5	9
Temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ )	22,1	21,1	19	22
Velocidade do vento (m/s)	5,8	3,3	3,4	2,6

A maior produtividade primária líquida média ( $0,095 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) e o maior consumo de oxigênio médio ( $-0,036 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) foram encontrados no controle do dia 26 de outubro, onde não houve adição de fosfato. O controle utilizado no dia 31 de setembro de 2010 apresentou valores médios de PPL e respiração menores,  $0,052 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$  e  $-0,016 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ . Entretanto, com a adição de fosfato, os valores médios de PPL diminuíram em relação ao controle somente a partir da concentração de  $5 \mu\text{M}$  (tabela 2 e figura 2), pois em  $1 \mu\text{M}$  de fosfato, a PPL foi igual ao controle (controle =  $0,051 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$  e  $1 \mu\text{M} = 0,0509 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ).

A figura 2 mostra uma relação inversa entre PPL e fosfato ( $r = -0,69$ ). Não houve diferença entre as médias de produção primária líquida ( $F = 3,016$   $p = 0,191$ ) nos diferentes tratamentos padronizados pelo controle. Contudo, a figura 2 mostra uma maior diminuição de PPL nas concentrações  $> 10 \mu\text{M}$ , onde no tratamento com adição de  $50 \mu\text{M}$  de fosfato a PPL chegou a ser 6x menor do que no controle (tabela 2 e figura 2).

O material concentrado pela rede de  $80 \mu\text{m}$  esteve predominantemente composto por microalgas do gênero *Botryococcus* (clorofícea) e *Cylindrospermopsis raciborskii* (cianobactéria). Mesmo utilizando uma rede de malha grande para o fitoplâncton ( $80 \mu\text{m}$ ) ainda foi possível observar um grande número de cianobactérias, pois sabe-se



que as *Botryococcus* secretam uma grande quantidade de mucilagem, podendo ter promovido uma maior retenção de células < 80 µm.

Tabela 2: Média e desvio padrão da produção primária líquida (PPL) e respiração da comunidade planctônica (RC) em mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> e em mg C L<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> nos quatro tratamentos contendo fosfato (KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>) nas concentrações finais de 1, 5, 10 e 50 µM e controles durante os dois dias de experimento.

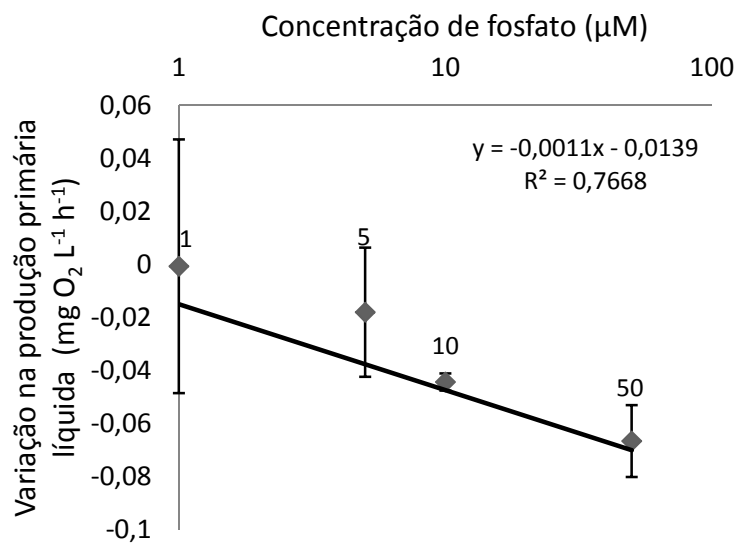
TRATAMENTO	PPL mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	RC mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	PPL mg C L <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	RC mg C L <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>
<b>31/09/2010</b>				
Controle 1	0,052 ± 0,001	-0,016 ± 0,001	0,016 ± 0,00001	-0,006 ± 0,00001
1 µM KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,051 ± 0,048	-0,008 ± 0,011	0,016 ± 0,015	-0,003 ± 0,004
5 µM KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,034 ± 0,025	-0,014 ± 0,005	0,010 ± 0,008	-0,005 ± 0,002
<b>26/10/2010</b>				
Controle 2	0,095 ± 0,030	-0,036 ± 0,035	0,030 ± 0,009	-0,013 ± 0,013
10 µM KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,051 ± 0,033	-0,006 ± 0,017	0,016 ± 0,010	-0,002 ± 0,006
50 µM KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,028 ± 0,017	-0,012 ± 0,002	0,009 ± 0,005	-0,004 ± 0,001

## Discussão

Os resultados encontrados indicam que ao contrário do esperado, adições de fósforo podem reduzir a produção primária líquida da comunidade fitoplanctônica, quando em concentrações maiores do que 10 µM. O estudo realizado por Martins *et al.* (2010) na mesma área com adição de 1µM desse nutriente não encontrou acréscimo na produtividade primária líquida, assim como observado durante o presente experimento (tabela 2 e figura 1). Portanto, concentrações acima de 50 µM parecem regular a PPL na lagoa.

Estudos anteriores demonstram que a espécie *C. raciborskii*, dominante desta comunidade, possui baixa eficiência fotossintética, por possuir reduzida quantidade de clorofila *a* (Ferreira, 2007), o que pode ter causado uma baixa atividade fotossintética dessas cianobactérias, refletindo na baixa PPL observada. As micoralgas *Botryococcus* tipicamente formam colônias com um tamanho variando entre 30 µm a 2 mm (Cohen 1999), imersas em uma matriz extracelular, frequentemente colonizado por um biofilme de bactérias. Apresentam crescimento lento, associado com a difusão de dióxido de carbono e sais minerais (Belcher 1968). Sabe-se que essas algas florescem em lagos oligotróficos quando estes recebem uma elevada concentração de fósforo inorgânico dissolvido (fosfato). Outras espécies componentes da comunidade que

possuem fototropismo positivo, e que teriam sido coletadas em maior densidade nesta área, em geral possuem seu crescimento limitado pela disponibilidade de nitrogênio, não respondendo apenas a adição de fósforo.



**Figura 1.** Variação entre a produção primária líquida de cada tratamento (PPLt) subtraída da PPL dos controles (PPLc) (PPLt – PPLc) em escala logarítmica. As concentrações finais de fosfato (KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>) para cada tratamento foi - 1 µM, 5 µM, 10 µM e 50 µM. Os diamantes representam a média de PPL e as barras de erro, o desvio padrão.

## Referências

- BECKER, V.; CAPUTO, L.; ORDÓÑEZ, J.; MARCÉ, R.; ARMENGOL, J.; CROSSETTI, L. O. & HUSZAR, V. L. M. 2010. Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. *Water Research* 44:3345 – 3354.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R. & HARPER, J. L. 2006. **Ecology: From Individuals to Ecosystems**. Carlton, Blackwell Publishing. 4<sup>th</sup> ed. 738p.

- BELCHER, J. H. 1968. Notes on the Physiology of *Botryococcus braunii* Kutzing. *Archiv fur Mikrobiologie* 61:335-346.
- BROWER, J. E.; ZAR J. H. & VON ENDE, C. N. 1997. **Field and Laboratory Methods for General Ecology**. Boston, WCB McGraw-Hill. 284p.
- Cohen, Z. (Ed.) **Chemicals from microalgae**. Londres, Taylor and Francis, 1ªed., 444p.
- 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, Juiz de Fora, Brasil. 47p.
- 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.
- HENNEMANN, M.C. 2010. **Dinâmica da qualidade da água em uma lagoa costeira: o caso peculiar da lagoa do Peri, Ilha de santa Catarina, Brasil**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil. 112p.
- IVANIKOV, N. V.; MCKAY, R. M. L. & BULLERJAHN, G. S. 2005. Construction and characterization of a cyanobacterial bioreporter capable of assessing nitrate assimilatory capacity in freshwaters. *Limnological Oceanography Methods* 3:86–93.
- LAUDARES-SILVA, R. 1999. **Aspectos limnológicos, variabilidade espacial e temporal na estrutura da comunidade fitoplânctônica da Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, Brasil. 220p.
- MARTINS, C. D. L.; BARNECHE, D. R.; CORSO, G.; COSTA-ARAÚJO, R.; MACEDO-SOARES, L. C. P.; ZANK, S. & FONTES, M. L. S. 2010. A influência do incremento de nutrientes na produção primária em área marginal da Lagoa do Peri, SC. *In: Ecologia de campo na Lagoa do Peri 2009 / organizadores Mauricio Cantor, Luis Carlos Pinto Macedo-Soares, Natalia Hanazaki*. -1. ed. - Florianópolis : Universidade Federal de Santa Catarina, 11-19.
- MASKE, S. S.; SANGOLKAR, L. N. & CHAKRABARTI, T. 2010. Temporal variation in density and diversity of cyanobacteria and cyanotoxins in lakes at Nagpur (Maharashtra State), India. *Environmental Monitoring and Assessing* 169:299–308.
- MATTHIENSEN, A. & BARBOSA, T. C. P. 2003. Fitoplâncton potencialmente nocivo em corpos d'água costeiros utilizados para o consumo humano: dados preliminares da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. **Anais do IX Congresso Brasileiro de Limnologia**. Juiz de Fora, Brasil. CD Rom.
- NEMAR, 1999. **Diagnostico ambiental visando um programa demonitoramento da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, SC**. Programa

- Institucional de Estudo de Sistemas Costeiros – PIEESC. v. I e II. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil. 286p.
- ODUM, E. P. & BARRET, G. W. 2007. **Fundamentos de ecologia**. São Paulo, Thomson Learning. 5<sup>o</sup> ed. 612p.
- 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.
- REYNOLDS, C. S. 1980. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarct. Ecol.* 3:141-159.
- TUCCI, A. & SANT'ANNA, C. L. 2003. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynnska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 26(1):97-112.
- VOLLENWEINDER, R. A. (Ed.) 1974. **A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments**. London, Blackwell Scientific Publications. 2<sup>a</sup> ed., 242p.
- VREDE, T.; BALLANTYNE, A.; MILLE-LINDBLOM, C.; ALGESTEN, G.; GUDASZ, C.; LINDAHL, S. & BRUNBERG, A. K. 2009. Effects of N:P loading ratios on phytoplankton community composition, primary production and N fixation in a eutrophic lake. *Freshwater Biology* 54:331–344.
- WETZEL, R. A. & LIKENS, G. E. 1991. **Limnological Analyses**. New York, Springer-Verlag. 2<sup>a</sup> ed. 391p.
- WINKLER, L. W. 1888. Die Bestimmung des in Wasser gelosten Sauerstoffes. *Berichte der Deutschen Chemischen Gesellschaft* 21:2843-2854.
- WOOD, S. A.; PRENTICE, M. J.; SMITH, K. & HAMILTON, D. P. 2010. Low dissolved inorganic nitrogen and increased heterocyte frequency: precursors to *Anabaena*. *Journal of Plankton Research* 32(9):1315–1325.

## **Variação temporal da população de Peri (*Scirpus californicus*), no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis-SC**

*Cereto, C.E.; Aued, A.W.; Costa, L.A.R.; Doria, J.G.; Menezes, B. S.; Daltrini, C.N. & Soriano-Sierra, E.J.*

### **Introdução**

As lagoas costeiras são ecossistemas que ocorrem em toda a costa brasileira, e apresentam a comunidade fitoplanctônica e de macrófitas aquáticas como as principais vias de entrada de energia no sistema (Odum, 1986).

As macrófitas aquáticas são os vegetais visíveis a olho nu, cujas partes fotossintetizantes ativas estão permanentemente submersas ou flutuantes, tanto em água doce quanto salobra (Irgang & Gastal-Junior, 1996).

A região ribeirinha das lagoas costeiras apresenta uma grande variedade de nichos ecológicos onde se desenvolve a macrófita aquática, a que suporta teias alimentares, tanto baseadas na herbivoria, onde a energia é proveniente da biomassa viva, como na que se inicia nos detritos, onde a energia é proveniente da biomassa morta (Esteves, 1998). As macrófitas são importantes na estruturação dessa região, em especial por apresentarem uma alta produtividade primária e proporcionarem um aumento na complexidade do ambiente.

A Lagoa do Peri, utilizada atualmente como reservatório de água doce para consumo pela população da parte sul e leste da Ilha de Santa Catarina, sofreu modificações antrópicas no seu nível d'água. Em 1998 foi realizado um estudo para avaliar os recursos de vegetação ribeirinha no local antes da obra que elevaria o nível d'água da lagoa, o que antes das obras se encontrava rebaixado devido à retificação do Canal Sangradouro para diminuir a área alagada durante os períodos de chuvas. Tendo isso em vista, a hipótese de trabalho é de que a estrutura da população do Peri sofreu alteração devido ao aumento do nível de água da lagoa. Assim, este projeto tem o objetivo de comparar a população de Peri (*Scirpus californicus*) localizada na porção nordeste da Lagoa do Peri, antes e 12 anos depois da elevação do nível de água da lagoa.

## Materiais e Métodos

### Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido em um banco de *Scirpus californicus* localizado na porção nordeste da Lagoa do Peri (Figura 1), aplicando a mesma metodologia utilizada por Berlink (1998).

### Metodologia

Foram delimitados três transectos, um na metade da extensão longitudinal do banco de vegetação ribeirinha e outros dois nos quartos laterais. Os pontos de amostragem foram localizados na metade e nos quartos, anterior e posterior, de cada transecto (Figura 1). Foram amostrados dois quadrados de 25x25cm em cada ponto amostral, coletando-se toda a porção epígea da vegetação. Foi medida a profundidade do ponto amostral, o número de “ramets” (partes vegetais emergentes), a altura máxima, o peso total, a biomassa e a necromassa em cada quadrado.

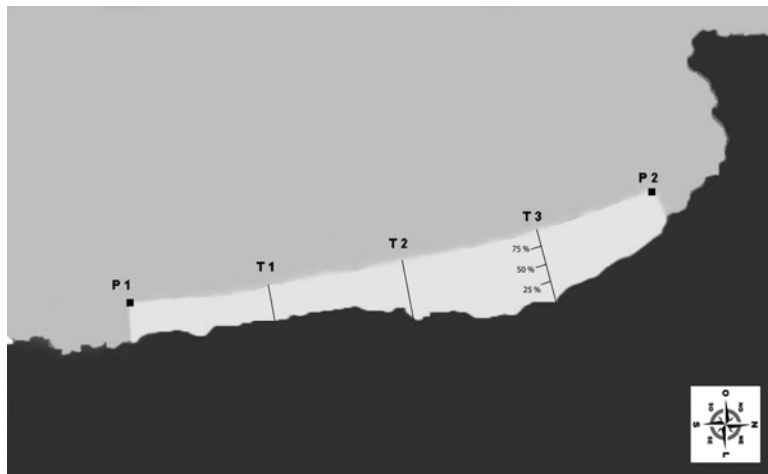


Figura 1: Delimitação do banco de *Scirpus californicus* localizado na porção nordeste da Lagoa do Peri. P1 e P2 correspondem aos limites do banco; T1, T2 e T3 indicam os transectos e 25%, 50% e 75% representam as faixas 1, 2 e 3, respectivamente.

## Resultados

*Scirpus californicus* apresentou uma densidade média de 370 indivíduos/m<sup>2</sup> em 1998 e 134,22 indivíduos/m<sup>2</sup> em 2010 (Tabela 1). Esta

densidade variou de acordo com a faixa amostrada (Figura 2), sendo que a faixa 2, em ambos os anos, teve a maior densidade. A média da altura máxima foi maior nas faixas 2 e 3, nos dois estudos (Figura 3). A biomassa fresca, em 1998, foi de 3,254 kg/m<sup>2</sup> na faixa 1, 4,978 kg/m<sup>2</sup> na faixa 2 e 2,519 kg/m<sup>2</sup> na faixa 3. Em 2010, a faixa 1 apresentou uma biomassa de 34,57 kg/m<sup>2</sup>, 37,90 kg/m<sup>2</sup> na faixa 2 e 21,86 kg/m<sup>2</sup> na faixa 3.

Tabela 1: Biometria do banco de *Scirpus californicus* em 2010.

	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3
<b>Extensão do transecto (m)</b>	50	40	25
<b>Peso Total (kg/m<sup>2</sup>)</b>			
Distância 25%	49.60	33.68	20.43
Distância 50%	37.81	49.68	26.21
Distância 75%	37.94	17.29	10.33
<b>Necromassa (kg/m<sup>2</sup>)</b>			
Distância 25%	17.73	12.23	11.40
Distância 50%	9.24	14.81	11.10
Distância 75%	6.25	4.56	5.95
<b>Biomassa (kg/m<sup>2</sup>)</b>			
Distância 25%	31.87	21.45	9.03
Distância 50%	28.57	34.87	15.12
Distância 75%	31.69	12.73	4.38
<b>Nº Ramets (indivíduos/m<sup>2</sup>)</b>			
Distância 25%	192	144	88
Distância 50%	112	152	208
Distância 75%	104	104	104
<b>Altura Máxima (cm)</b>			
Distância 25%	210	172	180
Distância 50%	242	220	172
Distância 75%	263	220	191

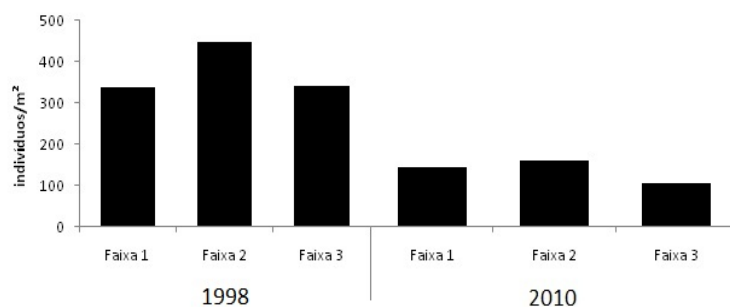


Figura 2: Densidade média (indivíduos/m<sup>2</sup>) de *Scirpus californicus* em cada faixa amostrada nos anos de 1998 e 2010.

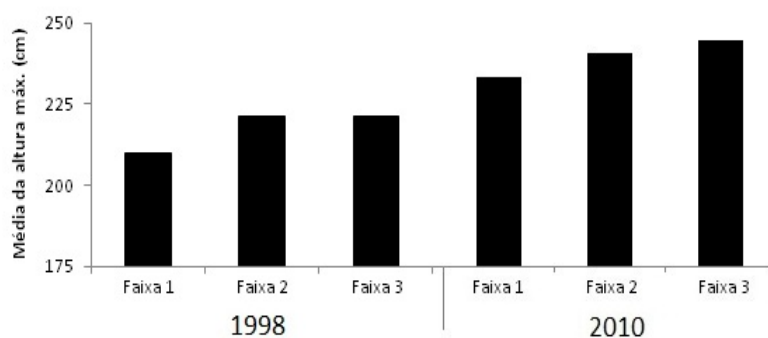


Figura 3: Média da altura máxima (cm) de *Scirpus californicus* em cada faixa amostrada nos anos de 1998 e 2010.

## Discussão

Variações no nível d'água podem induzir mudanças na produtividade e na biometria de macrófitas aquáticas emersas dentro de uma população (Santos, 1999). Comparando os resultados dos dois estudos, pode-se observar uma diminuição do número de indivíduos por metro quadrado e um aumento na altura máxima alcançada pelos ramets. Isso pode ser reflexo da resposta da espécie ao aumento do nível de água da lagoa. *Scirpus californicus* estaria investindo maior quantidade de energia no tamanho dos ramets do que na produção de um número maior desses. Isso também pode ser observado com relação à profundidade das faixas de amostragem, consideravelmente mais profundas em 2010 do que em 1998. Os dados de biomassa mostram um



aumento de cerca de 10 vezes com relação à biomassa determinada em 1998.

Com estes resultados, conclui-se que ocorreu uma alteração na estrutura da população de Peri em função da elevação do nível de água da lagoa, o que, segundo Santos (1999), parece ser uma plasticidade característica das macrófitas aquáticas emersas para assegurar a sua sobrevivência em ambientes extremamente variáveis.

### Referências

- BERLINCK, C. N. 1998. **Levantamento de recursos de vegetação ribeirinha da lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, SC**. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas): Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil.
- ESTEVES, F. A. 1998. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência. 2ª ed. 602p.
- IRGANG, B. E. & GASTAL-JUNIOR, C. V. S. 1996. **Macrófitas aquáticas da planície costeira do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, Edição dos autores. 290p.
- ODUM, E. P. 1986. **Ecologia**. Rio de Janeiro, Ed. Guanabara. 434p.
- SAKUMA, T. 2008. **Biomassa e taxa de crescimento da macrófita aquática emergente *Scirpus californicus* (C.A.Mey) Steud na margem leste da Lagoa do Peri (Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil)**. Monografia em Bacharelado em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil. 38p.
- SANTOS, A. M. 1999. **Produção, densidade e biomassa da macrófita aquática *Eleocharis interstincta* (VAHL) Roemer et Schultz na lagoa de Jurubatiba (Macaé-RJ)**. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. 65p.



## **Estimativa experimental da produção primária líquida e respiração da comunidade planctônica na lagoa do Peri, Florianópolis, SC**

*Tonetta, D.<sup>1</sup>; Anderson, A. B.<sup>1</sup>; Campos, R. C.<sup>1</sup>; Rovai, A. S.<sup>1</sup>; Schmidt, G.<sup>1</sup>; Martins, I. M.<sup>1</sup>; Fontes, M.L.S.<sup>2</sup>*

1-Mestrando do programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

2-Pós-doutoranda do programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

### **Introdução**

Grupos funcionais são definidos como conjuntos de espécies que apresentam, ao mesmo tempo, respostas similares ao ambiente ou efeitos similares em processos mais amplos no ecossistema (Gitay e Noble, 1997).

A regulação dos ecossistemas é governada pelas complexas interações entre os organismos e meio abiótico (Begon 2006). A produção primária de um ambiente aquático pode ser controlada por efeitos top-down ou bottom-up. O primeiro consiste na ação de predação por organismos dos níveis superiores da cadeia alimentar sobre os produtores primários, controlando sua biomassa (Morais et al. 2003). O segundo está relacionado à disponibilidade de luz, nutrientes, profundidade, temperatura e vento que podem modelar a estrutura da comunidade fitoplanctônica (Reynolds 1984) refletindo na produção primária do ambiente.

As lagoas costeiras ocupam cerca de 13% dos continentes e apresentam alta produtividade biológica, estando entre os ecossistemas mais produtivos do mundo (Knoppers et al. 1994). A lagoa do Peri é do tipo suspensa, com ausência de salinidade (Simonassi 2001) e com baixa concentração de nutrientes (Laudares-Silva 1999), diferindo da maioria das lagoas costeiras. Em termos de nutrientes e clorofila a, a lagoa é considerada como sendo espacialmente homogênea (Hennemann 2010). Apesar da baixa concentração de nutrientes, esta lagoa apresenta uma alta densidade de fitoplâncton, com a predominância da cianobactéria potencialmente tóxica *Cylindrospermopsis raciborskii* durante todo o ano (Laudares-Silva 1999; Grellmann 2006).

O presente trabalho buscou estimar a produção primária líquida e respiração nesse ambiente e observar variações nesses valores quando comparados a experimentos contendo uma elevada densidade de

organismos planctônicos totais (fito e zooplâncton) e na ausência de zooplâncton (remoção do controle top-down) em uma lagoa costeira.

## **Material e Métodos**

### *Área de estudo*

O experimento foi realizado em uma área rasa da Lagoa do Peri localizada no trapiche em frente à sede do Parque Municipal da Lagoa do Peri na margem nordeste da lagoa (27°45'0.37"S / 48°30'1.25"W).

### *Coleta de dados*

Foram utilizados dois tratamentos e um controle para estimativa da produção primária: (i) tratamento 1 (concentração do plâncton) – 10% de inóculo do concentrado de plâncton obtido a partir do arrasto superficial da água com rede de malha de 80µm por um período de 3 minutos, paralelamente a margem da lagoa; (ii) tratamento 2 (remoção de zooplâncton > 250 µm) - água filtrada em malha de 250µm para exclusão de zooplâncton; e um controle – transferência da água do local. As amostras da água superficial foram transferidas para frascos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) com aproximadamente 100 mL.

Para cada tratamento e o controle, foram incubadas 2 frascos claros e 2 escuros por um período de 5 horas das 8:15 h às 13:15 h para determinação da produção e consumo de oxigênio, respectivamente (garrafas claras e escuras), além de 1 frasco fixado no momento da incubação para determinação inicial do oxigênio dissolvido. A produção primária foi estimada através do método de incubação de garrafas claras e escuras (Vollenweider 1971) que utiliza a variação na concentração do oxigênio dissolvido (OD) ao longo do tempo de incubação ([OD] final – inicial) para estimar as taxas de produção primária líquida (garrafa clara) e respiração da comunidade planctônica (garrafa escura), seguindo a metodologia de Winkler (1888).

No momento da incubação, bem como no encerramento do experimento, foram tomadas medidas de oxigênio dissolvido - OD (mg/L) e temperatura da água (°C) com oxímetro, temperatura do ar (°C) com termômetro de mercúrio e ventos (m/s) com anemômetro.

### *Análise de dados*

Foi feito um gráfico para ilustrar os dados de produção primária líquida e respiração da comunidade planctônica no controle e nos

tratamentos e para testar a significância dos tratamentos em relação ao controle, foi realizado uma ANOVA com o teste de Dunnett a *posteriori*.

Os valores de produção primária líquida, expressos em  $\text{mgO}_2 \text{L}^{-1} \text{h}^{-1}$ , foram convertidos em  $\text{mgC L}^{-1} \text{h}^{-1}$ , utilizando coeficiente fotossintético ( $\text{PQ}=1,2$ ), conforme proposto por (Wetzel e Likens, 1991).

## Resultados

Os dados obtidos de produção primária líquida (PPL) e respiração da comunidade planctônica (RC) encontram-se na figura I.

No controle a PPL foi de  $0,109 \text{ mgO}_2 \text{L}^{-1} \text{h}^{-1}$ , enquanto a RC foi de  $-0,005 \text{ mgO}_2 \text{L}^{-1} \text{h}^{-1}$ . No tratamento 1, contendo um concentrado da comunidade planctônica), a PPL diminuiu para  $0,041 \text{ mgO}_2 \text{L}^{-1} \text{h}^{-1}$  e a RC aumentou para  $-0,025 \text{ mgO}_2 \text{L}^{-1} \text{h}^{-1}$ . Já no tratamento 2, com remoção do zooplâncton  $> 250 \mu\text{m}$ , a PPL foi de  $0,151 \text{ mgO}_2 \text{L}^{-1} \text{h}^{-1}$ , e a RC foi de  $0,003 \text{ mgO}_2 \text{L}^{-1} \text{h}^{-1}$ , este valor positivo indica que houve uma pequena produção de oxigênio nas garrafas escuras.

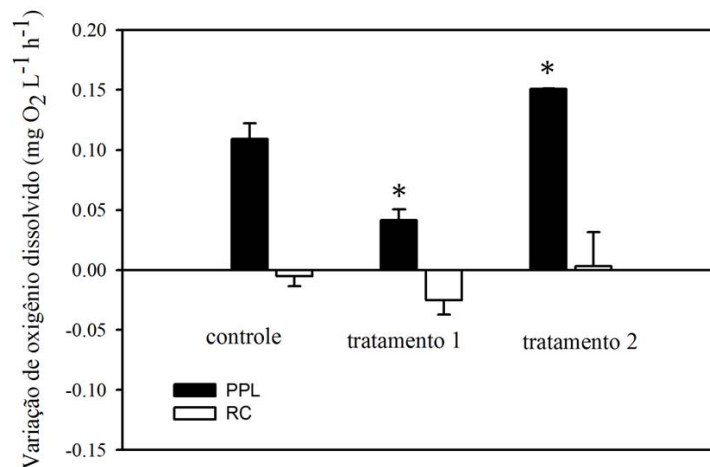


Figura 1. Estimativas da produção primária líquida (PPL) e da respiração da comunidade planctônica (CR) no controle e nos tratamentos 1= comunidade planctônica concentrada, 2= ausência de zooplâncton  $> 250 \mu\text{m}$ . \* diferença significativa comparado ao controle.

O resultado da ANOVA com o teste de Dunnett *a posteriori* mostra que para os valores de PPL, a diferença para os tratamentos 1 e 2, comparados ao controle, é significativa ( $p = 0,008$  e  $p = 0,032$ , respectivamente). Já para os dados de RC, o teste não mostrou diferenças significativas ( $p = 0,525$  e  $p = 0,871$ , respectivamente) para os tratamentos comparados ao controle.

Os parâmetros analisados *in situ* (tabela I) indicam um pequeno aumento na concentração de OD, na temperatura do ar e da água ao longo do período experimental.

Tabela 1. Variáveis medidas *in situ*.

Variável	Inicial	8:15am	Final	01:15pm
Oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ )	7,6		9,13	
Temperatura da ar ( $^{\circ}\text{C}$ )	19		22	
Temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ )	21,1		23,3	
Ventos ( $\text{m s}^{-1}$ )	4,8		4,8	

Quando a PPL foi convertida para  $\text{mgC L}^{-1}\text{h}^{-1}$  encontramos a quantidade de matéria orgânica nova produzida (tabela II) por hora.

Tabela 2. Valores de produção primária líquida (PPL) em  $\text{mgC L}^{-1}\text{h}^{-1}$  e desvio padrão.

	PPL
Controle	$0,0341 \pm 0,0130$
Tratamento 1	$0,0129 \pm 0,0090$
Tratamento 2	$0,0472 \pm 0,0002$

## Discussão

A comunidade planctônica concentrada utilizada no tratamento 1 apresentou uma queda na PPL e um aumento na RC em relação ao controle. Isso pode ter ocorrido pelo fato do comunidade zooplânctônica ter sido concentrada juntamente com a comunidade fitoplanctônica e, com isso, promovido um aumento nas taxas de respiração da comunidade planctônica como um todo, fazendo com que a produção de oxigênio não fosse suficiente para manter o maior consumo com relação ao controle.

No tratamento 2 com a remoção do zooplâncton  $> 250 \mu\text{m}$ , a PPL foi estimulada se comparada ao controle, corroborando ainda mais com a hipótese de que o zooplâncton esteja atuando como regulador da

comunidade fitoplanctônica. Entretanto, neste tratamento não houve estímulo da respiração como observado no tratamento 1, ocorrendo ao invés de consumo, uma pequena produção de oxigênio nos frascos escuros, podendo ser atribuída ao fato da *C. raciborskii* ter atividade fotossintética em níveis baixos de luminosidade (Padisák, 1997; Ferreira 2007), sugerindo que possa ter havido uma pequena penetração de luz nos frascos escuros, suficientes para a produção de oxigênio. A ausência de respiração neste tratamento sugere que o zooplâncton seja o principal responsável pelo consumo de oxigênio no tratamento 1 onde a comunidade planctônica foi concentrada, pois com a remoção do zooplâncton houve um estímulo da produção primária.

Santos et al. (2007) estudando a lagoa do Peri apontou que *C. raciborskii* tem potencial tóxico contra herbívoros. Padisák (1997) mostra que *C. raciborskii* é resistente à predação pelo zooplâncton, e portanto, é de se esperar que a pressão do zooplâncton sobre a produção primária destas cianobactérias fosse pequena. Entretanto, observamos um estímulo da produção primária líquida na ausência de zooplâncton > 250 µm, levantando a possibilidade de que outras microalgas estejam predominando a comunidade fitoplanctônica na lagoa do Peri durante o experimento, e que além de estarem em maior abundância, sejam fotossinteticamente mais eficientes.

Assim, como tema de pesquisas futuras, os autores recomendam que mais experimentos sejam conduzidos na lagoa do Peri, a fim de que os mecanismos de regulação, mormente relacionados aos efeitos bottom-up e top-down, sejam elucidados. Também ressaltam a necessidade de uma nova avaliação da estrutura da comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica (protozooplâncton e metazooplâncton) da lagoa.

### **Agradecimentos**

Aos colegas e professores da disciplina, pelas sugestões e por compartilharem a rotina do curso; aos funcionários e administradores do Parque Municipal da Lagoa do Peri, pela recepção e viabilização da logística do trabalho de campo.

### **Referências Bibliográficas**

- BEGON, M. 2006. **Ecology: from individuals to ecosystems** / Michael Begon, Colin R. Townsend, John L. Harper.—4th ed.
- BUSKEY, E.J. 2008. How does eutrophication affect the role of grazers in harmful algal bloom dynamics? *Harmful Algae* 8:152-157.

- 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.
- 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, Brasil, 94p.
- HENNEMANN, M.C. 2010. **Dinâmica da Qualidade da Água em uma Lagoa Costeira: o Caso Peculiar da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Brasil**. Dissertação de mestrado - Universidade Federal de Santa Catarina.
- KNOPPERS, B. 1994. Aquatic primary production in coastal lagoons. In: Kjerfve, B. (ed.) **Coastal lagoon processes**. Elsevier, Amsterdam. p.243-286.
- LAUDARES-SILVA, R. 1999. **Aspectos limnológicos, variabilidade especial e temporal na estrutura da comunidade fitoplancônica da Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil**. Tese de doutorado - Universidade Federal de São Carlos.
- MORAIS, P.; CHÍCARO, M.A.; BARBOSA, A. 2003. Phytoplankton dynamics in a coastal saline lake (SE-Portugal). *Acta Oecologica*, 24: 87-96.
- 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.
- REYNOLDS, C.S. 1984. **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press.
- SANTOS, M.A.P.; COSTA, C.H.; MOSER, M.C.; SALOMON, P.S.; MATIAS, W.G. 2007. Estudo da toxicidade de *Cylindrospermopsis raciborskii* na lagoa do Peri – Florianópolis – SC: subsídios para estratégias de manejo. **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – Minas Gerais**.
- SAKER, M.L.; B.A.; NEILAN, D.J.; GRIFFITHS. 1999. Two morphological forms of *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) isolated from Solomon Dam, Palm Island. *Journal of Phycology* 35(3): 599-606.
- SIMONASSI, J.C. 2001. **Caracterização da Lagoa do Peri, através da análise de parâmetros físico-químicos e biológicos, como subsídio ao gerenciamento dos recursos hídricos da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil, 72p.
- VOLLENWEINDER, R. A. 1974. **A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments**. Blackwell Scientific Publications, London, U.K.
- WINKLER, L.W. 1888. Die Bestimmung des in Wasser gelosten Sauerstoffes. *Berichte der Deutschen Chemischen Gesellschaft*, 21: 2843-2854.
- WISNIEWSKI, M. J. 1999. A comunidade zooplancônica da lagoa do Peri, Florianópolis, SC. In: **Diagnóstico Ambiental e Plano de Monitoramento da Lagoa do Peri (Ilha de Santa Catarina, Brasil)**. NEMAR/UFSC.



**Efeito do habitat sobre o tamanho médio de indivíduos de  
*Deuterodon cf. singularis* (Characidae) no riacho Sangradouro,  
Lagoa do Peri, Florianópolis, SC**

*Gianuca, A.<sup>1</sup>; Rech, R.<sup>2</sup>; Capel, K.C.C.<sup>1</sup>; Dinslaken, D.<sup>1</sup>; Galitzki, E.L.<sup>1</sup>;  
Teive, L.F.<sup>1</sup> e Yoshida, E.T.<sup>1</sup>*

<sup>1</sup>Programa de pós graduação em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil.

<sup>2</sup>Programa de pós graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, MS, Brasil.

### **Introdução**

A distribuição dos organismos ao longo de gradientes ecológicos é influenciada por aspectos abióticos, como a temperatura, disponibilidade de recursos e a heterogeneidade do habitat, mas também por fatores bióticos que respondem pela dinâmica interna das comunidades, como as interações intra e interespecíficas (Penczak et al., 1994). Em ecossistemas aquáticos continentais, a disponibilidade de material orgânico, seja ele de origem alóctone ou autóctone, constitui uma importante fonte energética e influencia na estrutura e distribuição da fauna aquática. A variedade de recursos e de habitats ao longo de um sistema fluvial promove a diversidade de espécies e de funções ecológicas, que por sua vez resulta numa elevada ciclagem de nutrientes e na manutenção dos fluxos de energia destes ecossistemas (Callisto et al., 2001; Ward, 2001).

Em riachos com matas ciliares bem estruturadas e preservadas há uma grande contribuição de detritos alóctones, principalmente restos de folhas, galhos e troncos de árvores provenientes do meio circundante. Ao se acumular dentro dos rios, esse material influencia na distribuição do sedimento, retenção e ciclagem de matéria orgânica e de nutrientes, assim como na formação de micro-habitats (FISRWG, 1998), o que resulta, por sua vez, numa estrutura mais rica e complexa das comunidades aquáticas.

Membros da família Characidae formam o principal conjunto de espécies nectônicas dentro da ordem Characiforme, a mais rica e abundante entre os peixes (Nelson, 2006). Dentro desta família o gênero *Deuterodon*, conhecido popularmente como lambari, é classificado como onívoro, com grande amplitude de nicho trófico e muitos graus de especialização e generalização dos diferentes tipos de presas (Vitule e

Aranha, 2002) e por habitar rios de baixa ordem com grande disponibilidade de recursos de origem alóctone como insetos e restos de folhas oriundas da vegetação ripária (Menezes et al., 2007).

Uma vez que a estrutura do habitat pode determinar a distribuição e desenvolvimento dos organismos, espera-se que em trechos de rios com habitats mais estruturados o tamanho médio de indivíduos de *Deuterodon cf. singularis* seja maior do que em riachos com habitats menos estruturados, devido à maior oferta de recursos físicos e alimentares. Sendo assim, o presente estudo tem como objetivo central investigar o efeito da estrutura do habitat sobre o tamanho médio de indivíduos de *Deuterodon cf. singularis* no riacho Sangradouro, Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

## **Materiais e métodos**

### *Área de estudo*

Os dados foram coletados em duas áreas do córrego Sangradouro, canal de extravasamento do volume de água da lagoa do Peri em direção ao mar (27°43'59"S e 48°30'26"W). A primeira área localizava-se logo abaixo do barramento do canal, e a segunda, que distava aproximadamente 50m, localizava-se mais a jusante.

### *Coleta dos dados*

Em cada área de estudo foram instalados nove covos para captura dos lambaris. Em cada covo foi colocado um pedaço de pão como isca. Cada covo permaneceu 10 minutos submerso. Os indivíduos capturados foram colocados em um balde onde foram selecionados aleatoriamente 20 peixes para mensuração do comprimento do corpo com o auxílio de um ictiômetro.

Para a caracterização das duas áreas de estudos foram tomadas medidas de largura do riacho, profundidade, velocidade do fluxo da corrente e temperatura da água, e turbidez. Para medir a largura e a profundidade foi utilizada uma trena. A profundidade foi medida nas duas margens e no centro, e a média foi então calculada. A turbidez foi avaliada através do disco de Secchi. Para calcular a velocidade do fluxo foi cronometrado o deslocamento de um objeto padrão em uma distância também padronizada. A proporção de cobertura vegetal, o nível de erosão nas margens e o tipo de substrato foram estimados visualmente.

### *Análise de dados*

Para avaliar a diferença na distribuição de tamanhos de *Deuterodon cf. singularis* nos diferentes pontos amostrados utilizou-se o Teste *t* de Student.

### **Resultados**

As variáveis ambientais apresentaram características diferenciadas entre os dois trechos analisados, com variação principalmente em relação à velocidade da água e cobertura vegetal (Tabela 1). Já as variáveis populacionais foram bastante homogêneas entre os trechos. O tamanho médio dos indivíduos por área foi  $57,07 \pm 5,74$ mm e  $53,37 \pm 9,19$ mm (Figura 1). Não foram encontradas diferenças significativas no tamanho médio de *Deuterodon cf. singularis* entre as duas áreas ( $t = 0,938$ ;  $gl=16$  ;  $p = 0,362$ ).

Tabela 1: Relação das variáveis ambientais registradas em campo e características populacionais de *Deuterodon cf. singularis* em dois trechos do riacho Sangradouro, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

VARIÁVEIS	ÁREA 1	ÁREA 2
<b>AMBIENTAIS</b>		
Largura (m)	8,41	6,32
Profundidade (m)	0,80	0,61
Velocidade da água (m/s)	0,10	0,03
Erosão nas margens	ACENTUADA	MODERADA
Substrato	PEDREGOSO/ARENOSO	ARENOSO/LAMOSO
Cobertura vegetal (%)	25	50
Tamanho mínimo (mm)	24	22

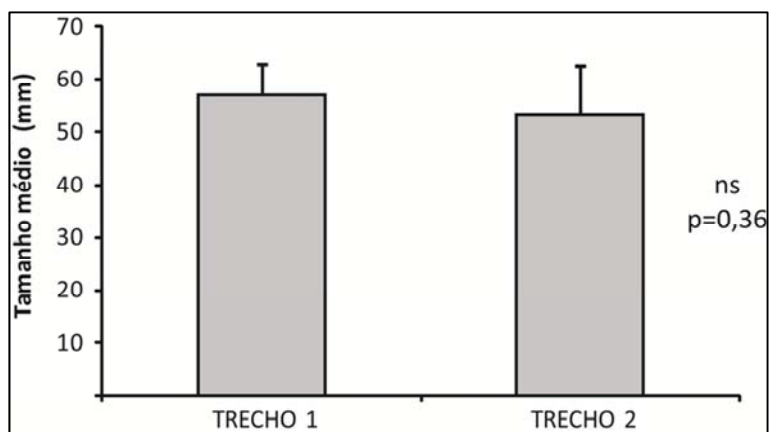


Figura 1: Tamanho médio de *Deuterodon cf. singularis* em dois trechos do riacho Sangradouro no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. As barras representam o erro padrão.

## Discussão

Os resultados obtidos indicam que o hábitat não influenciou no tamanho médio dos indivíduos de *Deuterodon cf. singularis* no córrego Sangradouro, Lagoa do Peri. Muitos estudos destacam a importância da qualidade/heterogeneidade do habitat como agente estruturador de comunidades de peixes em riachos, sendo encontrada maior riqueza e abundância de espécies em trechos mais complexos (Matthews 1998, Gerhard *et al* 2004, Guimarães *et al* 2010). Em relação à estruturação de populações de peixes, os estudos são focados na distribuição espacial (Braga *et al* 2007), onde uma boa caracterização do habitat pode responder questões sobre partição de nicho entre as faixas etárias das populações (tamanho dos indivíduos).

O fato de a espécie estudada ser muito abundante na área de estudo pode responder algumas questões referentes à ausência de diferenças na estruturação das populações entre as duas áreas. Os lambaris são, em grande parte, onívoros, utilizando recursos de origem vegetal e animal provenientes, principalmente, das margens de riachos (Menezes *et al.*, 2007). São consideradas espécies generalistas, sem especificidade de nicho, e bem adaptadas a diferentes tipos de habitats, desde os mais complexos e preservados até ambientes totalmente alterados.

Menezes e colaboradores (2007) destacam certa substituição de espécies do gênero *Astyanax* pelo gênero *Deuterodon* em pequenos riachos de floresta, o que sugere uma maior especificidade de habitat das espécies deste gênero. Por outro lado, devido às características ambientais observadas na área de estudo, *Deuterodon* cf. *singularis*, parece não apresentar o padrão previsto. Observações em áreas mais e menos impactadas que a estudada seriam necessárias para afirmação da plasticidade ambiental da espécie.

### Agradecimentos

Somos gratos à Universidade Federal de Santa Catarina, pela oportunidade e apoio logístico oferecido durante o desenvolvimento deste projeto. Agradecemos também ao pessoal do Parque Municipal da Lagoa do Peri, que nos acolheu gentilmente e ofereceu toda a infraestrutura necessária para a realização das atividades ao longo das duas semanas do curso de campo. Somos especialmente gratos à contribuição do Professor Dr. Selvino N. Oliveira, que partilhou suas ideias, colaborou com importantes discussões e forneceu o material de campo e bibliográfico, imprescindíveis para o êxito do projeto. Estendemos aqui nossos sinceros agradecimentos a todos os colegas, professores e demais pessoas que de alguma forma fizeram parte dessa jornada e que colaboraram para a melhoria da qualidade do curso e dos projetos desenvolvidos.

### Referências

- BRAGA, M.R.; VITULE, J.R.S.; ARANHA, J.M.R. 2007. Estrutura populacional de *Mimagoniates microlepis* (Steindachner 1876) (Characidae, Glandulocaudinae) em um riacho de Floresta Atlântica, Paraná (Brasil). *Acta Biologica Paranaense*, Curitiba, 36 (1-2): 67-81.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R. e HARPER, J. L. 2006. **Ecology: From Individuals to Ecosystems**. Blackwell Publishing, Carlton, 4 ed., 738 p.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6(1): 71-82.
- FISRWG. 1998. **Stream corridor restoration: Principles, processes, and practices**. By the Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG) (15 Federal agencies of the US government), 653pp.
- GEHRARD, P.; MORAES, R.; MOLANDER, S. 2004. Stream fish communities and their associations to habitat variables in a rain forest reserve in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 71 : 321-340.

- GUIMARÃES, A.T.B.; MENEZES, M.S.; PERET, A.C. 2010. Composição da ictiofauna em função da fisiografia de um riacho costeiro de Floresta Atlântica – Brasil. *Biota Neotrópica* 10 (2) : 57-65.
- MATTHEWS, W.J. 1998. **Patterns in freshwater fish ecology**. Chapman & Hall, Massachusetts, USA. 756pp.
- MENEZES, N.A.; WEITZMAN, S.H., OYAKAWA, O.T.; DE LIMA, F.C.T.; CASTRO, R.M.C.; WEITZMAN, M.J. 2007. **Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais**. Museu de Zoologia da USP, São Paulo. 408pp.
- NELSON, J.S. 2006. **Fishes of the world**. 4<sup>a</sup> ed. John Wiley & Sons, New York, 624p.
- PENCZAK, T.; AGOSTINHO, A.A.; OKADA, E.K. 1994. Fish diversity and community structure in two small tributaries of the Paraná River, Parana State, Brazil. *Hydrobiologia* 294:243-251.
- VITULE, J.R.S.; ARANHA, J.M.R. 2002. Ecologia alimentar do lambari, *Deuteron lancei* Travassos, 1957 (Characidae, Tetragonopterinae), de diferentes tamanhos em um riacho da Floresta Atlântica, Paraná (Brasil). *Acta Biologica Paranaense, Curitiba*, 31(1,2,3,4):137-150.
- WARD, T. 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater biology* 46(6): 806-819.

## **Estrutura espacial das comunidades de insetos aquáticos em riachos de baixa ordem situadas no Parque Municipal da Lagoa do Peri**

*Aued, A. W.; Menezes, B. S.; Cereto, C.E;  
Daltrini, C. N.; Doria, J.; Costa, L. A. R.; Siegloch, A. E.*

### **Introdução**

Os macroinvertebrados aquáticos são conhecidos por estarem envolvidos em diversos processos nos ecossistemas lóticos (Malmqvist, 2002), por exemplo: (1) ciclagem de nutrientes, (2) processamento da matéria orgânica, (3) participantes das cadeias tróficas dentro e fora dos riachos, podendo servir de subsídios para animais aquáticos e terrestres (Nakano & Murakami 2001).

Estes organismos são amplamente utilizados como bioindicadores e biomonitores de sistemas aquáticos (e.g. Alba-Tercedor, 1996; Callisto *et al.*, 2000; Galdean *et al.*, 2000; Takeda *et al.*, 2000), pois apresentam uma ampla distribuição geográfica, são sedentários, têm grande riqueza de espécies, respondem rapidamente e diferentemente às perturbações ambientais, além de poderem ser amostrados facilmente e com baixos custos, entre outros (Prat *et al.*, 2009).

A fauna de macroinvertebrados bentônicos é representada, principalmente, pelos filos Platyhelminthes, Nematoda, Annelida e Arthropoda (Merritt & Cummins, 1996). Em ambientes lóticos, os insetos constituem a maior parte da comunidade e, representam elementos importantes na dinâmica ecológica dos rios (Hynes, 1970).

Diversos estudos têm demonstrado que as comunidades de macroinvertebrados bentônicos são influenciadas em escala local, por fatores físicos, químicos, bióticos e antrópicos (Allan, 1995; Ward *et al.*, 1995). Dentre estes fatores, em rios, destacam-se: temperatura, oxigênio dissolvido, tipo de substrato (Callisto & Esteves, 1996; Callisto *et al.*, 2002; Bueno *et al.*, 2003; Buss *et al.*, 2002, 2004; Rhea *et al.*, 2006; Silveira *et al.*, 2006), presença de macrófitas (Gerrish & Bristow, 1979), ordem, largura e declividade (Schäfer, 1985; Vannote *et al.*, 1980; Flecker & Feifarek, 1994) e, ainda, interações biológicas (Cummins & Klug, 1979; Svensson *et al.*, 1999; Tomanova *et al.*, 2006).

Os corpos d'água, de maneira geral, têm sido alterados em consequência do aumento de atividades antrópicas (Allan, 1995). Nesse sentido, é de fundamental importância conhecer os padrões espaciais das

comunidades dos organismos aquáticos, sob tais condições, ao longo de gradientes longitudinais (Baptista *et al.*, 2001). É importante também, conhecer os principais fatores ambientais que determinam sua distribuição e abundância, pois tais impactos podem levar à perda da diversidade e à extinção de espécies (Primack & Rodrigues, 2001).

#### *Hipótese*

A formação vegetal, a ordem do rio e o tipo de substrato influenciam na estrutura da comunidade de insetos aquáticos.

#### *Objetivo*

Avaliar a estrutura das comunidades de insetos aquáticos em riachos situados em diferentes formações vegetais do Parque Municipal da Lagoa do Peri, com base na composição, riqueza de espécies e abundância.

### **Material e Métodos**

#### *Área de estudo e coleta dos dados*

Para o presente estudo foram analisados três cursos d'água no entorno da Lagoa no Parque Municipal Lagoa do Peri, sendo eles: (i) Canal Sangradouro; (ii) Cachoeira Grande (terceira ordem); (iii) Riachinho, um pequeno tributário que desemboca no Cachoeira Grande (primeira ordem).

O canal Sangradouro está situado em uma área bastante antropizada de restinga em regeneração, onde os substratos predominantes são areia e folhas. O Cachoeira Grande e Riachinho situam-se em uma encosta de mata ombrófila densa bastante preservada e mata ripária desenvolvida, com pedras e folhas como substratos predominantes. Apesar de estarem situados em locais com diferentes níveis de ação antrópica, a qualidade da água apresentou-se boa nos três pontos amostrados.

Foram coletadas seis amostras em cada ponto, considerando os dois tipos de substrato predominantes com três réplicas cada. Em todas as coletas foi utilizado o amostrador Surber com área delimitada de 19cmx19cm e malha de 250µm, que foi disposto sobre o substrato, contra a correnteza. O substrato, quando folhas ou areia, foi colocado no recipiente do amostrador e, quando rochas, as mesmas foram lavadas por 1 minuto para o deslocamento e a captura dos organismos.



As amostras foram acondicionadas em recipientes plásticos, devidamente etiquetados. No laboratório, as amostras foram lavadas em peneiras, o material foi triado com auxílio de estereomicroscópio e conservado em álcool etílico 70%.

Os organismos coletados foram identificados até o menor nível taxonômico possível, segundo Mugnai *et al.* (2010).

Para ajudar na caracterização dos riachos, em cada ponto de coleta foram amostradas as seguintes variáveis ambientais: porcentagem de cobertura vegetal, temperatura da água, temperatura do ar, velocidade da corrente d'água, largura e profundidade (média de 5 medidas) do curso d'água, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, estimativa de granulometria do substrato (Ward, 1992) e caracterização visual da vegetação ripária (Tabela 1).

Tabela 1: Variáveis ambientais em diferentes riachos no Parque municipal da Lagoa do Peri.

Local	Sangradouro	Cachoeira Grande	Riachinho	
% de cobertura dossel	15	50	60	
	Leito rochoso (%)	0	40	60
Granulometria (Ward, 1992)	Cascalho (%)	0	30	20
	Areia (%)	100	20	15
	Lodo (%)	0	10	5
Temperatura <sub>ar</sub> (°C)	21,5	20,8	20,5	
Temperatura <sub>água</sub> (°C)	20,9	18	18,2	
Velocidade da água (m/s)	0,10	0,53	0,36	
Largura do riacho (m)	4,40	5,90	1,4	
Condutividade elétrica (µS)	71	63,2	59,6	
Profundidade (cm)	28,8	16,0	9,8	
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,7	8,93	8,84	

#### *Análises dos Dados*

A fim de avaliar semelhanças entre as áreas de coleta foram realizadas análises de agrupamento (UPGMA) em diferentes escalas (áreas e substratos), com base numa matriz de similaridade utilizando o

índice de Bray Curtis. Essas análises foram realizadas no programa PRIMER 6 $\beta$ ®.

Para avaliar a relação das famílias dos táxons encontrados com as áreas de coletas e os diferentes tipos de substratos foi realizada uma análise de correspondência (CA) com auxílio do programa R 2.11.1 (The R Foundation for Statistical Computing, 2010).

Para comparar a riqueza entre as áreas e entre os substratos foi realizada uma estimativa através do método da rarefação baseada no número de indivíduos em cada tratamento (área/substrato). Esses cálculos foram feitos no programa EcoSim.

## Resultados

Nas 18 amostras foram encontrados 251 indivíduos distribuídos em 7 ordens e 16 famílias. O Rio Cachoeira Grande apresentou maior abundância, seguido do Riachinho e Sangradouro. O substrato folha apresentou maior abundância em todas as áreas amostradas (Tabela 1).

Tabela 2: Número de indivíduos distribuídos em ordens e famílias nos três diferentes tipo de substratos nas três áreas amostradas.

ORDEM	FAMÍLIA	Cachoeira Grande		Riachinho		Sangradouro	
		folha	pedra	folha	pedra	folha	areia
<b>Coleoptera</b>	Elmidae		3				
<b>Diptera</b>	Chironomidae	25	20	4	9	15	21
	Simuliidae	2	21				
	Tipulidae			1			
<b>Ephemeroptera</b>	Baetidae	2	1		1		
	Caenidae					1	
	Leptophlebiae	49	9	15	7		
<b>Hemiptera</b>	Mesoveliidae				1		
<b>Odonata</b>	Megapodagrionidae	2					
<b>Plecoptera</b>	Gripopterygidae				3		
	Perlidae				2		
<b>Trichoptera</b>	Calamoceratidae	4		8	4		
	Hidropsychidae		1				
	Leptoceridae	6		8			
	Philopotamidae		4				
	Polycentropodidae				1		1
<b>Total geral</b>		90	59	36	28	16	22

Através do método da rarefação observamos que em relação à riqueza de táxons, considerando-se as famílias encontradas, não houve diferença significativa entre os diferentes substratos nas áreas do Cachoeira Grande e Riachinho. No entanto, a riqueza nos substratos do Sangradouro foram significativamente menores que nas demais áreas (Fig. 1).

Comparando as riquezas apenas entre os substratos do Sangradouro, a rarefação indicou uma riqueza estimada menor para o substrato areia em relação ao substrato folha (Fig. 1).

Na análise de agrupamento (UPGMA) entre as áreas, pode-se observar uma maior distinção entre as amostras coletadas no Sangradouro e as amostras do Rio Cachoeira Grande e Riachinho, que apresentaram uma maior similaridade entre si (Figura 2).

Para a análise de agrupamento (UPGMA) relacionando as áreas com cada tipo de substrato manteve a separação entre o Sangradouro e os outros dois riachos. No entanto, analisando as amostras dos dois riachos, pode-se observar uma maior similaridade entre os tipos de substrato do que entre os riachos (Figura 3).

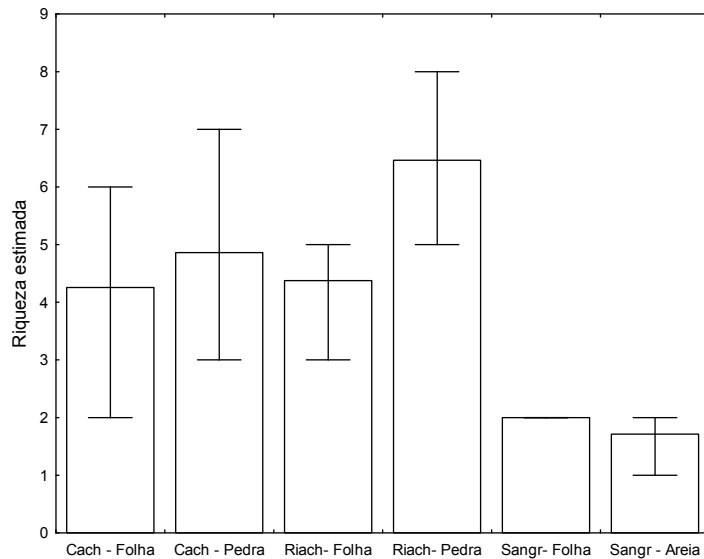


Figura 1: Riqueza estimada (+/- máximo e mínimo) através do método de rarefação com base na abundancia máxima comparável entre os tipos de substratos (16 indivíduos).

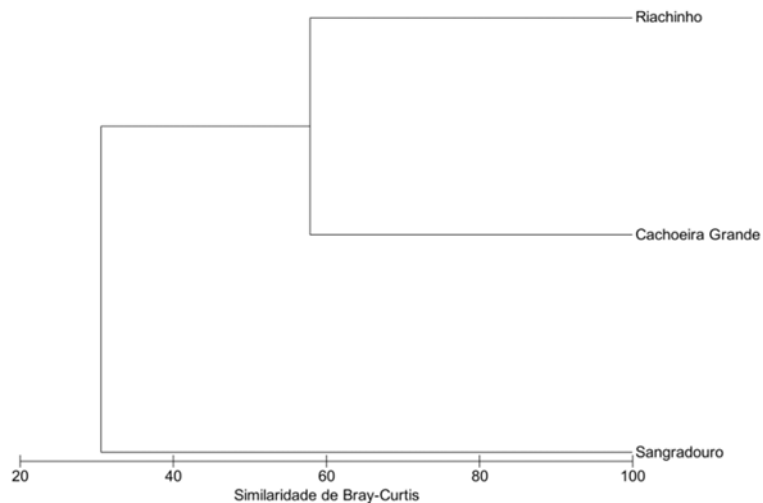


Figura 2: Análise de agrupamento (UPGMA) entre as áreas utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis.

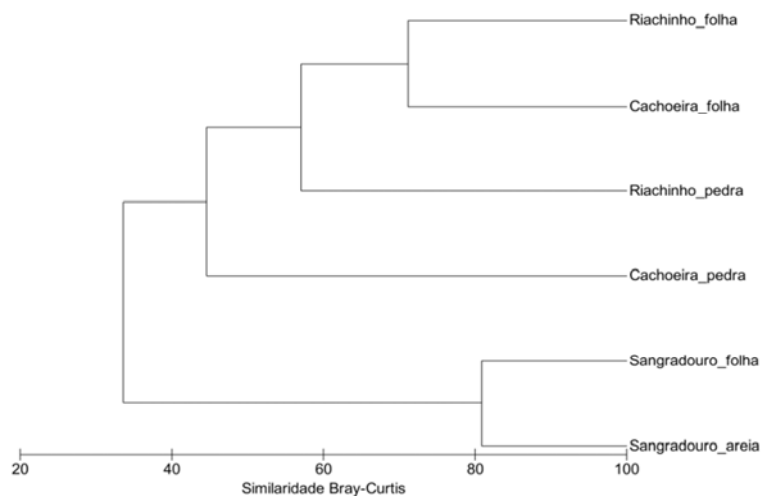


Figura 3: Análise de agrupamento (UPGMA) relacionando áreas com tipo de substrato utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis.

A análise de correspondência (CA) pode-se evidenciar uma relação entre algumas famílias com as áreas amostradas. Caenidae foi amostrada apenas no Sangradouro apresentando uma maior relação com esta área. Já a família Chironomidae foi amostrada nas três áreas com

grande abundância, apresentando uma posição mediana entre as diferentes áreas. Outras famílias apresentaram um padrão de distribuição mais relacionado com o tipo de substrato do que com as áreas amostradas (Figura 4).

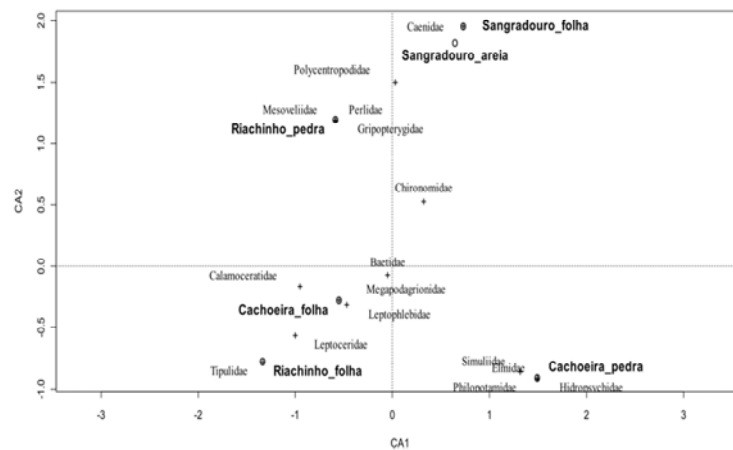


Figura 4: Análise de correspondência (CA) mostrando a distribuição das famílias em relação às áreas.

### Discussão

A diferença na riqueza entre o Sangradouro e as demais áreas, que pudemos observar com a rarefação, pode ser explicada pelas características de seus substratos/sedimento. O Sangradouro apresenta uma granulometria dominada por areia, com folhas acumuladas junto as margens. Trata-se de um ambiente menos complexo e instável. Por outro lado, tanto no Cachoeira Grande, como no Riachinho, encontramos uma composição diferente de granulometria, com a presença de leito rochoso, cascalho e um pouco de lodo.

Essa maior complexidade ambiental nesses dois riachos (Cachoeira Grande e Riachinho), além de uma maior estabilidade do hábitat, pode estar relacionada com uma maior riqueza de espécies, como observado por Vinson & Hawkins (1998). Outros autores também reportaram uma maior variação da riqueza entre riachos com grande variação ambiental, como o gradiente de vegetação (Bonada *et al.*, 2005) e do uso do solo (Roque *et al.*, 2003).

A semelhança na riqueza entre Cachoeira Grande e Riachinho, que são riachos de diferentes ordens (primeira e terceira ordem) pode ser relacionada à proximidade entre os pontos de coleta nos diferentes riachos e, conseqüentemente, ao fato de todos os *taxa* de uma bacia hidrográfica ou do 'pool' regional apresentarem potencial para colonizar qualquer hábitat disponível por dispersão (Vinson & Hawkins 1998).

No entanto, cabe informar que estes resultados diferem do previsto pela teoria do *continuum* fluvial (Vanotte, 1980) que reporta um aumento da riqueza de espécies em riachos de tamanho intermediário, devido à maior disponibilidade de recursos alimentares provenientes tanto da produção autóctone quanto alóctone. Porém, conforme já abordado, a proximidade entre as áreas e a cobertura de dossel semelhante podem ser uma explicação.

Os resultados da análise de agrupamento realizados no presente estudo indicam que características ambientais dos substratos (escala local) seriam mais importantes que as características relacionadas ao tamanho dos riachos na estruturação das comunidades de insetos aquáticos, quando estes estão situados em uma região similar quanto à cobertura e formação vegetal. A estruturação das comunidades em função do tipo de substrato parece seguir a estratégia alimentar das larvas que ocupam os substratos. Nas amostras em pedras, observamos uma similaridade relativamente baixa entre Cachoeira Grande e Riachinho, isso pode ser explicado pela velocidade da corrente, que era bem maior no riacho principal e, conseqüentemente, foram encontrados nesse local alguns *taxa* muito relacionados a trechos mais turbulentos de riacho, como Simuliidae, Hydropsichidae e Phylopotamidae (Siegloch, comunicação pessoal). A análise de correspondência facilita a observação de como alguns *taxa* se relacionaram com características de alguns micro-hábitats.

No Sangradouro, foi encontrado o único registro da família de Caenidae (Ephemeroptera), que é um grupo associado à ambiente mais lênticos e isso pode ter relação com a proximidade do ponto de coleta com a Lagoa do Peri.

De acordo com os resultados podemos concluir que o tipo de ambiente e o tipo de substrato são importantes para a distribuição espacial dos insetos aquáticos. Contudo, não podemos concluir que a ordem dos riachos influencia na fauna de insetos aquáticos no Parque Municipal da Lagoa do Peri, e a proximidade entre os locais de coleta no presente estudo foi preponderante para isso.

## Referências

- ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. **Anais do IV Simpósio del Agua en Andalucía (SIAGA)**. II, p. 203-213.
- ALLAN, J.D.; CASTILLO. 1995. **Stream ecology: structure and function of running waters**. London: Chapman & Hall, 388 p.
- BAPTISTA, D.F. *et al.* 2001. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé River basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 61(2): 249-258.
- BONADA, N., RIERADEVALL, M., DALLAS, H., DAVIS, J., DAY J., FIGUEROA, R., RESH V.H. & PART N. 2008. Multi-scale assessment of macroinvertebrate richness and composition in Mediterranean-climate rivers. *Freshwater Biology* 53:772-788.
- BUENO, A.P.; BOND-BUCKUP, G.; FERREIRA, B.D.P. 2003. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(1): 115-125.
- BUSS, D.F. *et al.* 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in southeast Brazil. *Hydrobiologia*, 481: 125-136.
- BUSS, D.F. *et al.* 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrates assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 518: 179-188.
- CALLISTO, M.; ESTEVES, F.A. 1995. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita, Lago Batata (Pará, Brasil). *Oecologia Brasiliensis*, 1: 335-348.
- CALLISTO, M.; ESTEVES, F.A. 1996. Composição granulométrica do sedimento de um lago Amazônico impactado por rejeito de bauxita e um lago natural (Pará, Brasil). *Acta Limnológica Brasiliensis*, 8: 115-126.
- CALLISTO, M. *et al.* 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividade de ensino e pesquisa (MG . RJ). *Acta Limnológica Brasiliensis*, 14(1): 91-98.
- CALLISTO, M.; GONÇALVES, J.F.; MORENO, P. 2005. Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores. In: Goulart. E. M. A. (Ed.). **Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais**. Belo Horizonte: UFMG.
- CUMMINS, K.W.; KLUG, M.J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10: 147-172.
- ESTEVES F. A. (ed.) 1995. **Estrutura, Funcionamento e Manejo de Ecossistemas Brasileiros**. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, pp. 281-291.
- FLECKER, A.S.; FEIFAREK, B. 1994. Disturbance and the temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams. *Freshwater Biology*, 31: 131-142.

- GALDEAN, N.; CALLISTO, M.; BARBOSA, F.A.R. 2000. Lotic Ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 545-552.
- GERRISH, N. and BRISTOW, J.M. 1979. Macroinvertebrate associations with aquatic macrophytes and artificial substrates. *J. Great Lakes Res.* 5: 69-72.
- HYNES, H. B. N. 1970. The ecology of stream insects. *Ann. Rev. Entomol.* 15:25-42
- MALMQVIST, B.; MÄKI, M. 1994. Benthic macroinvertebrate assemblages in north Swedish streams: environmental relationships. *Ecography*, 17: 9-16.
- MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque, Kendall/Hunt, 3rd ed., 722p., 1996.
- MUGNAI, R., NESSIMIAN, J. L., & BAPTISTA, D. F. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Technical Books Editora. Rio de Janeiro RJ. 2010 176p.
- NAKANO S, MURAKAMI M (2001) Reciprocal subsidies: dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proc Natl Acad Sci* 98:166-170
- PRAT, N.; RÍOS, B.; ACOSTA, R.; RIERADEVALL, M. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. In: Domínguez, E. & Fernández, H.R. (Eds)- **Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología**. Tucumán: Fundación Miguel Lillo, 656 pp., 2009.
- PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Viva. 328 p., 2001.
- RHEA, D.T. et al. 2006. Biomonitoring in the boulder river watershed, Montana, USA: Metal concentrations in biofilm and macroinvertebrates, and relations with macroinvertebrate assemblage. *Environmental Monitoring and Assessment*, 115: 381-393.
- ROQUE, F.O., TRIVINHO-STRIXINO, S., STRIXINO, G., AGOSTINHO, E.C. & FOGO, J.C. 2003. Benthic macroinvertebrates in stream of the Jaraguá State Park (Southeast of Brazil) considering multiple spatial scales. *Journal of Insect Conservation* 7:63-72.
- SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre: UFRGS, 532p., 1985.
- SILVEIRA, M.P. et al. 2006. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a Southeastern Brazilian river. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2b)
- SVENSSON, J. M.; BERGMAN, E.; ANDERSSON, G. 1999. Impact of cyprinid reduction on the benthic macroinvertebrates community and implications for increased nitrogen retention. *Hydrobiologia*, 404: 99-112.
- TAKEDA, A.M.; BÜTTOW, N.C.; MELO, S.M. 1991. Zoobentos do canal Corutuba- MS (Alto do Rio Paraná- Brasil). *Revista Unimar*, 13(2): 353-364.



- Tomanova, S.; Goitia, E.; Helesic, J. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, vol. 556, p. 251-264, 2006.
- VANNOTE, R.L. *et al.* 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- VANNOTTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130-133
- VINSON, M.R. & HAWKINS, C.P. 1998. Biodiversity of stream insects: variation at local, basin and regional scales. *Annual Review of Entomology* 43:271-293.
- WARD, D.; HOLMES, N.; JOSÉ, P. 1995. **The New Rivers and Wildlife Handbook**. Bedfordshire: RSPP, NRA and The Wildlife Trusts.



## **PARTE II: Projetos Livres**



**Teste experimental do efeito do risco de predação em *Deuterodon cf. singularis* (Characidae, Pices) por *Geophagus brasiliensis* (Ciclidae, Pices)**

*Gianuca, A.*

Programa de pós graduação em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil.

**Introdução**

Os modelos teóricos preditivos do comportamento animal são, em geral, uma função dos custos e benefícios envolvidos na escolha dos indivíduos que visam aumentar sua performance e garantir sua reprodução (Gould e Lewontin 1979). A teoria do forrageio ótimo, por exemplo, postula que o comportamento de busca do alimento foi favorecido pela seleção natural ao longo do processo evolutivo, o que resultou em um aumento da eficácia de consumo no momento atual (Ricklefs 2003, Begon et al. 2007). Uma eficácia elevada é alcançada mediante uma alta taxa líquida de ingestão de energia, ou seja, a energia bruta assimilada menos os custos energéticos para obtenção daquele alimento (Begon et al. 2007).

Em situações naturais, no entanto, tem sido observado desvios no comportamento de obtenção do alimento, sobretudo porque outros aspectos podem influenciar mais na eficácia de um determinado organismo do que o esperado pelo modelo do forrageio ótimo (Begon et al. 2007). O benefício de evitar predadores, por exemplo, pode ser maior do que o proporcionado pelo aumento na eficiência de obtenção do alimento (Werner et al. 1983). Assim, as decisões sobre onde se alimentar passam a ser vistas como um “tradeoff” entre a taxa de forrageio e o risco de morte envolvidos na obtenção dos alimentos (Werner et al. 1983).

Uma das questões fundamentais que surgem a partir dos modelos comportamentais é: um organismo individual pode, em um curto período de tempo, avaliar as mudanças no seu ambiente e ter a flexibilidade para responder a essas mudanças?

Sabe-se que, em lagos onde há espécies de peixes predadoras, os peixes menores ficam restritos às margens ou tufos de vegetação, e não se comportam conforme as predições do uso ótimo do habitat do ponto de vista da taxa de forrageio (Mittelbach 1981). Isto ocorre porque é justamente nos habitats mais ricos em alimentos que, em geral,

há o maior risco de predação (Werner et al. 2004). Assim, é necessário explorar o comportamento das presas com experimentos que possibilitem comparar as ações individuais, concernentes ao uso do habitat e ao risco de morte, na presença e na ausência do predador.

Os peixes da família Characidae formam o principal conjunto de espécies nectônicas dentro da ordem Characiforme, a mais rica e abundante (Nelson, 2006). Dentro desta família o gênero *Deuterodon*, conhecido popularmente como lambari, é classificado como onívoro, com grande amplitude de nicho trófico e generalização dos diferentes tipos de presas (Vitule e Aranha, 2002). A espécie de lambari *Deuterodon singularis* é um peixe de pequeno porte (< 9 cm), e habita rios de baixa ordem com grande disponibilidade de recursos de origem alóctone, como insetos e restos de folhas oriundas da vegetação ripária (Menezes et al., 2007). Devido a isso, são presas de muitas espécies de peixes, como *Geophagus brasiliensis* (Ciclidae). Este ciclídeo, popularmente chamado de cará, pode co-ocorrer com a espécie de lambari supracitada, e é um peixe de grande porte (□ 30 cm), voraz, polífago, mas que pode se alimentar de pequenos peixes, dependendo da disponibilidade deste item em relação aos demais (Abelha e Goulart 2004, Rodrigues et al. 2007). Se *Deuterodon* cf. *singularis* co-ocorre com *Geophagus brasiliensis*, espera-se que o padrão de uso do habitat da presa deve ser alterado na presença do predador. Além disso, por serem de hábitos diurnos, os lambaris devem responder à presença do predador visualmente e não devem ter um mecanismo de percepção quimio-sensorial aguçado.

Com base neste contexto, o objetivo deste estudo foi investigar o padrão de agrupamento e distribuição de *Deuterodon* cf. *singularis* na presença e na ausência de *Geophagus brasiliensis* e avaliar se tais diferenças, são visuais ou quimio-sensoriais.

## **Material e Métodos**

### *Área de estudo*

Tanto os lambaris como o cará utilizados neste estudo experimental foram coletados no dia 28/10/2010 na Lagoa do Peri (27°43'72"S; 48°30'44"W), e as demais etapas do experimento ocorreram no mesmo dia em um laboratório da sede do Parque Municipal da Lagoa do Peri.

### *Experimentos*

Para testar a resposta dos lambaris à presença do predador, o primeiro tratamento consistiu em colocar cerca de dez lambaris em uma bacia de 100 x 36 cm, sendo que num extremo da bacia havia um aquário de 20 x 35 cm contendo um cará de aproximadamente 25 cm. A bacia foi dividida em duas faixas transversais e a intenção era avaliar a proporção de indivíduos de lambari na faixa mais próxima ao cará e comparar com uma situação controle, na qual o aquário no canto da bacia estava vazio, ou seja, sem o predador.

Para testar se a possível resposta dos lambaris à presença do predador era visual ou quimio-sensorial, foi realizado um segundo experimento, o qual consistiu em manter em um tratamento o predador oculto, em um balde com uma tela porosa que impedisse o contato visual, mas não o fluxo da água do interior do balde para a bacia, permitindo assim que os odores do predador pudessem ser sentidos pela presa. Da mesma forma, duas faixas transversais à bacia foram estabelecidas com o intuito de contabilizar os lambaris que estavam próximos ao predador oculto.

Para cada tratamento foram realizadas 5 repetições, e a cada repetição os lambaris eram trocados e aclimatados por três minutos. Para registrar o número de lambaris em cada faixa do interior da bacia nos diferentes tratamentos, foram tiradas cinco fotos em seqüência, após os três minutos de aclimação. Com vistas a interferir o mínimo possível no comportamento dos peixes, a máquina fotográfica foi fixada sobre a bacia e acionada à distância com o auxílio de um notebook.

### *Análise de dados*

Para cada seqüência de fotos foi calculada a proporção de indivíduos de lambaris na faixa mais próxima ao predador, ou, no caso da situação controle, dos indivíduos mais próximos ao aquário vazio. Foi então calculada a média das proporções da seqüência de fotos. Com base nesses valores médios, foi utilizada Análise de Variância (One way - ANOVA) para testar se houve diferenças significativas no número de lambaris na presença do predador quando este esteve aparente, quando esteve oculto e quando esteve ausente.

### **Resultados**

Não foi constatada diferença significativa no padrão de agrupamento dos lambaris na presença do predador em relação à

situação controle ( $F = 1.73$ ; g.l = 12;  $p = 0.963$ ), assim como também não houve diferença significativa quando o predador esteve visível aos lambaris em relação ao tratamento em que ele esteve oculto ( $F = 1.73$ ; g.l. = 12;  $p = 0.235$ ) (Figura 1).

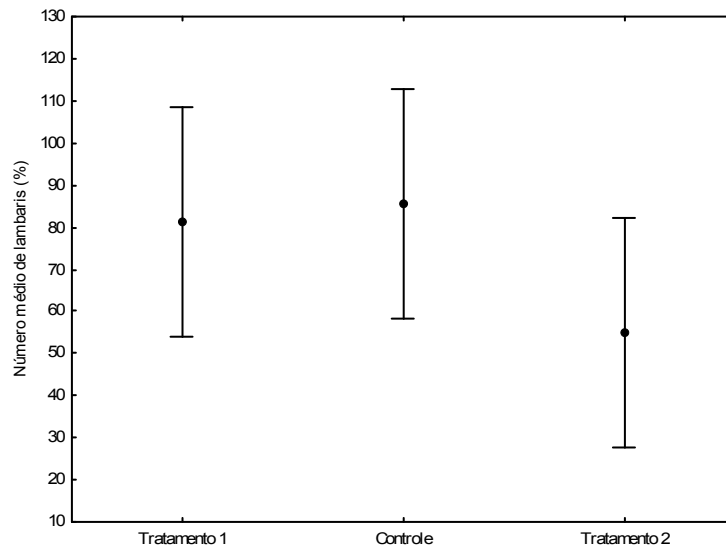


Figura 1 – Média das proporções de lambaris na primeira das duas faixas consideradas.

## Discussão

A ausência de efeito da presença do predador sobre a abundância de lambaris não está de acordo com o observado em um estudo realizado na Estação Biológica Kellogg, EUA. Pesquisadores perceberam uma restrição do uso do habitat por pequenos peixes na presença de peixes maiores predadores (Werner et al. 1983). Foi constatado ainda neste estudo, que os peixes pequenos sofreram, além de elevada mortalidade na presença do predador, uma diminuição nas taxas de crescimento (Werner et al. 1983). Isto se deu pelo fato de que os peixes pequenos ficavam restritos às margens da lagoa quando o predador estava presente, e não exploravam adequadamente o ambiente em busca dos recursos, que na verdade eram mais abundantes e nutritivos em águas abertas e mais profundas (Werner et al. 1983). Na ausência do predador, no entanto, os pequenos peixes ampliaram seu



raio de ação, e patrulhavam toda a região em busca de alimentos, com ganhos consideráveis nas taxas de crescimento ao final do experimento (Werner et al. 1983).

No presente estudo, deve-se considerar que apesar de ser um peixe de grande porte, *Geophagus brasiliensis* possui um hábito alimentar polífago, com uma dieta predominantemente composta de pequenos frutos, sementes e detritos (Abelha e Goulart 2004). Talvez por isso, os lambaris não reconheçam o cará como um predador em potencial, e assim, não restrinjam seu uso do hábitat em função da sua presença, já que o risco de morte seria improvável.

Além disso, deve-se considerar que as condições bastante simplificadas e artificiais do experimento podem ter afetado o comportamento dos lambaris. Dessa forma, novos estudos que simulem melhor as condições naturais, e com outros tipos de peixes predadores, seriam necessários para averiguar se há uma restrição no uso do hábitat de *Deuterodon cf. singularis* em função do risco de predação.

### **Agradecimentos**

Agradeço ao Professor Dr. Selvino Neckel de Oliveira por ter orientado o estudo, colaborando com importantes discussões e a revisão do manuscrito. Sou especialmente grato ao colega Eduardo Tadashi, que emprestou sua câmera fotográfica e auxiliou na construção do experimento.

### **Referências**

- ABELHA, M. C. F. e GOULART, E. 2004. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Sci. Biol. Sci.*, 26(1):37-45.
- BEGON, M., TOWNSEND C. R. e J. L. HARPER (2007) **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. Porto Alegre: Artmed.
- GOULD, S. J., e R. C. LEWONTIN 1979. The spandrels of San Marco and the Panglossian paradigm: a critique of the adaptationists programme. *Proceedings of the Royal Society of London Biological Sciences* 205:581-598.
- MENEZES, N.A; WEITZMAN, S.H., OYAKAWA, O.T.; DE LIMA, F.C.T.; CASTRO, R.M.C.; WEITZMAN, M.J. 2007. **Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais**. Museu de Zoologia da USP, São Paulo. 408pp.
- MITTELBAACH, G. G. 1981. Foraging efficiency and body size: a study of optimal diet and habitat use by bluegills. *Ecology* 62:1370-1386.

- NELSON, J.S. 2006. **Fishes of the world**. 4<sup>a</sup> ed. John Wiley & Sons, New York, 624p.
- RICKLEFS, R. E. 2003. **A Economia da Natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara-Koogan.
- RODRIGUES, V. M. S.; SOUZA, J. L. G.; BARBOSA, R. T.; CAMPOS, S. S. e S. F. TEIXEIRA (2007) Alimentação da Tilápia *Geophagus brasiliensis* (Quoy e Gaimard, 1824) no Reservatório de Boa Esperança, PI, Brasil. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu – MG**.
- VITULE, J.R.S.; ARANHA, J.M.R. 2002. Ecologia alimentar do lambari, *Deuteodon langei* Travassos, 1957 (Characidae, Tetragonopterinae), de diferentes tamanhos em um riacho da Floresta Atlântica, Paraná (Brasil). *Acta Biologica Paranaense*, Curitiba, 31(1,2,3,4):137-150.
- WERNER, E. E.; GILLIAM, J. F.; HALL, D. J. e G. G. MITTELBACH 1983. An Experimental Test of the Effects of Predation Risk on Habitat Use in Fish Source. *Ecology*, 64:1540-1548.

**Influência da cobertura vegetal na distribuição espacial e no padrão reprodutivo de *Vriesea friburgensis* Mez var. *paludosa* (L. B. Smith) em uma restinga arbustiva, Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis/SC**

*Costa, A. R.<sup>1</sup>; Rovai, A. S.<sup>1</sup>; Castellani, T. T.<sup>2</sup>*

1-Mestrando do Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

2-Docente do Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

**Introdução**

A heterogeneidade ambiental se refere à distribuição descontínua dos fatores abióticos e bióticos ao longo do espaço (Dale, 1999) e tal variação é dependente da escala de estudo (Li e Reynolds, 1995). Na escala micro-local, a heterogeneidade ambiental está associada com a variação espacial de micro-sítios adequados para a germinação e o estabelecimento de espécies vegetais (Hutchings, 1989).

Fisionomias vegetais que se desenvolvem sobre planícies quaternárias ou em restingas apresentam elevada heterogeneidade ambiental, favorecendo o desenvolvimento de mosaicos compostos por formações variando de herbácea a arbórea (Falkenberg, 1999). Fatores como temperatura, umidade, incidência de luz, composição do espectro e polarização dos raios são importantes para a flora terrícola, rupícola e epifítica de Bromeliaceae e variam de forma diferenciada nas formações vegetais onde ocorrem (Benzing, 1995).

Devido às adaptações existentes em Bromeliaceae para obtenção de nutrientes e água disponíveis na atmosfera ou na sua cisterna, diferentes padrões de distribuição espacial são registrados nas formações vegetais onde ocorrem (Benzing, 1990). Estas adaptações também são importantes para a ocorrência de bromélias nas restingas, uma vez que a dessecação e a pobreza de nutrientes no substrato são consideradas os principais fatores limitantes no estabelecimento de espécies vegetais sobre planícies arenosas costeiras (Maun, 1994).

A espécie *Vriesea friburgensis* apresenta porte médio, podendo ultrapassar dois metros de altura, contando com a inflorescência. Desenvolve-se em solos arenosos de restinga litorânea, eventualmente formando grandes touceiras, com vários indivíduos (Reitz, 1983).

Alguns autores verificaram que outra espécie de bromélia, *Aechmea nudicaulis*, comumente encontrada em restingas, é capaz de formar densos agrupamentos por meio reprodução vegetativa (*ramets*) (Sampaio *et al.*, 2002) e que este padrão está relacionado ao grau de cobertura vegetal dos sítios de investigação (Sampaio *et al.*, 2005).

Deste modo, o presente estudo buscou verificar a Influência da cobertura vegetal no tamanho das rosetas de *V. Friburgensis*, na distribuição espacial e no padrão reprodutivo desta espécie em uma formação de vegetação de restinga.

## **Material e métodos**

### *Área de estudo*

O local estudado encontra-se no Parque Municipal da Lagoa do Peri, na área de restinga compreendida entre a lagoa e a praia da Armação, no município de Florianópolis, SC. A área é caracterizada como restinga arbustiva, onde a vegetação é formada por mosaicos intercalados de maior e menor densidade de arbustos. O estrato arbustivo é predominado por *Myrcia palustris*, *Ocotea pulchella*, *Ouratea parvifolia* e *Ilex theezans*. As bromélias *Vriesea friburgensis* e *Aechmea lindenii* dominam o estrato herbáceo.

### *Coleta de-dados morfométricos*

Ao longo de trilhas pré-existentes foram amostradas 104 rosetas de *V. friburgensis*, aleatoriamente, sendo que, a partir da primeira analisada foi avaliada a planta mais próxima da mesma, respeitando-se uma distância mínima de 1m entre os espécimes. Para cada roseta foi registrado o diâmetro.

Quando agrupadas, foi eleita uma roseta para o registro destas dimensões. Dos indivíduos amostrados, aproximadamente 50% estavam expostos diretamente ao sol e o restante sob algum grau de cobertura do estrato arbustivo/arbóreo. Para verificar o agrupamento, as rosetas foram manualmente inspecionadas afim de verificar se tratavam de rosetas que se desenvolveram lado a lado ou então se haviam se originado a partir de plantas anteriormente estabelecidas (reprodução clonal).

### *Estimativa de abertura do dossel*

Para a avaliação da abertura do dossel foi tirada uma foto hemisférica com a câmera posicionada para o céu, logo acima do roseta dos indivíduos amostrados, sendo as fotos posteriormente analisadas

pelo programa *Gap Light Analyser* versão 2.0 (Frazer *et al.*, 1999). A utilização de fotos hemisféricas para quantificar a porcentagem de abertura do dossel (figura 1) é um método indireto não destrutivo, uma vez que o mesmo permite descrever a abertura de dossel e relações de luz por meio de softwares específicos, dispensando intervenções no meio (Nascimento, 2007).



Figura 1 – Exemplo do tratamento das imagens realizadas com auxílio do programa *Gap Light Analyser*. A = imagens registradas em campo; B = Imagens tratadas no programa para quantificação da porcentagem de abertura do dossel.

#### *Análises estatísticas*

Foram feitas análises de correlação de Pearson e ajustes de regressão linear para observar a relação entre o número de rosetas agrupadas e tamanho de rosetas com a porcentagem de abertura do dossel. O programa utilizado foi o *Statistica*.

## Resultados

Foram amostrados 104 indivíduos de *V. friburgensis*, dos quais foram tomadas medidas de diâmetro, contados o número de rosetas presentes e calculados as porcentagens de abertura do dossel. O diâmetro médio foi 45,0 cm e o número médio de rosetas foi 2,9 (Anexo I).

A correlação entre o grau de abertura do dossel (AD) e o número de rosetas foi negativa e altamente significativa, com  $r = -0,46$ ;  $p < 0,001$ . A regressão realizada demonstrou que a cada 20 % de aumento na abertura do dossel o número de rosetas diminui em uma unidade (Figura 2).

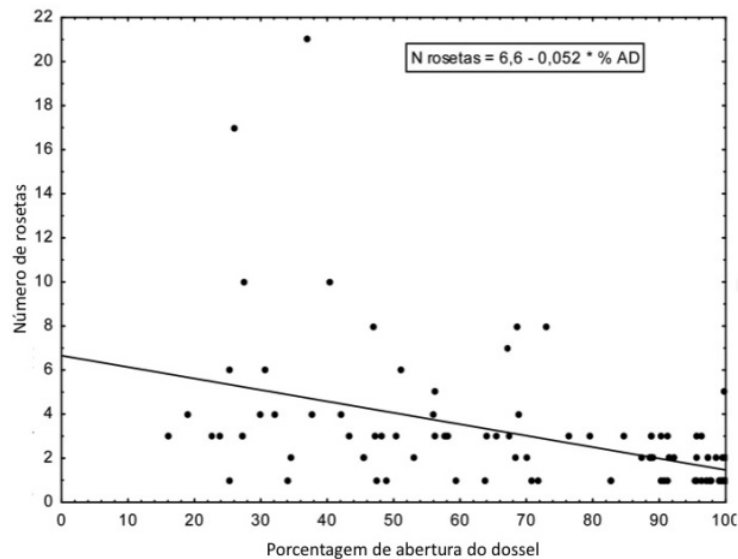


Figura 2 - Correlação entre a porcentagem de abertura do dossel (AD) e o número de rosetas agrupadas amostradas em um fragmento de vegetação de restinga localizado no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis/SC.

Em relação ao tamanho dos indivíduos, a correlação entre o grau de abertura do dossel (AD) e o diâmetro foi negativa, com  $r = 0,55$ ;  $p < 0,001$ . A regressão realizada mostrou que a cada 10 % de aumento no grau de abertura do dossel (AD), o diâmetro das rosetas diminui em 3,2 cm (Figura 3).

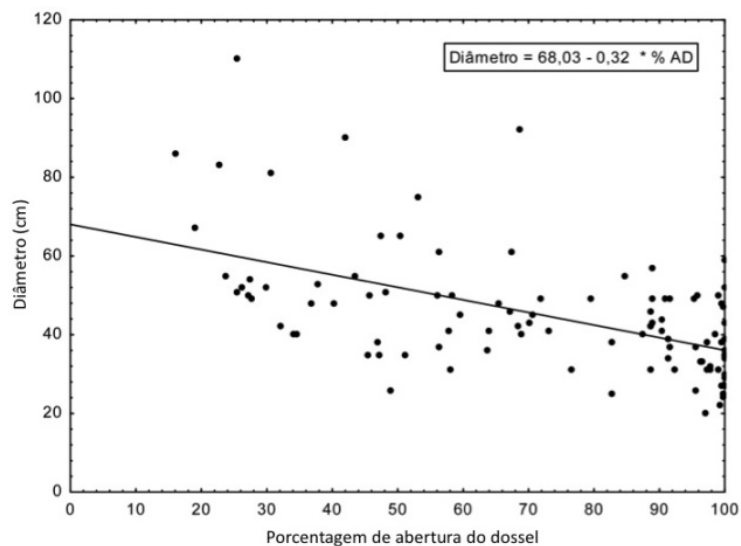


Figura 3 - Correlação entre a porcentagem de abertura do dossel (AD) e o tamanho (diâmetro) de roseta amostrado em um fragmento de vegetação de restinga localizado no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis/SC.

### Discussão

Uma vez que fatores como temperatura, umidade, incidência de luz, composição do espectro e polarização dos raios, variam de forma diferenciada na floresta (Benzing, 1995), a hipótese deste trabalho foi a existência de variação no padrão de distribuição de *V. friburgensis* em áreas com maior e menor cobertura vegetal dentro de restingas arbustivas. Os resultados obtidos corroboram com esta hipótese inicial. Observou-se que as bromélias situadas em áreas com baixa cobertura vegetal apresentaram tendência a ocorrer isoladas e, quando agrupadas, em menor número de rosetas. Além do número de rosetas, o diâmetro das plantas também apresentou redução à medida que o grau de insolação aumentava.

A redução nas dimensões de tecidos vegetais em função do maior grau de exposição aos raios ultravioletas foi anteriormente reportada para outras espécies. Voltolini (2009), analisando a anatomia de folhas de *Aechmea lindenii* (E. Morren) Baker var. *lindenii*, verificou que a baixa irradiação solar determinou maior expansão da área foliar,

decorrente do alongamento da lâmina. Ainda em se tratando de ambientes sob estresse ambiental, Rovai *et al.* (2002) verificaram haver diferenças significativas entre as áreas foliares de *Rhizophora mangle*, espécie típica de manguezal, quando comparadas folhas expostas ao sol (menores) com folhas de sombra (maiores). Além da influência da luminosidade sobre o desenvolvimento dos tecidos foliares, conforme reportado por Voltolini (2009) para outra espécie de bromélia (*A. lindenii*), no caso de *V. friburgensis*, tal constatação pode também estar relacionada ao fato de que bromélias tanque perdem mais água por evaporação do que por absorção para uso (Zotz e Thomas, 1999), sendo seu desenvolvimento provavelmente favorecido nas áreas mais sombreadas devido às menores taxas de perda da água da roseta quando comparadas às áreas expostas ao sol, principalmente nestes ambientes com solos fortemente drenados.

Estes resultados corroboram a descrição de Reitz (1983), que cita a espécie como sendo característica de ambientes de luz difusa. Alguns autores, como Costa (2007), demonstram que para algumas espécies de bromélias, a maior distribuição não ocorreria nem no interior da vegetação e nem em áreas totalmente expostas, mas sim nas bordas dos fragmentos de vegetação. Sampaio *et al.* (2004) evidenciaram que o crescimento direcional de *Aechmea nudicaulis* ocorre por meio do surgimento de *ramets* no sentido interior-borda da moita de restinga. Em relação ao padrão reprodutivo, Sampaio *et al.* (2005) observaram, para *Aechmea nudicaulis*, maior número de *ramets* em ambientes com cobertura vegetal intermediária. Ainda, Sampaio *et al.* (2005) verificaram que a reprodução sexuada não apresenta implicações demográficas para as populações de *A. nudicaulis* estudadas. Wikberg e Svensson (2003) também reportaram a baixa importância da reprodução sexual para outras plantas clonais.

Apesar dos indivíduos mensurados não terem sido verificados um a um quanto as suas condições vegetativas (se *ramet* ou indivíduo isolado, *i.e.*, reprodução sexuada), considerou-se que a formação de agrupamentos teriam origem a partir do surgimento de *ramets*. Deste modo, os resultados deste estudo corroboram os padrões reprodutivos encontrados por Sampaio *et al.* (2004, 2005) para outra espécie de bromélia (*A. nudicaulis*) típica de restingas.

Finalmente, estudos que descrevam melhor os sítios de investigação e detalhem a forma de propagação (germinação *versus* crescimento vegetativo) da espécie poderão encontrar outros fatores que



expliquem a variação na abundância e no padrão reprodutivo de *V. Friburgensis* e sua relação com o grau de cobertura vegetal.

### Referências

- BENZING, D.H. 1990. **Vascular Epiphytes**. New York, Cambridge University Press. 354 p.
- BENZING, D.H. 1995. Vascular epiphytes in forest canopies. In LOWMAN, M.D. & NADKARNI, N.M. (Eds.). **Forest Canopies**. California: Academic Press, p.225-254.
- COSTA, A. G.; MARTINS, C. F.; REPINALDO, F, BIASUTTI, L.; PETERLE, P. L.; BRAVO, Q. B.; ZANOTTI, R. & VOLTOLINI, J. C. Biogeografia de ilhas de *Vriesea neoglutinosa* Mez (Bromeliaceae) em ilhas de *Clusia* na Restinga do Parque Estadual Paulo César Vinha, Guarapari, ES. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG
- DALE, M.R.T. 1999. **Spatial pattern analysis in plant ecology**. New York, Cambridge University Press. 326p.
- FALKENBERG, D.B. 1999. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, Sul do Brasil. *Insula* 28: 1-30.
- FRAZER, G.W., CANHAM, C.D. & LERTZMAN, K.P. 1999. Gap Light Analyzer (GLA). **Imaging software extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation**. Version 2.0. New York, Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and The Institute of Ecosystem Studies, Millbrook.
- HUTCHINGS, M.J. 1989. The structure of plant populations. In: CRAWLEY, M.J. (Ed.). **Plant Ecology**. Oxford, Oxford Blackwell. p. 97-136.
- LI, H. & REYNOLDS, J.F. 1995. On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos*, 73: 280-284.
- MAUN, M. A. 1994. Adaptations enhancing survival and establishment of seedlings on coastal dune systems. *Vegetation* 111:59-70.
- NASCIMENTO, A.R.T.; FAGG, J.M.F.; FAGG, C.W. Canopy openness and LAI estimates in two seasonally Deciduous forests on limestone outcrops in central Brazil using hemispherical photographs. *Rev. Árvore*, Viçosa-MG, v.31, n.1, p.167-176. 2007.
- REITZ, R. 1983. **Bromeliáceas e a malária - bromélia endêmica**. Flora Ilustrada Catarinense fasc BROM, p.1-559
- ROVAI, A. S. ; MENGHINI, R. P. ; CORREA, F. M. ; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. ; COELHO JUNIOR, C. 2002. **Rhizophora mangle: Medidas foliares em gradiente de salinidade, Cananéia, Estado de São Paulo, Brasil**. In: 53º Congresso Nacional de Botânica, 2002, Pernambuco.

- SAMPAIO, M. C.; ARAÚJO, T. F.; SCARANO, F. R.; STUEFER, J. F. 2004. Directional growth of a clonal bromeliad species in response to spatial habitat heterogeneity. *Evolutionary Ecology* (2004) 18: 429–442.
- SAMPAIO, M. C.; PERISSÉ, L. E.; AGUIAR DE OLIVEIRA, G.; IGLESIAS RIOS, R. 2002. The contrasting clonal architecture of two bromeliads from sandy coastal plains in Brazil. *Flora* 197: 443–451.
- SAMPAIO, M. C.; XAVIER-PICÓ, F.; SCARANO, F. R. 2005. RAMET DEMOGRAPHY OF A NURSE BROMELIAD IN BRAZILIAN RESTINGAS. *American Journal of Botany* 92(4): 674–681.
- WIKBERG, S., AND B. M. SVENSSON. 2003. Ramet demography in a ring-forming clonal sedge. *Journal of Ecology* 91: 847–854.
- ZOTZ, G. & THOMAS, V. 1999. How much water is in the tank? Model calculations for two epiphytic bromeliads. *Annals of Botany*, .83: 183-192.

Anexo I - Tabela I – Indivíduos de *V. friburgensis* amostrados em um fragmento de vegetação de restinga localizado no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis/SC. D = diâmetro; N. rosetas = número de rosetas; CO = porcentagem de cobertura do dossel.

D (cm)	N. rosetas	CO (%)	D (cm)	N. rosetas	CO (%)	D (cm)	N. rosetas	CO (%)
49	3	88,78	38	1	82,69	42	2	88,62
52	2	99,97	35	1	100,00	50	1	98,97
40	2	34,63	31	1	97,88	110	1	25,37
48	10	40,28	35	1	100,00	81	6	30,71
48	21	36,89	41	1	90,30	86	3	16,02
35	2	45,46	27	2	100,00	55	3	23,83
49	10	27,61	35	1	100,00	67	4	19,10
52	17	26,13	38	2	97,33	53	4	37,77
29	1	99,89	48	1	99,53	30	1	100,00
37	2	95,66	27	1	99,60	36	1	100,00
31	2	97,25	37	2	91,59	49	2	91,54
38	2	99,52	49	1	90,88	43	2	88,78
36	1	63,69	31	3	76,47	34	1	100,00
42	2	88,70	39	3	91,27	50	1	95,70
40	1	34,05	48	3	65,37	59	1	100,00
40	4	68,96	45	1	70,71	43	2	70,18
61	5	56,24	44	3	90,36	45	1	59,50
65	3	50,44	49	1	71,87	26	3	95,67
25	5	99,88	46	2	88,71	41	3	57,69
33	3	96,28	25	1	82,78	37	3	56,31
32	1	97,69	50	3	58,27	50	3	27,21
20	1	96,99	83	3	22,69	50	4	56,08
34	1	91,25	26	1	48,92	46	7	67,08
31	1	99,10	38	8	46,86	52	4	29,93
40	2	87,48	31	2	92,31	90	4	41,99
42	2	68,49	31	3	88,76	51	6	25,34
55	3	84,73	35	6	51,07	54	3	27,36
49	1	95,33	41	8	73,07	55	3	43,43
47	2	99,81	57	2	88,99	35	3	47,22
39	1	100,00	41	3	63,96	92	8	68,71
43	1	100,00	49	3	79,63	31	3	57,96
24	1	99,80	61	3	67,52	51	3	48,14
33	1	96,45	65	1	47,35	42	4	32,17
40	2	98,51	75	2	53,14	0	0	0
22	1	99,22	50	2	45,60	0	0	0



## **O incremento de nutrientes realmente influencia nas taxas de produção e respiração fitoplanctônica? O caso da adição experimental de fósforo e nitrogênio na Lagoa do Peri, Florianópolis, sul do Brasil**

*Schmidt, G.O.<sup>1</sup> ; Cereto, C.E.<sup>1</sup> ; Fontes, M.L.S.<sup>2</sup>*

1-Mestrando do programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

2-Pós-doutoranda do programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

### **Introdução**

A produtividade primária de um sistema ecológico é um importante descritor da ecologia e fisiologia de comunidades vegetais (Ferreira 2007), sendo definida como a taxa em que a energia radiante é convertida em substâncias orgânicas pela atividade fotossintética dos organismos produtores (Odum e Barret, 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 fluxos de energia (Ferreira 2007).

Nos sistemas límnicos oligotróficos, a comunidade fitoplanctônica é dominada por cianobactérias, sendo a estrutura física do ambiente e a disponibilidade de nutrientes alguns dos principais fatores que influenciam na composição destas comunidades (Reynolds, 1980; Ivanikov *et al.* 2005). Estudos na lagoa do Peri apontam baixas concentrações de nitrito, amônio e fósforo total dissolvido, caracterizando o sistema como oligotrófico (Hennemann 2010, Martins *et al.*, 2009). A razão Nitrogênio:Fósforo encontrada em estudos anteriores para a Lagoa do Peri é superior a 30:1, quase o dobro da proporção ideal N:P (razão de Redfield) para estes nutrientes, indicando o fósforo como sendo um nutriente limitante da produção primária neste local. Tal fato pode estar associado à constante oxigenação da coluna d'água, devido à ação dos ventos que mantém o fósforo agregado ao sedimento e a reduzida introdução de fósforo por fontes alóctones à lagoa do Peri (Hennemann 2010).

Estudos realizados na Lagoa do Peri indicaram que a cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* é a espécie predominante no local (Laudares-Silva, 1999; NEMAR, 1999; Matthiensen e Barbosa,

2003; Grellmann, 2006), no entanto sabemos que outros organismos planctônicos podem exercer importante papel tanto na produção quanto no consumo de oxigênio. Além disso, a lagoa do Peri apresenta uma baixa produção primária líquida e, de maneira geral, existe uma tendência à predominância de heterotrofia, o que é relatado para sistemas aquáticos (Biddanda et al. 2001). Estudos anteriores encontraram uma supersaturação de CO<sub>2</sub> na Lagoa do Peri (Martins et al., 2010; Moreira et al., 2010), o que demonstra uma predominância de metabolismo heterotrófico no local.

Frente às constantes ameaças da urbanização, sabe-se que a descarga de efluentes num corpo d'água gera um aumento na concentração de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos (Esteves, 1998). Com isso, torna-se importante a investigação dos efeitos do incremento desses nutrientes no metabolismo dos organismos formadores do plâncton em locais como a Lagoa do Peri, onde a atenção deve ser redobrada, já que funciona como importante reservatório para o fornecimento de água potável para a região.

## **Objetivos**

Avaliar a influência da adição de diferentes concentrações de nutrientes sobre as taxas de respiração e produção primária líquida fitoplanctônica.

## **Material e Métodos**

### *Área de estudo*

O experimento foi realizado em uma área rasa da Lagoa do Peri, localizada próximo ao trapiche situado em frente à sede do Parque Municipal da Lagoa do Peri, na margem nordeste da lagoa (27°45'0.37"S / 48°30'1.25"W).

### *Coleta de dados*

Amostras de água foram coletadas no local e transferidas com cuidado para frascos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), de aproximadamente 100 mL cada. A produção primária foi estimada através do método de incubação de garrafas claras e escuras (Vollenweider 1971) que utiliza a variação na concentração do oxigênio

dissolvido (OD) ao longo do tempo de incubação para estimar as taxas de produção primária líquida e respiração da comunidade planctônica. Foram realizados dois tratamentos e um controle, utilizando duas garrafas claras e duas escuras por tratamento durante um período de incubação de seis horas (9h às 15hs), além de dois frascos fixados no momento da incubação dos demais para a determinação da concentração inicial de oxigênio dissolvido. O experimento teve o objetivo de estimar a produção primária e respiração da comunidade planctônica nos seguintes tratamentos: 1) adição de nitrogênio e fósforo ( $80\mu\text{M N}$ :  $5\mu\text{M P}$ ) na forma de  $\text{NaNO}_3$  e  $\text{NaH}_2\text{PO}_4$ , respectivamente; 2) adição de nitrogênio e fósforo na proporção de  $160\mu\text{M N}$ :  $10\mu\text{M P}$ . Ambos os tratamentos seguiram a razão ideal de 16N:1P (Redfield, 1958).

Em cada tratamento, a produção primária líquida foi medida através da diferença entre a concentração de oxigênio nas garrafas claras e nas garrafas iniciais, obtidas no momento da coleta. A respiração foi quantificada através da diferença entre a concentração de oxigênio nas garrafas escuras e nas amostras iniciais dividido pelo tempo de incubação. As concentrações de oxigênio foram medidas através do método de Winkler (Winkler, 1888) e as respirações e produções resultantes estimadas em  $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ .

#### *Análise de dados*

Para avaliar as diferenças entre as médias de produção primária líquida e respiração dos tratamentos em relação ao controle foi realizado um teste de análise de variância (ANOVA unifatorial), com o teste de Dunnett *a posteriori*.

### **Resultados**

Apenas o controle apresentou uma produtividade líquida positiva ( $\text{PPL} = 0.002 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ). Os tratamentos 1 e 2 apresentaram produtividades líquidas negativas e semelhantes,  $-0.084$  e  $-0.088 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , respectivamente, ou seja, apresentaram consumo de oxigênio. Essas diferenças em relação ao controle foram significativas ( $p = 0.006$  para o tratamento 1 e  $p = 0.005$  para o tratamento 2). A respiração da comunidade planctônica dos tratamentos também aumentou em relação ao controle ( $\text{RC} = -0.088$ ;  $-0.093$ ;  $-0.153 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ; para o controle, tratamento 1 e 2, respectivamente), porém esta variação não foi significativa.

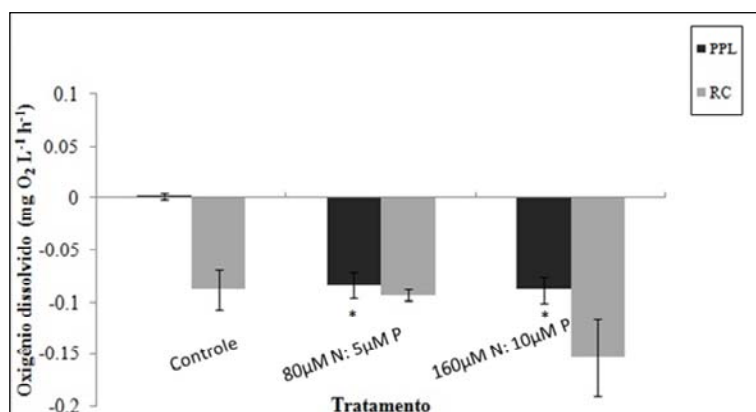


Figura 1. Estimativas da produção primária líquida (PPL) e da respiração da comunidade planctônica (RC) na Lagoa do Peri, Florianópolis, no controle e nos tratamentos 1 (adição de 80µM N: 5µM P) e 2 (adição de 160µM N: 10µM P). \* diferença significativa comparada ao controle ( $p < 0,05$ ).

## Discussão

De maneira geral, existe uma tendência à predominância de heterotrofia (supersaturação de CO<sub>2</sub>) em sistemas aquáticos oligotróficos e de autotrofia (subsaturação de CO<sub>2</sub>) em sistemas eutróficos (Biddanda *et al.* 2001). Estudos anteriores encontraram uma supersaturação de CO<sub>2</sub> na Lagoa do Peri (Martins *et al.*, 2010; Moreira *et al.*, 2010), o que demonstra uma predominância de metabolismo heterotrófico no local. Estas observações estão de acordo com o encontrado nos tratamentos 1 e 2 do presente estudo, onde a respiração foi muito superior a produção primária líquida, resultando em produtividades líquidas negativas, o que significa que a respiração superou a produção primária líquida mesmo durante o dia, independente da concentração de nutrientes.

A dominância da cianobactéria *C. raciborskii* pode ter contribuído para os resultados encontrados neste estudo. De acordo com Padišák (1997), esta espécie apresenta preferência por locais mais sombreados e possui uma baixa eficiência fotossintética. Além disso, a alta luminosidade no dia do experimento também pode explicar esta baixa produção. Dokulil & Mayer (1996) relataram duas situações de fotoinibição da comunidade fitoplanctônica de um lago austríaco raso (cuja biomassa correspondia a 90% de *C. raciborskii*): uma a 240 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> e outra a 70 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>. Em outro estudo, realizado no Lago



Solomons Dam, na Austrália, Saker et al. (1999) observaram que uma intensidade luminosa contínua de  $165 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  foi capaz de inibir completamente o crescimento de *C. raciborskii*. Esta baixa eficiência fotossintética, aliada a uma provável fotoinibição ao longo da incubação, podem ter resultado nas baixas e negativas produções encontradas em nossos resultados. Além disso, sabe-se que a eficiência de utilização de um recurso pelo fitoplâncton está diretamente relacionada a sua diversidade, muito mais do que à concentração de fósforo (Ptacnik et al. 2008). Pelo fato de a Lagoa do Peri ser um sistema dominado por cianobactérias, sua baixa diversidade pode explicar a baixa produtividade primária em função da menor utilização do recurso. Outro fator importante é a grande abundância de clorofíceas do gênero *Botryococcus* na Lagoa do Peri, microalgas produtoras de substância extracelular polimérica (EPS) ou carbono dissolvido (Laudares-Silva, comun. pess.), o que estimula a atividade heterotrófica (respiração) de protistas e bactérias.

As adições de nitrogênio e fósforo em ambos os tratamentos resultaram em diminuições significativas na produtividade primária líquida e no aumento da respiração da comunidade planctônica do local amostrado, o que pode ser também atribuído à competição por estes nutrientes. Bactérias são competidoras efetivas por fósforo (Currie e Kalff, 1984), podendo seqüestrar ou atrasar sua disponibilidade ao fitoplâncton (Cottingham, 1997), resultando em um aumento da respiração e diminuição da produção. Dessa forma, este fósforo só estaria disponível ao fitoplâncton após a morte dessas bactérias (Cottingham, 1997), o que provocaria uma resposta tardia no aumento da produtividade primária. Essa hipótese foi confirmada por Hennemann (2010), que relatou um atraso de sete dias na resposta do fitoplâncton, desta mesma área de estudo, frente ao incremento de P, o que nos indica que um tempo maior de estudo poderia gerar uma resposta diferente na produtividade primária desta comunidade. Seguindo este raciocínio, Isvánovics et al. (2000) verificaram um retardo no crescimento de *C. raciborskii* após adições bruscas de P, como o realizado no presente estudo. Ao contrário, quando os incrementos com este nutriente foram contínuos, a população desta cianobactéria cresceu.

Conforme podemos observar neste e em outros trabalhos, adições de nitrogênio e fósforo nem sempre beneficiam primeiramente os organismos produtores nos ecossistemas aquáticos. Organismos heterotróficos podem se aproveitar mais rapidamente destes incrementos e aumentar o consumo de oxigênio no local, principalmente em

ecossistemas onde este tipo de metabolismo é predominante, como na Lagoa do Peri.

## Referências

- BIDDANDA B. A., OGDAL LM., COTNER J. B. 2001. Dominance of bacterial metabolism in oligotrophic relative to eutrophic waters. *Limnol. Oceanogr.* 46:730–9.
- COTTINGHAM, K.L., KNIGHT, S.E., CARPENTER, S.R., COLE, J.J., PACE, M.L. and WAGNER, A.E. (1997) Response of phytoplankton and bacteria to nutrients and zooplankton: a mesocosm experiment. *J.Plankton Res.*, 19(8), 995–1010.
- CURRIE, D.J. & KALFF, J. (1984). A comparison of the abilities of freshwater algae and bacteria to acquire and retain phosphorus. *Limnology Oceanography*, 29(2), 298–310.
- DOKULIL M.T. & MAYER J. (1996). “Population dynamics and photosynthetic rates of a *Cylindrospermopsis* — *Limnothrix* association in a highly eutrophic urban lake, Alte Donau, Vienna, Austria”. *Algological Studies*, 83,179 195.
- ESTEVEZ, F.A. (1998). **Fundamentos de Limnologia**. 2ª edição. Rio de Janeiro, Interciência.
- FERREIRA, R. M. 2007. **Efeitos da limitação de fósforo na eficiência fotossintética, na morfologia e no crescimento de *Cylindrospermopsis raciborskii***. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Juiz de Fora, Brasil, 57 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, Brasil, 94p
- HENNEMANN, M.C. 2010. **Dinâmica da qualidade da água em uma lagoa costeira: o caso peculiar da lagoa do Peri, Ilha de santa Catarina, Brasil**. Dissertação (mestrado), Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de ciências biológicas. Programa de pós-graduação em Ecologia. 112pp.
- IVANIKOV, N. V.; MCKAY, R. M. L. e BULLERJAHN, G. S. 2005. Construction and characterization of a cyanobacterial bioreporter capable of assessing nitrate assimilatory capacity in freshwaters. *Limnological Oceanography Methods*, 3: 86–93.
- ISVÁNOVICS, V., SHAFIK, H.M., PRÉSING, M. and JUHOS, S. (2000) Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) in throughflow cultures. *Freshwater Biology*, 43, 257–275.
- LAUDARES-SILVA, R. 1999. **Aspectos limnológicos, variabilidade especial e temporal na estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa do Peri,**

- Santa Catarina, Brasil.** Tese de doutorado - Universidade Federal de São Carlos.
- MARTINS, C. D. L., BARNECHE D. R., CORSO G., COSTA-ARAÚJO R., MACEDO-SOARES L.C.P., ZANK S. & FONTES, M.L.S. 2010. A influência do incremento de nutrientes na produção primária em área marginal da Lagoa do Peri, SC. **Ecologia de campo na Lagoa do Peri 2009** / organizadores Mauricio Cantor, Luis Carlos Pinto Macedo-Soares, Natalia Hanazaki. –1. ed. - Florianópolis : Universidade Federal de Santa Catarina, 11-19.
- MATTHIENSEN, A.; BARBOSA, T. C. P. 2003. Fitoplâncton potencialmente nocivo em corpos d'água costeiros utilizados para o consumo humano: dados preliminares da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. **Anais do IX Congresso Brasileiro de Limnologia**, Juiz de Fora, Brasil, CD Rom.
- MOREIRA M. C.; FREITAS ALVES G.; CANTOR M.; BEGNINI R. M.; BARBOSA C. & FONTES M. L. S. 2010. Estimativas do Fluxo de Dióxido de Carbono entre a Interface Água-Atmosfera em uma Área Rasa da Lagoa do Peri (SC). **Ecologia de campo na Lagoa do Peri 2009** / organizadores Mauricio Cantor, Luis Carlos Pinto Macedo-Soares, Natalia Hanazaki. –1. ed. – Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina: 20-29.
- NEMAR, 1999. **Diagnostico ambiental visando um programa 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, 286pp.
- ODUM, E. P. e BARRET, G. W. 2007. **Fundamentos de ecologia**. Thomson Learning, 5 ed., São Paulo, 612p.
- PADISAK, J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv für Hydrobiologie*, 107:563-593.
- Ptacnik, R., Solimin A. G., Andersen, T., Tamminen T., Brettum P., Lepisto L., WILLEN E., REKOLAINEN S. 2008. Diversity predicts stability and resource use efficiency in natural phytoplankton communities. *PNAS* 105 (13), 5134–5138.
- REYNOLDS, C. S. 1980. Phytoplankton assemblages and the periodicity in stratifying lake systems. *Holarctic Ecology*, 3: 141-159.
- 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.
- VOLLENWEINDER, R. A. 1974. **A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments**. Blackwell Scientific Publications, London, U.K.
- WINKLER, L. W. 1888. Die Bestimmung des in Wasser gelosten Sauerstoffes. *Berichte der Deutschen Chemischen Gesellschaft*, 21: 2843-2854.



## **Distribuição de jovens em relação a adultos de *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman: testando a hipótese de dependência da distância de Janzen-Connell**

*Anderson, A. B.<sup>1</sup>, Dinslaken, D. F.<sup>1</sup> & Castellani, T. T.<sup>2</sup>*

1-Mestrando do Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

2-Docente do Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

### **Introdução**

A hipótese de Janzen-Connell procura explicar a manutenção de diversidade tropical pelos efeitos da interação entre a distância de sobrevivência dos propágulos em relação à planta mãe (Hyatt et al 2003). Este padrão de dispersão esperado por Janzen-Connell pode ser observado em inúmeras espécies que constituem a floresta tropical (Hyatt et al 2003). Uma das predições mais importantes da hipótese consiste no pressuposto de que a taxa de sobrevivência da semente e de plântula devem aumentar conforme aumenta a distância relativa à planta mãe (Janzen, 1970).

Este fenômeno de sobrevivência melhorada dos propágulos em relação à distância da planta mãe pode ser importante para a biologia de algumas populações de espécies em particular, mas não é um fenômeno geral que permeia as comunidades e fazem parte das etapas ontogenéticas de todas formas de vida (Pianka, 1988, Hyatt et al 2003). Por outro lado, espécies de palmeiras com altas densidades populacionais podem apresentar padrões distintos de distribuição de juvenis com relação à planta mãe, que podem ser governados pela densidade de sementes e as respostas dos predadores destas sementes à esta disponibilidade de recurso (Burkey, 1994; Allmen *et al* 2003).

Em muitas florestas neotropicais, as palmeiras destacam-se pela abundância e riqueza de espécies, tanto no sub-bosque quanto nos estratos superiores, sendo consideradas elementos de grande importância na estrutura e funcionamento dos ecossistemas (Bernacci *et al.*, 2006).

A palmeira *Syagrus romanzoffiana*, o jerivá, apresenta grande abundância em fragmentos florestais, inclusive na Floresta Ombrófila Densa. Desde o sul até o centro oeste do Brasil, esta é a palmeira mais freqüente na natureza e em cultivo (Bernacci *et al.*, 2006). É planta apícola, fornecendo pólen e néctar para *Apis mellifera* L., *Tetragonisca*

*angustula* Latreille e *Trigona* sp., entre outras espécies. Além disso, seus frutos e sementes são consumidos por uma grande variedade de animais, o que lhe confere um papel de espécie chave em fragmentos de mata atlântica (Fleury e Galetti, 2004).

O presente trabalho buscou avaliar a distribuição dos propágulos de *S. romanzoffiana*, em diferentes estágio ontogenéticos, e sua relação espacial com a posição da planta mãe, com o intuito de buscar uma relação com os padrões sugeridos por Janzen-Connell.

### **Material e Métodos**

O presente trabalho foi realizado no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina. A coleta de dados foi concentrada nas margens da lagoa do Peri, numa Floresta Ombrófila Densa, em sua porção nordeste, mais precisamente entre as coordenadas 23°43'19"S – 48°30'30"W e 27°43'01"S – 48°31'01"W.

Para realização do estudo, plantas mãe isoladas de *Syagrus romanzoffiana* (mínimo 10 metros de distância de outra planta mãe) foram utilizadas como amostras (n=8). Das plantas mãe foram medidos a circunferência à altura do peito, posteriormente convertida em DAP (diâmetro à altura do peito) e a altura aproximada. Utilizou-se trena e régua, respectivamente, para estas medições.

A partir de cada planta mãe foram realizadas transecções perpendiculares (n=4), onde foram estabelecidos quadrados de 1 metro de lado para o registro da densidade de jovens em um gradiente de distância. Cada planta mãe obteve quatro amostras em cada classe de distância (0-1m, 1-2m, 2-3m, 3-4m e 4-5m).

Para cada jovem registrado foram tomadas as medidas de altura e distância da planta mãe. Além disso, os jovens foram classificados ontogeneticamente, segundo Bernarcci *et al.* (2008), e quanta à herbivoria, se apresentavam indícios de danos ou não.

As diferenças entre as médias de densidade de jovens em cada classe de distância foram testadas através de análise de variância (ANOVA) unifatorial. Foi avaliada ainda a correlação entre a altura dos jovens em relação a distância da planta mãe e a proporção de herbivoria em plântulas nas diferentes classes de distância.

## Resultados

No total foi registrada a ocorrência de 386 jovens em relação aos oito adultos estudados, sendo 307 plântulas, 73 Juvenis 1 e 6 Juvenis 2. A altura média nas três classes ontogenéticas foi de 20,1 cm, 67,7 cm e 197,1 cm, respectivamente. As alturas médias, máximas e mínimas em relação à cada uma das plantas mãe são apresentadas na Tabela 1, separadas por estágio ontogenético e distância da planta mãe. A densidade não apresentou diferenças significativas entre as classes de distância ( $F=2,134$ ,  $p=0,097$ ), ainda que as maiores densidades tenham sido registradas nos dois primeiros metros de distância das plantas mãe,  $16,8 \pm 4,9$  cm e  $15,6 \pm 5,8$  cm (média  $\pm$  erro padrão), respectivamente (Figura 1).

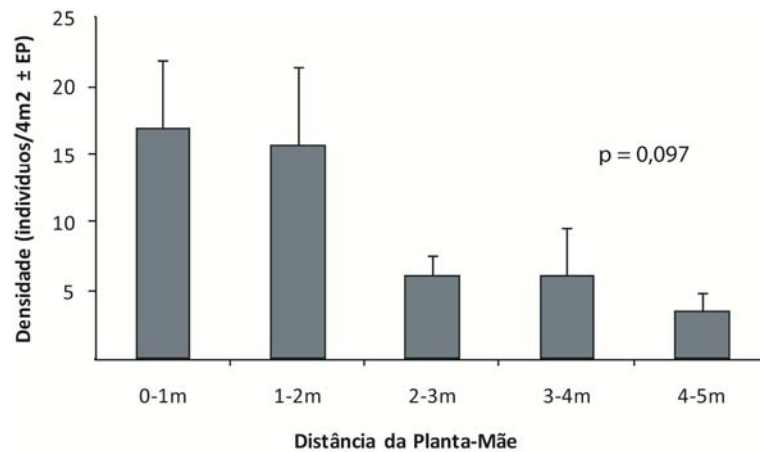


Figura 1 – Densidade de jovens de *Syagrus romanzoffiana* em relação aos adultos em cinco classes de distância.

Tabela 1 – Alturas médias, máximas e mínimas de plântulas, juvenis 1 e juvenis 2 de *Syagrus romanzoffiana* em cinco classes de distância das plantas mãe. Os diâmetros à altura do peito (DAP) e as alturas das plantas mãe (h) são mostrados na primeira coluna.

Planta Mãe	Ontogenia	Total		0-1,00metro			1,01-2,00metros			2,01-3,00metros			3,01-4,00metros			4,01-5,00metros									
		n	Altura (cm)	med	max	min	n	med	max	min	n	med	max	min	n	med	max	min	n	med	max	min			
1	Plântula	39	13,72	26	7	15	13,70	23	7	16	12,47	21	7	6	13,83	20	11	2	23,50	26	21	0	--		
	Juvenil 1	8	74,75	127	41	0	--	--	--	1	41,00	41	41	3	61,33	72	42	2	122,50	127	118	2	64,00	74	54
DAP=23cm	Juvenil 2	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	--	--	--	
	h=13m	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	--	--	--	
2	Plântula	54	22,43	37	11	27	22,19	37	13	26	22,27	37	11	1	33,00	33	33	0	--	--	--	0	--		
	Juvenil 1	5	59,00	92	44	1	56,00	56	56	2	46,00	48	44	1	55,00	55	55	1	92,00	92	92	0	--		
DAP=21cm	Juvenil 2	1	147,00	147	147	0	--	--	--	0	--	--	--	1	147,00	147	147	0	--	--	--	0	--		
	h=14m	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--		
3	Plântula	94	27,15	38	14	30	28,60	37	14	12	26,42	37	19	10	26,70	38	20	30	27,43	36	17	12	23,92	33	14
	Juvenil 1	14	81,21	172	40	3	80,67	150	40	3	51,00	57	43	5	103,60	172	78	3	74,67	104	44	0	--	--	--
DAP=24cm	Juvenil 2	2	222,00	250	194	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	2	222,00	250	194
	h=17m	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	
4	Plântula	8	28,25	38	22	4	24,75	29	22	2	32,50	38	27	1	29,00	29	29	0	--	--	--	3	66,67	88	52
	Juvenil 1	10	54,40	88	40	3	46,33	55	41	1	43,00	43	43	3	54,00	69	40	0	--	--	--	0	--	--	--
DAP=22cm	Juvenil 2	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	
	h=13m	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	
5	Plântula	1	32,00	32	32	1	32,00	32	32	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	
	Juvenil 1	5	85,20	180	43	3	66,00	108	43	0	--	--	--	1	48,00	48	48	1	180,00	180	180	0	--	--	
DAP=21cm	Juvenil 2	2	178,50	197	160	0	--	--	--	0	--	--	--	1	197,00	197	197	1	160,00	160	160	0	--	--	
	h=9m	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	
6	Plântula	88	27,59	39	13	38	26,92	38	13	37	29,49	39	15	9	21,22	27	14	2	29,00	33	25	2	32,50	37	28
	Juvenil 1	19	49,11	100	40	2	44,00	45	43	16	46,56	67	40	0	--	--	--	0	--	--	--	1	100,00	100	100
DAP=27cm	Juvenil 2	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	
	h=4m	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	
7	Plântula	1	34,00	34	34	1	34,00	34	34	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	
	Juvenil 1	2	99,00	103	95	0	--	--	--	0	--	--	--	1	103,00	103	103	0	--	--	--	1	95,00	95	95
DAP=24cm	Juvenil 2	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	
	h=15m	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	
8	Plântula	22	26,82	38	12	7	26,00	30	18	5	25,00	34	20	5	30,20	37	21	3	23,33	35	12	2	31,00	38	24
	Juvenil 1	10	81,30	137	48	0	--	--	--	4	68,25	86	50	1	96,00	96	96	4	85,00	137	48	1	104,00	104	104
DAP=28cm	Juvenil 2	1	235,00	235	235	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	1	235,00	235	235
	h=16m	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	--	0	--	--	



A correlação entre altura dos jovens e distância da planta mãe foi significativa ( $r=0,312$ ,  $p<0,001$ ). Houve grande concentração de plantas nas primeiras classes de distância e, com o aumento da distância, a distribuição das alturas mostrou-se mais heterogênea (Figura 2), evidenciando a ocorrência de indivíduos maiores com o aumento da distância da planta mãe.

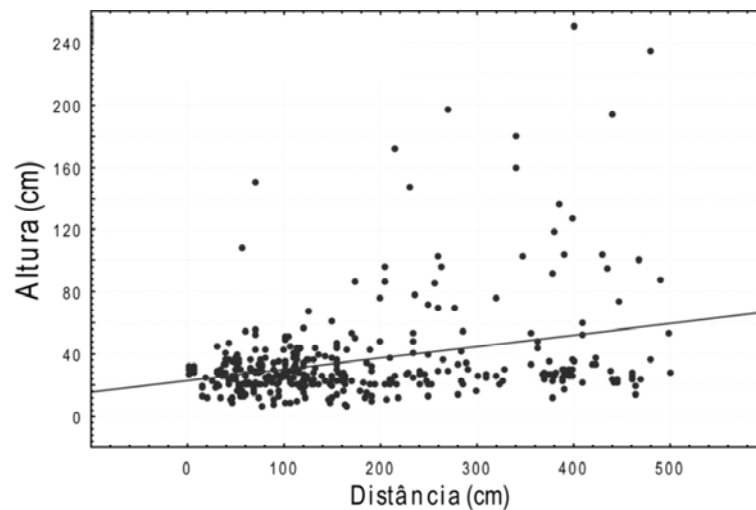


Figura 2 – Correlação entre a altura de jovens de *Syagrus romanzoffiana* e a distância às plantas mãe.

A proporção de plântulas herbivoradas foi praticamente constante em todas as classes de distância, variando de 80,5% no primeiro metro a 100% na faixa de 3 a 4 metros.

### Discussão

O estudo mostrou uma alta germinação (presença de plântulas) na base da planta mãe. A chuva de sementes durante a frutificação é centralizada, ou seja, um cacho de frutos se forma e estes caem ao redor desta infrutescência, diferentemente de outras espécies de plantas tropicais que frutificam em toda a sua copa, e que a chuva de semente se dá em uma circunferência proporcional ao diâmetro da copa. Esta frutificação em cachos, quando os frutos maduros caem, formam uma camada importante de serrapilheira, que apesar de favorecer a germinação das sementes, favorece também o desenvolvimento de

insetos que dependem das sementes para completarem seus ciclos biológicos. Muitos insetos especializados em predação de sementes completam seu ciclo de vida no interior das sementes de palmeiras (Costa et al., 1988; Alves-Costa, 2004), o que pode explicar a baixa sobrevivência de indivíduos próximos à planta mãe.

No presente estudo, à medida que a distância relativa à planta mãe aumentava, plântulas maiores e juvenis foram mais freqüentes. Isto pode sugerir que as plantas provindas de sementes dispersas a maiores distâncias atinjam fases de desenvolvimento mais avançadas, corroborando em parte ao padrão proposto por Janzen-Connell. Este melhor desenvolvimento, no entanto, não parece relacionado às diferenças em riscos de herbivoria, uma vez que esta ocorreu com freqüência similar em plantas próximas e mais distantes das plantas mãe. Outros fatores podem estar ligados a estas melhores condições. Apesar da densidade de plântulas não ter diferido de forma significativa com a distância, há um menor número de plantas se desenvolvendo longe da planta mãe o que pode reduzir um possível efeito de competição intra-específica.

Sugere-se que esta dispersão a maiores distâncias seja uma dispersão secundária feita por mamíferos. Algumas espécies de roedores presentes na fauna das florestas neotropicais, especialmente Dasyproctidae (*Dasyprocta* e *Myoprocta*) e Echimyidae (*Proechimys*), são notórios dispersores secundários de frutos com sementes grandes (Forget 1993; Hoch & Adler 1997, Wenny 1999), como é o caso de *Syagrus romanzoffiana*.

Este estudo mostrou que há um certo padrão conforme o sugerido no trabalho de Janzen-Connell, porém para este caso, o sucesso dos propágulos são garantidos pela dispersão secundária promovida pela fauna que são hora predadores de sementes, hora dispersores das mesmas.

## Referências

- ALLMEN, C.V.; L.P.C. MORELLATO & M.A. PIZO. 2004. Seed predation under high seed density condition: the palm *Euterpe edulis* in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Tropical Ecology*, 20:471–474.
- ALVES-COSTA, C.P. 2004. **Efeitos da defaunação de mamíferos herbívoros na comunidade vegetal**. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- BERNACCI, L.C.; F.R. MARTINS & F.A.M. Dos SANTOS. 2006. Dinâmica populacional da palmeira nativa jerivá, *Syagrus romanzoffiana* (Cham.)

- Glassman, em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Artigo em Hypertexto*. Disponível em: <[http://www.infobibos.com/Artigos/2006\\_3/](http://www.infobibos.com/Artigos/2006_3/)>
- BERNACCI, L.C.; F.R. MARTINS & F.A.M. DOS SANTOS. 2008. Estrutura de estádios ontogenéticos em população nativa da palmeira *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman (Arecaceae). *Acta Botânica Brasilica*, 22(1): 119-130.
- BURKEY, T. V. 1994. Tropical tree species diversity: a test of the Janzen-Connell model. *Oecologia* 97: 533-540.
- COSTA, C.; S.A. VANIN & S.A. CASARI-CHEN. 1988. **Larvas Coleoptera do Brasil**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, FAPESP, São Paulo.
- FLEURY, M. & M. GALETTI. 2004. Effects of microhabitat on palm seed predation in two forest fragments in southeast Brazil. *Acta Oecologica*, 26: 179-184.
- FORGET, P.M. 1993. Postdispersal predation and scatterhoarding of *Dipteryx panamensis* (Papilionaceae) seeds by rodents in Panama. *Oecologia* 94:255-261.
- HOCH, G.A. & G.H. ADLER. 1997. Removal of black palm (*Astrocaryum standleyanum*) seeds by spiny rats (*Proechimys semispinosus*). *Journal of Tropical Ecology*, 13:51-58.
- HYATT, L. A.; M. S. ROSENBERG, T. G. HOWARD, G. BOLE, W. FANG, J. ANASTASIA, K. BROWN, R. GRELLA, K. HINMAN, J. KURDZIEL & J. GUREVITCH. 2003. The distance dependence prediction of the Janzen-Connell hypothesis: a meta-analysis. *Oikos*, 103: 590-602.
- JANZEN, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist*. 104: 501-528
- PIANKA, E.R. **Evolutionary ecology**. New York: Harper & Row. 1988. 356 p. University of Texas, Austin. TX
- WENNY, D.G. 1999. Two-stage dispersal of *Guarea glabra* and *G. kunthiana* (Meliaceae) in Monteverde, Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, 15:481-496.



## **Estudo de herbivoria da espécie de ouriço *Echinometra lucunter* em macroalgas marinhas bentônicas**

*Tonetta, D.<sup>1</sup>; Lhullier, C.<sup>2</sup>*

1-Mestranda do Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

2-Pós-doutoranda do Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

Autor para correspondência: denisetonetta@yahoo.com.br

### **Introdução**

A herbivoria exerce um importante efeito na abundância e distribuição das espécies e o entendimento dos fatores que afetam a preferência alimentar dos herbívoros é fundamental para prever os efeitos desses organismos sobre a comunidade de algas (Hay 1997). Os herbívoros são importantes porque representam o elo entre autotróficos e o restante da cadeia alimentar (Pereira; Gama 2008).

Ouriços-do-mar são herbívoros generalistas, considerados os maiores predadores nos sistemas de sublitoral, encontrados também em substratos rochosos das regiões tropicais de entremarés. (Burdett-Coutts; Metaxas 2004). Quando em elevadas densidades há ausência das algas de maior porte (Figueiredo et al. 2004).

Os ouriços podem consumir algumas algas em preferência a outras, no entanto em altas densidades consomem as que estão disponíveis (Jones; Andrew 1990). Os ouriços podem manter a comunidade algal com baixa biomassa ou então em baixa diversidade (Carpenter 1986).

Estudos de preferência alimentar são fundamentais para entender as relações tróficas nos ecossistemas (Peterson; Renaud 1989) e alguns trabalhos já relataram a correlação positiva entre os resultados de experimentos de preferência alimentar e a presença de metabólitos secundários inibindo a herbivoria (Pereira; Gama 2008).

Deste modo, o presente estudo tem como objetivo verificar a herbivoria do ouriço *Echinometra lucunter* em relação a três gêneros de macroalgas marinhas bentônicas, através de experimentos de múltipla escolha.

## Material e Métodos

Este trabalho experimental foi realizado em laboratório, na sede do Parque Municipal da lagoa do Peri.

As amostras de algas e de ouriços foram coletadas no costão rochoso da praia da Armação em Florianópolis/SC, sendo que, o critério de seleção dos gêneros de macroalgas foi baseado em sua proximidade aos ouriços no momento da coleta e também por observações realizadas em visitas de campo anteriores, pelo grupo de pesquisa do Laboratório de Ficologia (Depto. de Botânica – CCB – UFSC).

A preferência alimentar do ouriço-do-mar *E. lucunter*, foi realizada através de experimento de múltipla escolha (Erickson et al. 2006) com uma espécie de Phaeophyta (*Sargassum* sp.) e duas espécies de Rhodophyta (*Hypnea* sp. e *Pterocladia* sp.). Utilizaram-se três aquários com aeração e água do mar, contendo um ouriço e as três macroalgas em cada aquário, além de um aquário sem a presença do ouriço, para verificar o crescimento das macroalgas (controle).

No início do experimento foram determinados os pesos de cada amostra das algas disponibilizada aos ouriços. O experimento foi mantido ao longo de 5 dias, efetuando-se a pesagem das algas a cada 24 horas.

Para verificar se os valores de consumo médio das espécies, pelo *E. lucunter* foram significativos, realizou-se uma ANOVA entre as espécies de macroalgas consumidas.

## Resultados

Os valores de massa, de cada alga, colocadas nos aquários no início do experimento e a sua massa ao fim do experimento encontram-se na tabela I.

Ao final do experimento obteve-se a quantidade média, em miligramas, de algas que foram consumidas pelo *E. lucunter*. A ordem decrescente de preferência pelo ouriço foi: *Pterocladia* sp. > *Hypnea* sp. > *Sargassum* sp., conforme a tabela II.

O menor consumo por *E. lucunter* foi de *Sargassum* sp., e o consumo de *Hypnea* sp. e *Pterocladia* sp. foram semelhantes. Na ANOVA as diferenças encontradas não foram significativas, onde para *Sargassum* sp. e *Hypnea* sp.  $p=0,315$ , entre *Sargassum* sp. e *Pterocladia* sp.  $p=0,250$  e *Pterocladia* sp. e *Hypnea* sp.  $p=0,988$ .

Tabela 1: Massa (mg) inicial e final de cada alga nos aquários.

Controle	Início	Fim
<i>Sargassum</i> sp.	1,14	1,16
<i>Hypnea</i> sp.	0,88	0,92
<i>Pterocladia</i> sp.	0,66	0,68
<hr/>		
Aquário 1	Início	Fim
<i>Sargassum</i> sp.	0,65	0,66
<i>Hypnea</i> sp.	0,28	0,25
<i>Pterocladia</i> sp.	0,62	0,52
<hr/>		
Aquário 2	Início	Fim
<i>Sargassum</i> sp.	0,50	0,49
<i>Hypnea</i> sp.	0,46	0,43
<i>Pterocladia</i> sp.	0,23	0,18
<hr/>		
Aquário 3	Início	Fim
<i>Sargassum</i> sp.	1,20	1,15
<i>Hypnea</i> sp.	0,36	0,26
<i>Pterocladia</i> sp.	0,30	0,24

Tabela 2: Massa algal consumida por *E. lucunter* e produzida no controle, em miligramas (mg).

	Consumo médio pelo <i>E. lucunter</i>	Massa algal média produzida no controle
<i>Sargassum</i> sp.	0,008	0,006
<i>Hypnea</i> sp.	0,030	0,013
<i>Pterocladia</i> sp.	0,032	0,016

## Discussão

A herbivoria é um importante fator que influencia direta ou indiretamente a abundância e estrutura de muitas comunidades de macroalgas marinhas (Hay, 1986).

Neste trabalho notou-se que os indivíduos de *E. lucunter* tiveram preferência pelo consumo de *Pterocladia* sp. e *Hypnea* sp.. Mesmo que essa diferença não tenha sido significativa isso pode estar

relacionado com o fato de apresentarem estrutura morfológica propícias à herbivoria.

*Pterocladia* sp. cresce rente ao substrato rochoso, formando tapetes (Joly 1965), o que facilita que herbívoros, como ouriços se alimentem dessa alga.

*Hypnea* sp. é de consistência carnosa e com células pequenas posicionadas na região mais externa do talo (Joly 1965), o que significa maior fragilidade.

O fato de *Sargassum* sp. ter sido a alga menos consumida está relacionado à sua estrutura rígida e com grande complexidade como por exemplo: altura e grau de ramificação do talo, dimensão dos filóides, biomassa e biovolume (Jailton; Coutinho 1995) em relação às outras espécies utilizadas. Além disso, Cacabelos et al. (2010) verificaram que alguns herbívoros não consumiam *Sargassum* sp. pois era uma espécie considerada invasora, e que os ouriços tinham preferência pelas espécies de algas nativas.

O comportamento dos ouriços nesse experimento é um indicativo de suas preferências alimentares, no entanto, se o experimento fosse mantido por mais tempo, poderia haver uma melhor diferenciação entre o consumo das algas. Visto que em geral esses experimentos são conduzidos por no mínimo duas semanas e neste trabalho, apenas foi possível o acompanhamento por 5 dias, sendo que o início da herbivoria deu-se após o quarto dia de experimento.

Visualizações em campo, relatadas por pesquisadores, revelam que ouriços tem preferência pela *Hypnea* sp. o que não pôde ser comprovada nesse experimento.

Os ouriços podem consumir algumas algas em preferência a outras (Jones; Andrew 1990), mas também podem não apresentar nenhuma preferência (Cacabelos et al. 2010), isso pode ser resultado da composição de algas do hábitat em que se encontram. No entanto, sua atuação como herbívoros interfere na estruturação de comunidades, podendo favorecer o estabelecimento de determinadas espécies (McClanahan et al. 1994) ou mesmo interferir na competição entre elas. Assim a influência da herbivoria é fundamental para a compreensão da estrutura e dinâmica das macroalgas nestas comunidades (Figueiredo et al. 2004).

As defesas químicas e a presença de carbonato de cálcio nas algas também podem influenciar na sua palatabilidade e conseqüentemente na preferência pelos herbívoros, afetando a estruturação da comunidade de algas (Carpenter 1986). É conhecido que



algumas algas marinhas produzem toxinas anti-herbivoria, principalmente dentro de Rhodophyta. Já foi relatado que alguns metabólitos secundários podem ser produzidos por *Sargassum* Pereira; Yoneshigue-Valentin, 1999), mas para as outras espécies utilizadas neste trabalho isso ainda não há relatos. Portanto, esse experimento é um passo inicial para a posterior identificação e isolamento de possíveis compostos que estariam atuando contra a herbivoria.

A preferência alimentar dos herbívoros é determinado não somente pelos atributos intrínsecos à planta e pela biologia do herbívoro, mas também pelo contexto ambiental (Pérez-Harguindeguy et al. 2003).

Uma sugestão para trabalhos futuros é fazer um levantamento da cobertura vegetal dessas algas no local de ocorrência de ouriços, para verificar se há relação entre os gêneros ali presentes e os resultados obtidos neste trabalho.

### **Agradecimentos**

Aos colegas Ivan Martins e Gustavo Schmidt pela ajuda na análise dos dados. Aos colegas Anderson Batista, André Rovai e Renata Calixto pela parceria durante a disciplina Ecologia de campo. Aos professores, pelas discussões e sugestões. Aos funcionários e administradores do Parque Municipal da Lagoa do Peri, pela recepção e viabilização da logística do trabalho de campo.

### **Referências**

- BURDETT-COUTTS, V.; METAXAS, A. 2004. The effect of the quality of food patches on larval vertical distribution of the sea urchins *Lytechinus variegatus* (Lamarck) and *Strongylocentrotus droebachiensis* (Mueller). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 308: 221-236.
- CACABELOS, E.; OLABARRIA, C.; INCERA, M.; TRONCOSO, J.S. 2010. Do grazers prefer invasive seaweeds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 393:182-187.
- CARPENTER, R.C. 1986. Partitioning herbivory and its effects on coral reefs algal communities. *Ecol. Monogr.* 56: 345-363.
- ERICKSON, A.A. et al. 2006. Palatability of macroalgae that use different types of chemical defenses. *J Chem Ecol* 32: 1883-1895.
- FIGUEIREDO, M.A.O.; BARRETO, M.B.B.; REIS, R.P. 2004. caracterização das macroalgas nas comunidades marinhas da Área de Proteção Ambiental de Cairuçu, Parati, RJ: subsídios para futuros monitoramentos. *Rev. bras. Bot.* 27:1.

- HAY, M.E, 1986. Associational plant defenses and the maintenance of species diversity: turning competitors into accomplices. *The American Naturalist* 128, 617-641.
- HAY, M. E. 1997. The ecology and evolution of seaweed herbivore interactions on coral reefs. *Coral Reefs* 16: 67-76.
- JAILTON JR., D.N. & COUTINHO, R. 1995. Efeito dos fatores abióticos e bióticos na densidade e composição específica da fauna associada de *Sargassum furcatum*. **Resumos VI Congresso Latino-Americano sobre Ciências do Mar (COLACMAR)**. Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata. p.112.
- JOLY, A.B. 1965. Flora marinha do litoral norte do Estado de São Paulo e regiões circunvizinhas. *Bolm. N. 294 Fac.Filos.Ciênc.Letras da Univ.São Paulo, Botânica*. 21: 1-393.
- JONES, G. P.; ANDREW, N. L. 1990. Herbivory and patch dynamics on rocky reefs in temperate Australasia: The roles of fish and sea urchins. *Australian Journal of Ecology*, 15: 505–520.
- MCCLANAHAN, T. R., NUGUES, M. & MWACHIREYA, S.. 1994. Fish and sea urchin herbivory and competition in Kenyan coral reef lagoons: the role of reef management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 184(2): 237-254.
- PEREIRA, R.C.; GAMA, B.A.P. 2008. Macroalgal chemical defenses and their roles in structuring tropical marine communities. In: Amsler, C.D. **Algal chemical ecology**. Springer. 312p.
- PEREIRA, R.C.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y., 1999. The role of polyphenols from the tropical brown alga *Sargassum furcatum* on the feeding by amphipod herbivores. *Botanica Marina* 42, 441-44.
- PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; DÍAZ, S.; VENDRAMINI, F.; CORNELISSEN, J. H.C.; GURVICH, D.E. & CABIDO, M., 2003. Leaf traits and herbivore selection in the field and cafeteria experiments. *Austral Ecology* 28, 642-650.
- PETERSON, C.H.; RENAUD, P.E. 1989. Analysis of feeding preferences experiments. *Oecologia* 80: 82-86.

## **Distribuição das comunidades de macroinvertebrados aquáticos ao longo do rio Sangradouro, Florianópolis, SC**

*Aued, A. W.; Capel, K. C. C. e Siegloch, A. E.*

### **Introdução**

Os riachos são ambientes altamente heterogêneos e abrigam uma ampla diversidade de grupos taxonômicos (Allan, 1995). A fauna econcontrada no sistema lótico é composta principalmente por macroinvertebrados aquáticos, representados sobretudo pelos filos Platyhelminthes, Nematoda, Annelida e Arthropoda (Merrit & Cummins, 1996). Os macroinvertebrados desempenham um papel fundamental nos processos ecológicos dos ecossistemas lóticos, através do processamento de matéria orgânica alóctone, herbivoria, e transporte de energia ao longo da cadeia trófica (Covich *et al.*, 1999).

A distribuição da comunidade de macroinvertebrados nos riachos é influenciada por processos ocorrendo em diferentes escalas (temporal e espacial), como fatores geológicos, climáticos, físicos, químicos, bióticos e antrópicos (Townsend, 1983; Lammert & Allan, 1999). Na escala local os principais fatores que influenciam na estrutura das comunidades são o tipo de substrato, presença de macrófitas (Gerrish & Bristow, 1979), temperatura da água, oxigênio dissolvido, (Callisto & Esteves, 1996; Silveira *et al.*, 2006), ordem, largura e declividade do rio (Schäfer, 1985; Flecker & Feifarek, 1994) e interações biológicas (Cummins & Klug, 1979; Tomanova *et al.*, 2006).

Em macroinvertebrados aquáticos os filtros ambientais, que restringem a ocorrência de espécies em uma comunidade local (Poff, 1997), são altamente efetivos, criando comunidades previsíveis e localmente controladas (Hawkins *et al.*, 2000). Essa relação direta com as condições locais, associada com a ampla distribuição, baixa mobilidade e respostas rápidas à perturbações por parte desses organismos, propicia a utilização destes como bioindicadores da qualidade da água, de forma que ambientes mais alterados seriam dominados por espécies mais resistentes à tais condições (Abílio *et al.*, 2007).

Ambientes aquáticos têm sido significativamente alterados em decorrência de atividades antrópicas (Goulart & Callisto, 2003), desde as nascentes, consideradas o ambiente lótico mais próximo do estado natural (Zwick, 1992), até o final do curso. Tais alterações tem

ocasionado uma desestruturação do ambiente, acompanhada pela diminuição na diversidade de fauna e de hábitat (Callisto *et al.*, 2001). Sob esse contexto, resalta-se a importância de pesquisas voltadas a compreender os padrões espaciais dessas comunidades, e quais os principais fatores responsáveis pela sua distribuição (Baptista *et al.*, 2001; Primack & Rodrigues, 2001). Desta forma, o presente projeto tem como objetivo avaliar a comunidade de macroinvertebrados aquáticos ao longo do Rio Sangradouro, Florianópolis, SC, com base na composição, riqueza e abundância desses organismos.

## **Material e Métodos**

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado no rio Sangradouro, canal de extravasamento do volume de água da lagoa do Peri em direção ao mar (27°43'59"S e 48°30'26"W). O canal está situado em uma área bastante antropizada de restinga em regeneração, onde os substratos predominantes são areia, lodo e nos locais com vegetação ciliar acúmulo de pacotes de folhas.

### *Coleta de dados*

Foram coletadas duas amostras de substrato em 5 pontos do rio Sangradouro, na margem direita e esquerda. A coleta foi realizada através de um arrasto contra a correnteza ao longo de 3 metros, utilizando um amostrador Surber com área de 0,0361m<sup>2</sup> e malha de 250 µm. O material, folhas e/ou areia retido no amostrador foi acondicionado em recipientes plásticos. Em laboratório as amostras foram colocadas em bandejas brancas, triadas e os organismos encontrados identificados com auxílio de estereomicroscópio até o menor nível taxonômico possível, segundo Mugnai *et al.*, (2010).

Para a caracterização dos pontos de coleta foram mensuradas as seguintes variáveis ambientais: temperatura da água, velocidade da corrente d'água, largura e profundidade (média de 5 medidas), oxigênio dissolvido, salinidade e estimativa de granulometria do substrato (Ward, 1992) e de cobertura vegetal (Tabela 1).

### *Análise de dados*

A riqueza foi estimada pelo método de rarefação para os cinco pontos amostrais, para uma amostra de 21 indivíduos retirados ao acaso (abundância máxima comparável entre os pontos). As curvas foram

geradas no EcoSim 700 (Gotelli & Entsminger, 2004). A dissimilaridade entre as amostras dos pontos de coleta foi avaliada através do índice Bray-Curtis, com posterior análise de agrupamento, pelo método de média não ponderada (UPGMA). Uma análise de componentes principais (PCA) foi realizada para avaliar quais as variáveis ambientais melhor caracterizam cada ponto de coleta. Posteriormente, a matriz biológica de similaridade foi correlacionada com a matriz das variáveis ambientais usando a análise BioEnv para verificar quais as variáveis ambientais melhor explicariam a estrutura das comunidades. O índice de similaridade e o BioEnv foram realizados no programa Primer-E 6 (Clarke & Gorley, 2006). A matriz de dados bióticos foi logaritimizada [ $\log(x+1)$ ] e os dados das variáveis ambientais padronizados pelo desvio padrão.

### Resultados

Quanto as variáveis ambientais, a análise de componentes principais mostrou uma separação do Ponto 1 e do Ponto 4 em relação aos demais. O maior valor de salinidade e dos substratos areia e rocha caracterizaram o Ponto 1, já a maior velocidade d'água e proporção de macrófitas caracterizaram o Ponto 4 e os demais (P2 e P5) pela grande quantidade de lodo (Tabela 1, Figura 1).

Tabela 1: Parâmetros ambientais medidos em cada ponto de coleta ao logo do rio Sangradouro, Florianópolis, SC.

PARÂMETROS AMBIENTAIS	P1	P2	P3	P4	P5
Estimativa de granulometria (%)					
Areia	90	10	80	20	50
Rocha	10	0	0	0	0
Lodo	0	90	20	20	40
Macrófita	0	0	0	60	10
Temperatura da água (°C)	20,6	20,6	21,1	22,1	23
Velocidade da água (m/s)	0,03	0,03	0,05	0,56	0,04
Largura do rio (m)	11	5	4,20	6	6
Profundidade do rio (cm)	47	30	33,7	33,4	32
O <sub>2</sub> (mg/l)	3,87	4,7	7,22	7,94	8
Salinidade	86	0,1	0	0	0

Foram coletados no total 377 indivíduos pertencentes a 14 táxons (Tabela 2). A família Chironomidae apresentou a maior abundância 77% da abundância total de macroinvertebrados aquáticos coletados. Ao comparar a riqueza padronizada entre os locais foi

observado que a riqueza do Ponto 1 e do Ponto 4 foi significativamente maior que os outros pontos 2, 3 e 5, e entre esses não houve diferença. A análise de agrupamento mostrou a formação de três grupos, o primeiro formado pelas amostras do Ponto 4, o segundo pelos Pontos 2, 3 e 5 e o último pelo Ponto 1 (Figura 2).

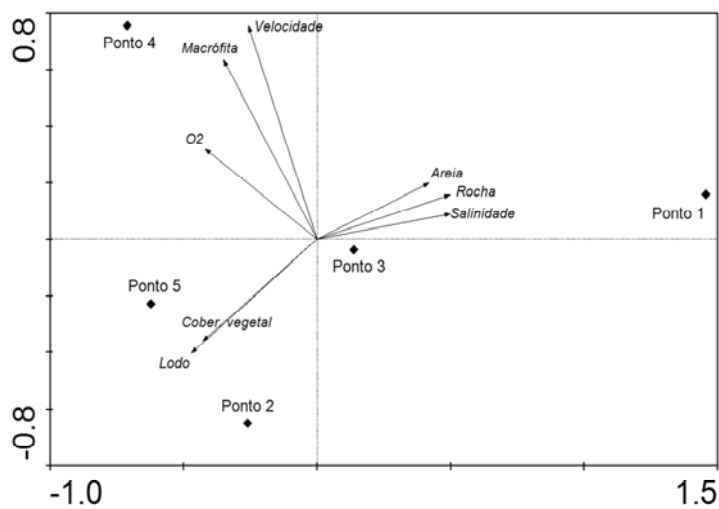


Figura 1: Análise de componentes principais (PCA) dos diferentes pontos amostrais do Rio Sangradouro, Florianópolis-SC, aplicada as variáveis ambientais.

A análise BioEnv evidenciou que três variáveis ambientais combinadas: rocha, velocidade da água e salinidade (valor do  $R=0.78$ ) melhor explicaram a estrutura espacial das comunidades de macroinvertebrados.

Tabela 2: Número de indivíduos por táxons em cada trecho de coleta do Rio Sangradouro, Florianópolis-SC.

<b>TÁXONS</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>	<b>TOTAL</b>
<b>ANNELIDAE</b>						<b>20</b>
Oligochaeta	0	0	8	1	0	
Polychaeta						
<b>Aciculata</b>						
Nereididae	10	0	0	0	0	10
<b>Scolecida</b>						
Capitellidae	1	0	0	0	0	1
<b>ARTHROPODA</b>						<b>352</b>
<b>Crustacea</b>						
Malacostraca						
<b>Amphipoda</b>	1	0	0	0	0	1
<b>Decapoda</b>						
Palaemonidae	0	3	3	4	0	10
<b>Leptostraca</b>	7	0	0	3	1	11
<b>Tanaidacea</b>	17	0	0	0	0	17
Ostracoda	9	0	0	0	0	9
Insecta						
<b>Diptera</b>						
Chironomidae	48	81	76	2	85	292
Tabanidae	0	0	0	1	0	1
<b>Ephemeroptera</b>						
Caenidae	0	1	0	8	1	10
<b>Odonata</b>	0	0	0	1	0	1
<b>MOLLUSCA</b>						<b>4</b>
Gastropoda						
<b>Sorbeoconcha</b>						
Cochliopidae	4	0	0	0	0	4
<b>NEMATODA</b>	0	0	0	1	0	<b>1</b>
<b>TOTAL</b>	<b>97</b>	<b>85</b>	<b>87</b>	<b>21</b>	<b>87</b>	<b>377</b>

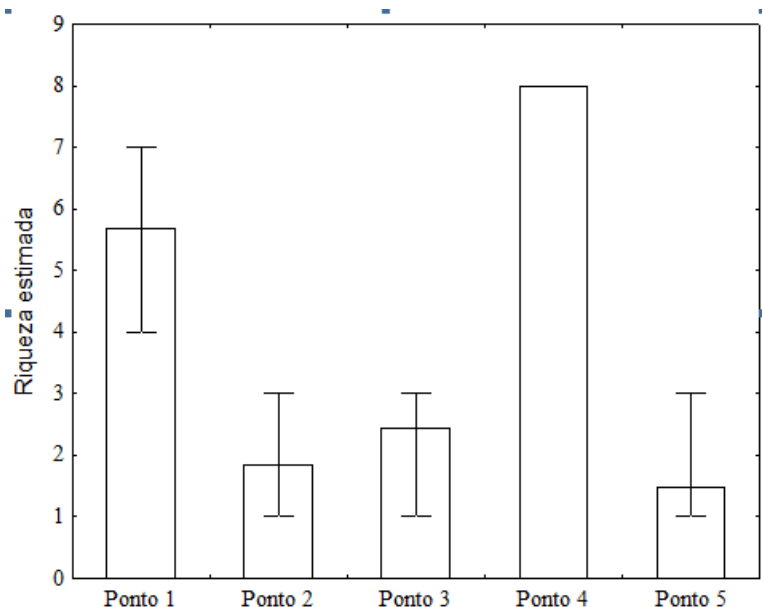


Figura 2: Riqueza estimada através do método de rarefação com base na abundância máxima comparável (21 indivíduos) entre os cinco pontos coletados no Rio Sangradouro, Florianópolis-SC. As barras verticais indicam a variação em torno da média.

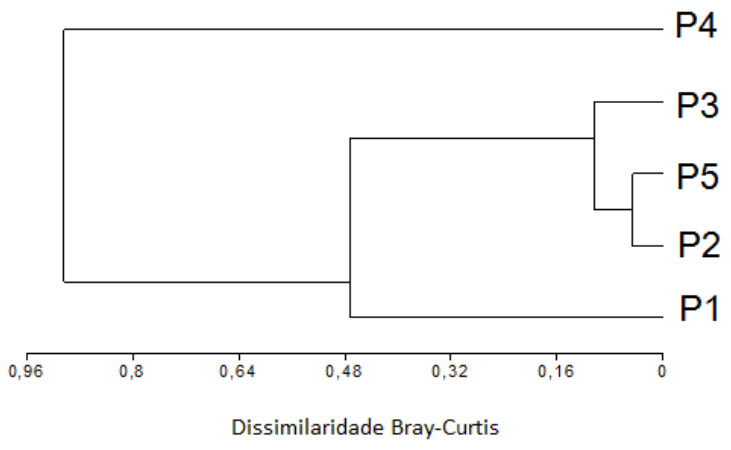


Figura 3: Agrupamento (UPGMA) da dissimilaridade de Bray-Curtis entre as amostras dos cinco pontos coletados no Rio Sangradouro, Florianópolis-SC.



## Discussão

De modo geral, as variáveis ambientais que melhor explicaram a distribuição espacial das comunidades de invertebrados aquáticos ao longo do Rio Sangradouro foram tanto fatores físicos, como a velocidade da água e a composição do substrato, como químico, a salinidade da água. De acordo com Brown (2003), diferentes fatores ambientais encontrados ao longo de um rio são responsáveis pela distribuição heterogênea da fauna. A constituição do leito dos riachos é um dos fatores relevante para a colonização e permanência dos macroinvertebrados (Hynes, 1970). Já a velocidade da água pode carrear partículas orgânicas que servem de alimento para a fauna e influencia a distribuição e formação de diferentes habitats dentro dos corpos de água, interferindo assim na disponibilidade de abrigo. A salinidade, outra variável que influenciou a distribuição das comunidades nesse estudo, é uma medida da quantidade de sais existentes na água e uma variável importante para ambientes de água salobra, como a encontrada no Ponto 1. Neste caso, a salinidade é um dos fatores que podem explicar os padrões das comunidades, pois atua como um filtro fisiológico, eliminando as espécies que não toleram gradientes muito altos de salinidade (Patrick *et al.*, 2002; Silberbush *et al.*, 2005).

A maior riqueza e dissimilaridade das amostras do Ponto 4 em relação aos demais locais parece explicada pelas condições físicas do local, como maior velocidade da água e presença abundante de macrófitas, características que proporcionam grande heterogeneidade espacial, e conseqüentemente, maior riqueza de espécies (Heino *et al.*, 2003; Costa & Melo, 2008). A velocidade da água é um parâmetro diretamente relacionado com a distribuição dos microhabitats em um corpo d'água, além de transportar alimento. Além disso, a grande quantidade de macrófitas encontradas no local favoreceu a família Caenidae (Ephemeroptera), que teve maior abundância nesse local, o que é justificado pelo fato do grupo ser associado ao sedimento fino e macrófitas.

O Ponto 1 também apresentou uma alta riqueza, porém a comunidade desse local foi influenciada principalmente pela salinidade, e pela presença do substrato rochoso. Esse ponto amostral se localiza muito próximo ao mar, o que favoreceu a ocorrência de espécies marinhas (e.g. Nereididae, Capitellidae, Tanaidacea), elevando a riqueza de macroinvertebrados (Wolf *et al.*, 2009).

A menor riqueza e similar estrutura das comunidades de macroinvertebrados dos pontos 2, 3 e 5 parece refletir o tipo de substrato predominante nos locais. Nesses pontos foram encontrados grandes quantidades de lodo e poucos detritos vegetais, macrófitas e rochas, o que deve ter proporcionado pouca diversidade de habitats para a colonização dos macroinvertebrados. Segundo Lampert & Sommer (2007) alta abundância de Chironomidae pode ser encontrada em lodo, o que justifica a predominância da família nesses pontos. Cabe informar que algumas espécies de Chironomidae são consideradas tolerantes as perturbações antrópicas ocasionadas no sistema lótico, como enriquecimento orgânico (Roque *et al.*, 2000).

De acordo com os resultados deste estudo pode-se concluir que a composição e estrutura (riqueza e abundância) das comunidades de macroinvertebrados aquáticos variou ao longo do rio Sangradouro, influenciada pelas variáveis físicas, como velocidade da água e composição do substrato como pela salinidade.

### **Agradecimentos**

Gostaríamos de agradecer a Letícia Teive, João Doria, Elise Galitzki, Gustavo Schimdt e Malva Hernández pelo auxílio na triagem e identificação dos organismos, e à direção do Parque Municipal da Lagoa do Peri e seus funcionários por todo o suporte e acolhimento durante nossa pesquisa.

### **Referências Bibliográficas**

- ABÍLIO, F.J.P.; RUFFO, T.L.M.; SOUZA, A.F.F.; FLORENTINO, H.S.; OLIVEIRA JUNIOR, E.T.; MEIRELES, B.N. & SANTANA; A.C.D. 2007. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. *Oecologia Brasileira*, 11(3): 397-409.
- BAPTISTA, D.F. *et al.* 2001. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé River basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 61(2): 249-258.
- BROWN, B.L. 2003. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect community. *Ecology Letters* 6:316-325.
- CALLISTO, M.; ESTEVES, F.A. 1996. Composição granulométrica do sedimento de um lago Amazônico impactado por rejeito de bauxita e um lago natural (Pará, Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 8, p. 115-126.
- COSTA, S.S. & MELO, A.S. 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. *Hydrobiologia* 598: 131 – 138

- COVICH, A. P.; PALMER, M. A.; CROWL, T. A. 1999. The Role of Benthic Invertebrate in Freshwater Ecosystems: Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience* 49: 119-127.
- CUMMINS, K.W.; KLUG, M.J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10: 147-172.
- FLECKER, A.S.; FEIFAREK, B. 1994. Disturbance and the temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams. *Freshwater Biology*, 31: 131-142.
- GERRISH, N.; BRISTOW, J.M. 1979. Macroinvertebrate associations with aquatic macrophytes and artificial substrates. *J. Great Lakes Res.* 5: 69-72.
- GOULART, M. & CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, ano 2, no 1.
- GRAÇA, M.A.S.; PINTO, P.; CORTES, R.; COIMBRA, N.; OLIVEIRA, S.; MORAIS, M.; CARVALHO, M.J.; MALO, J. 2004. Factors affecting macroinvertebrate richness and diversity in Por-tuguese streams: a two-scale analyses. *International Review of Hydrobiology*, 98:151-194.
- HAWKINS C.P., NORRIS R.H., HOGUE J.N. & FEMINELLA J.W. 2000. Development and evaluation of predictive models for measuring the biological integrity of streams. *Ecological Applications*, 10: 1456–1477.
- HEINO, J.; MUOTKA, T.; MYKRA, H.; PAAVOLA, R.; HAMALAINEN, H.; KOSKENNIEMI, E. 2003. Defining macroinvertebrate assemblage types of headwater streams: implications for bioassessment and conservation. *Ecological Application*, 13:842-852.
- HYNES, H. B. N. 1970. The ecology of stream insects. *Ann. Rev. Entomol.* 1 5: 25-42.
- LAMMER T M. & ALLAN J.D. 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management* 23: 257-270.
- LAMPERT, W.; SOMMER, U. **Limnoecology. The Ecology of Lakes and streams.** Oxford Univ. Pr., Oxford, 2, 336 p., 2007.
- MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. 1996. **An introduction to the aquatic insects of North America.** Dubuque, Kendall/Hunt, 3rd ed., 722p.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. 2010. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro.** Technical Books Editora. Rio de Janeiro RJ. 176p.
- PATRICK, M.L.; FERREIRA, R.J.; GONZALVES, C.M.; WOOD, R.W.; WILSON, T.J.; BRADLEY; VAL, A.L. 2002. Ion regulatory patterns of mosquito larvae collected from breeding sites in the Amazon rain forest. *Physiological and Biochemical Zoology*, 75: 215-222.
- POFF N.L. 1997. Landscapes filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 391–409.
- PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. 2001. **Biologia da conservação.** Londrina: Editora Viva. 328 p.

- ROQUE, F.O.; CORBI, J.J.; TRIVINHO-STRIXINO S. 2000. Considerações sobre o uso de larvas de Chironomidae (Diptera) na avaliação da qualidade da água de córregos do Estado de São Paulo. *In: Ecotoxicologia perspectivas para o séculoXXI* (Eds Espíndola E.L.G., Paschoal C.M.R.B., Rocha O., Bohrer M.B.C. & Neto A.L.O.), Rima Editora, São Carlos. 2000. p.115-126.
- SCHÄFER, A. 1985. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre: UFRGS, 532p.
- SILBERBUSH, A.L.; BLAUSTEIN, L.A.; MARGALITH, Y. 2005. Influence of salinity concentration on aquatic insect community structure: a mesocosm experiment in the Dead sea basin region. *Hydrobiologia*, 548: 1-10.
- SILVEIRA, M.P. et al. 2006. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a Southeastern Brazilian river. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2b).
- TOMANOVA, S.; GOITIA, E.; HELESIC, J. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556: 251-264.
- TOWNSEND C.R.; HILDREW A.G.; FRANCIS J. 1983. Community structure in some southern English streams: the influence of physicochemical factors. *Freshwater biology* 13: 521-544.
- WOLF, B.; KIEL, E.; HAGGE, A.; KRIEG, H. J.; FELD, C. K. 2009. Using the salinity preferences of benthic macroinvertebrates to classify running waters in brackish marshes in Germany. *Ecological Indicators* (9)5:837-847.
- ZWICK, P 1992 Stream habitat fragmentation – a threat to biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 1: 80-97.

## **Efeito top-down sobre a produção primária líquida e respiração da comunidade planctônica na lagoa do Peri, Florianópolis, SC**

*Martins, I. M.<sup>1</sup>; Fontes, M.L.S.<sup>2</sup>*

1-Mestrando do programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

2-Pós-doutoranda do programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

Autor para correspondência: *ivan2885@yahoo.com.br*

### **Introdução**

Em ecossistemas aquáticos continentais, as vias básicas de entrada de energia são: a comunidade fitoplanctônica (Westlake, 1963) e a comunidade de macrófitas aquáticas (Davies, 1970; Esteves, 1998). A importância em conhecer a produtividade primária líquida (PPL) tem sido reconhecida por muito tempo, visto o papel central que desempenha no ciclo do carbono e fluxo de energia nos ecossistemas (Brylinski & Mann, 1973).

A produção primária pode ser controlada por efeitos *top-down* ou *bottom-up*. O primeiro consiste na ação de predação por organismos dos níveis superiores da cadeia alimentar sobre os produtores primários, controlando sua biomassa (Morais et al. 2003) e o segundo está relacionado à disponibilidade de luz, nutrientes, profundidade, temperatura e vento, que podem modelar a estrutura da comunidade fitoplanctônica (Reynolds 1984) refletindo na produção primária do ambiente.

A lagoa do Peri é uma lagoa costeira que se caracteriza pela ausência de salinidade (Simonassi, 2001) e também pela baixa concentração de nutrientes (Laudares-Silva, 1999, Heenemann 2010) o que a difere das demais lagoas costeiras do estado. Uma outra característica da lagoa é a homogeneidade, tanto de nutrientes (Heenemann 2010) quanto da comunidade planctônica (Laudares-Silva, 1999 e Wisniewski, 1999). O fitoplâncton é dominado, durante todo o ano, pela cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* (Laudares-Silva 1999; Grellmann 2006). Para o zooplâncton, a lagoa do Peri apresenta baixa densidade de organismos e diversidade de espécies, sendo o domínio de Cladóceros e em menor densidade, Rotíferos (Wisniewski, 1999).

*Cylindrospermopsis raciborskii* é uma espécie que ocorre em regiões tropicais, sub-tropicais e temperadas de todos os continentes, exceto a Antártica. Do ponto de vista ecológico, estes organismos apresentam grande capacidade de adaptação a diferentes ambientes (Padisák, 1997), sendo dominante em sistemas eutrofizados. A capacidade de regular sua flutuação permite a exploração de diferentes estratos da coluna d'água e, conseqüentemente, o melhor aproveitamento da disponibilidade de luz e nutrientes. Esta cianobactéria é considerada uma espécie de sombra, com baixo requerimento de luz, apresenta alta taxa de assimilação de amônio e capacidade de fixar nitrogênio atmosférico (Padisák, 1997). Outra característica importante para seu sucesso ecológico é a resistência à predação pelo zooplâncton. Como a lagoa do Peri consiste em um sistema oligotrófico, a baixa concentração de nutrientes pode estar limitando a produtividade primária. Entretanto, estudos mostram que mesmo em ambientes oligotróficos, o controle *top down* (predação) por microzooplankton pode controlar a produção e a biomassa fitoplanctônica (Sherr & Sherr 2007).

O presente trabalho buscou avaliar o efeito *top-down* causado pelo zooplâncton sobre a comunidade fitoplanctônica em uma lagoa costeira.

## **Material e Métodos**

### *Área de estudo*

O experimento foi realizado em frente a sede do Parque Municipal na Lagoa do Peri na margem nordeste da lagoa (27°45'0.37"S / 48°30'1.25"W). A coleta foi realizada a uma certa distância do trapiche para excluir o efeito dos dejetos das gaivotas no experimento.

### *Coleta de dados*

Foram utilizados três tratamentos, (i) água da lagoa filtrada em malha de 80µm para remover todos os organismos maiores do que 80 µm, restando somente os < 80 µm; (ii) água da lagoa filtrada em malha de 250µm e posteriormente filtrada em malha de 80µm para reter os microorganismos no intervalo de 250 a 80µm; (iii) água da lagoa filtrada em malha de 250µm para reter todos os menores do que 250 µm; e um controle, com a água natural, para estimativa da produção primária líquida e respiração. As amostras foram transferidas para frascos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) com aproximadamente 100 mL.

Para cada tratamento e controle, foram incubados 2 frascos claros (produção de oxigênio) e 2 escuros (consumo de oxigênio), por período de 6 horas, além de 1 frasco fixado no momento da incubação de cada um dos tratamentos, para determinação inicial do oxigênio dissolvido de cada manipulação.

A produção primária líquida e a respiração da comunidade planctônica foi estimada através do método de incubação de frascos claros e escuros (Vollenweider, 1971) que avalia a produção e o consumo do oxigênio dissolvido (OD) ao longo do tempo de incubação, seguindo a metodologia de Winkler (1888).

Para a identificação da comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica foi realizado um arrasto superficial com rede de 80µm. O material foi fixado em formol 4% e posteriormente observado em microscópio óptico e os indivíduos foram identificados até gênero, quando possível, com auxílio de literatura especializada.

#### *Análise de dados*

Um gráfico foi gerado para ilustrar os dados de produção primária líquida e respiração no controle e nos tratamentos. Para testar a significância dos tratamentos em relação ao controle, foi realizada uma ANOVA com o teste de Dunnett *a posteriori*.

### **Resultados**

Os dados obtidos de produção primária líquida (PPL) e respiração (RC) encontram-se na figura I. No controle, a PPL foi de 0,002 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>, enquanto a RC foi de -0,088 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>, mostrando uma predominância de respiração sobre PPL na Lagoa do Peri neste dia.

No tratamento 1, ao se retirar todo o plâncton maior que 80 µm, a PPL diminuiu significativamente, tornando-se negativa (-0,299 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>) indicando que o consumo de oxigênio durante o dia foi maior do que a produção. A RC também foi significativamente maior do que no controle (-0,314 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>). Já no tratamento 2, onde somente organismos planctônicos no intervalo entre 80 e 250 µm estiveram presentes, a PPL permaneceu negativa, ou seja, houve respiração durante o dia, mas apresentou um valor bem menor do que a observada no tratamento 1 (-0,096 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>), e a RC foi novamente menor (-0,130 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>).

No tratamento 3, quando se retirou todo o plâncton maior de 250  $\mu\text{m}$ , a PPL permaneceu negativa ( $-0,082 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ) e semelhante ao tratamento 2 e a RC diminuiu para  $-0,106 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ . Este tratamento apresentou taxas de respiração diurna e noturna semelhante ao tratamento 2, entretanto, a respiração do dia foi significativamente maior do que no controle.

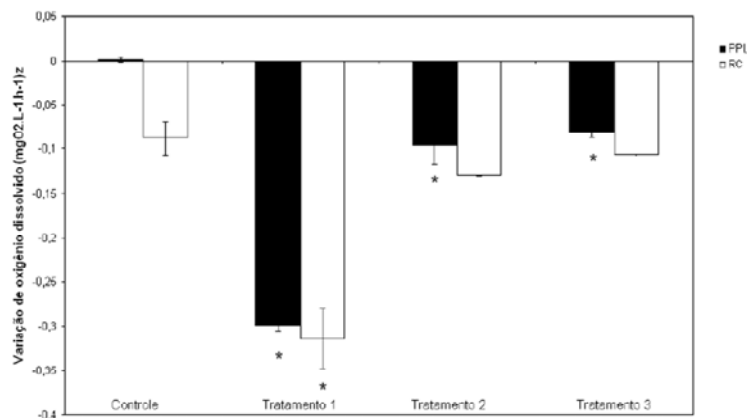


Figura 1: Estimativas da produção primária líquida (PPL) e da respiração da comunidade planctônica (RC) no controle e nos tratamentos (1= somente organismos < 80 $\mu\text{m}$ , 2 = organismos entre 80 e 250  $\mu\text{m}$ , 3 = todos organismos < 250  $\mu\text{m}$ . \*significativo para o controle ( $p,0,05$ ).

O teste de Dunnett *a posteriori* da ANOVA mostrou que a diferença na PPL entre o controle e os três tratamentos é significativa para a PPL ( $p= 0,004$ ,  $p= 0,002$  e  $p= 0,00003$ , para os tratamentos 1, 2 e 3 respectivamente). O resultado do teste para RC não mostrou diferenças significativas para os tratamentos 2 e 3 ( $p=0,680$  e  $p=0,192$  respectivamente), mas para o tratamento 1 a diferença foi significativa ( $p=0,0007$ ) em relação ao controle.

Os gêneros dominantes de fitoplâncton foram *Botryococcus* (clorofíceas), *Aulacoseira* (diatomáceas) e *Cylindrospermopsis*, onde a primeira e terceira são conhecidas por terem grande diversidade metabólica. Foi observada presença de rotíferos e microcrustáceos, porém em menor abundância.



Tabela 2: Principais gêneros de fitoplâncton presentes na amostra de rede de 80 µm coletada na Lagoa do Peri.

Gêneros	Filo
<i>Botryococcus</i>	Chlorophyta
<i>Aulacoseira</i>	Bacillariophyta
2 gêneros de diatomáceas	Bacillariophyta
<i>Cylindrospermopsis</i>	Cyanobacteria
<i>Planktolyngbya</i>	Cyanobacteria
<i>Sphaerocystis</i>	Chlorophyta
<i>Staurastrum</i>	Chlorophyta
<i>Euglena</i>	Euglenophyta

### Discussão

A comunidade planctônica natural da lagoa, neste caso o controle, praticamente não teve PPL ( $0,002 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ) e a RC foi alta ( $0,088 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ). Isto corrobora com a classificação oligotrófica da lagoa do Peri e indica que no momento em que foi realizado o experimento a predominância era de organismos heterotróficos.

Ao se retirar os organismos planctônicos maiores do que 80 µm, no tratamento 1, esta amostra incluiu apenas picoplâncton, nanoplâncton e parte do micropoplâncton, apresentando todo o bacterioplâncton e maioria do protozooplâncton, incluindo flagelados e ciliados que apresentam elevadas taxas respiratórias. Este tratamento resultou numa alta respiração tanto nos frascos claros ( $-0,299 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ) como nos frascos escuros ( $-0,314 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ), não havendo diferença entre a respiração nos frascos claros e escuros, o que significa que a respiração planctônica de dia foi igual a da noite. A respiração noturna dos organismos menores do que 80 µm (tratamento 1) aumentou significativamente quando comparada ao controle. Entretanto, a produção primária diminuiu, ou seja, houve respiração durante o dia e não fotossíntese suficiente para atender a demanda de oxigênio pelos heterotróficos. No tratamento 2, o teste de Dunnett não apresentou diferença significativa para a RC (respiração de noite) em relação ao controle, o que sugere que a respiração noturna não foi estimulada pela remoção dos organismos maiores do que 250 µm ou daqueles menores do que 80 µm. Entretanto, houve diferença significativa entre a PPL do controle e tratamento 2. A maior diferença entre a respiração nos frascos escuros e os claros, ou seja, diferença entre a respiração de noite e de dia, aponta para a ocorrência de uma maior PPL neste tratamento. Isto indica que mesmo com uma alta respiração nos frascos claros, é provável que neste tratamento tenha ocorrido uma maior atividade de

organismos fitoplanctônicos entre 80 e 250  $\mu\text{m}$  que estejam produzindo oxigênio, apesar da dominância dos heterotróficos, pois as microalgas *Botryococcus*, *Aulacoseira* e *Cylindrospermopsis* que formam colônias ou filamentos maiores do que 80  $\mu\text{m}$  estiveram abundantes nas amostras.

Este estudo foi realizado partindo do princípio de que a lagoa é homogênea (Hennemann, 2010), dominada pela cianobactéria *C. raciborskii* e com baixa densidade dos demais organismos autotróficos (Laudares-silva, 1999). Além disso, considerando que a maioria das cianobactérias são fotoheterotróficas, podemos considerar que a *C. raciborskii* possa estar com baixa eficiência fotossintética comparada às demais microalgas devido à elevada incidência de luz solar (Whitton e Carr, 1982).

No tratamento 3, o objetivo foi retirar os predadores do fitoplâncton maiores que 250 $\mu\text{m}$ . O resultado deste tratamento foi uma PPL negativa, significativamente menor que o controle, devido a maior respiração durante o dia (frascos claros), entretanto, a RC permaneceu igual. Como novamente foi observada uma diferença entre a respiração nos frascos escuros e claros (diferença entre a respiração noturna e diurna), uma PPL deve estar ocorrendo em taxa mais elevada quando comparada ao tratamento 1, onde organismos > 80  $\mu\text{m}$  foram retirados. Isso mostra que mesmo na presença de microorganismos heterotróficos como bactérias e protozoários de maior taxa metabólica, há uma produção de oxigênio pelo fitoplâncton < 250  $\mu\text{m}$  como observado no tratamento 2. Além disso, a presença de rotíferos e microcrustáceos > 80  $\mu\text{m}$  reforça a predominância da atividade heterotrófica na Lagoa do Peri. Os rotíferos possuem tamanho que varia de 50 a 2000 $\mu\text{m}$  (Schmid-Araya, 1998) e os microcrustáceos tem tamanho superior a 200 $\mu\text{m}$  (Brooks, & Dodson, 1965).

A remoção de todos os organismos maiores de 80  $\mu\text{m}$  promoveu um aumento de cerca de 2x na taxa respiratória, enquanto a remoção dos maiores de 250  $\mu\text{m}$  não promoveu diferença alguma na respiração planctônica. Portanto, a respiração na Lagoa do Peri é predominantemente realizada por microorganismos < 80  $\mu\text{m}$ .

Assim, sugerimos que estudos futuros façam uma nova identificação da comunidade zooplanctônica e de bactérias da lagoa do Peri e que verifiquem se a *C. raciborskii* é dominante no local onde foram coletadas as amostras para este experimento. Tal estudo será de extrema importância para se compreender os mecanismos de regulação relacionados aos efeitos *bottom-up* e *top-down*.

## Agradecimentos

Aos colegas e professores da disciplina, pelas sugestões e por compartilharem a rotina do curso, A Denise Tonetta, por ter identificado as amostras de plâncton, com auxílio da Dra. Roselane Laudares-Silva; aos funcionários e administradores do Parque Municipal da Lagoa do Peri, pela recepção e viabilização da logística do trabalho de campo.

## Referências

- BEGON, M; COLIN, R. & TOWNSEND, J. L. H. 2006. **Ecology: from individuals to ecosystems**. 4<sup>th</sup> ed. Blackwell Publishing: Oxford. 738p.
- BROOKS, J. L. & DODSON, S. I. 1965. Predation, body size and composition of plankton. *Science* 150(3692):28-35.
- BRYLINSKI, M. & MANN, K. H. 1973. An analysis of factors governing productivity in lakes and reservoirs. *Limnol. Oceanogr.* 18:1-14.
- BUSKEY, E. J. 2008. How does eutrophication affect the role of grazers in harmful algal bloom dynamics? *Harmful Algae* 8:152-157.
- DAVIES, G. S. 1970. Productivity of macrophytes in Marion Lake, British Columbia. *J. Fish. Res. Bd. Canada.* 27:71-81.
- ESTEVES, F. A. 1998. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro, Interciência/ FINEP. 2 ed. 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, Juiz de Fora, Brasil. 57 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, Florianópolis, Brasil. 94p.
- HENNEMANN, M.C. 2010. **Dinâmica da Qualidade da Água em uma Lagoa Costeira: o Caso Peculiar da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Brasil**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil. 112p.
- LAUDARES-SILVA, R. 1999. **Aspectos limnológicos, variabilidade espacial e temporal na estrutura da comunidade fitoplancônica da Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil**. Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, Brasil. 220p.
- MORAIS, P.; CHÍCARO, M. A. & BARBOSA, A. 2003. Phytoplankton dynamics in a coastal saline lake (SE-Portugal). *Acta Oecologica* 24:87-96.
- 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.

- REYNOLDS, C.S. 1984. **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge, Cambridge University Press. 384p.
- SANTOS, M. A. P.; COSTA, C. H.; MOSER, M. C.; SALOMON, P. S.; MATIAS, W. G. 2007. Estudo da toxicidade de *Cylindrospermopsis raciborskii* na lagoa do Peri, Florianópolis – SC: subsídios para estratégias de manejo. **24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES, Belo Horizonte - MG, Brasil, p. 1-7.
- 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.
- SCHMID-ARAYA, J. M. 1998. Small-sized invertebrates in a gravel stream: community structure and variability of benthic rotifers. *Freshwater Biology* 39:25-39.
- SHERR, E. B.; SHERR, B. F. 2007. Heterotrophic dinoflagellates: a significant component of microzooplankton biomass and major grazers of diatoms in the sea. *Marine Ecology Progress Series* 352: 187-197.
- SIMONASSI, J.C. 2001. **Caracterização da Lagoa do Peri, através da análise de parâmetros físico-químicos e biológicos, como subsídio ao gerenciamento dos recursos hídricos da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil. 72p.
- VOLLENWEINDER, R. A. 1974. **A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments**. London, Blackwell Scientific Publications. 225p.
- WESTLAKE, D. F. 1963. Comparisons of plant productivity. *Biol. Rev.* 38:385-425.
- WHITTON, B. A & CARR, N. G. 1982. **The Biology of the Cyanobacteria**. Oxford, Blackwell Scientific. 688p.
- WINKLER, L. W. 1888. Die Bestimmung des in Wasser gelosten Sauerstoffes. *Berichte der Deutschen Chemischen Gesellschaft* 21:2843-2854.
- WISNIEWSKI, M. J. 1999. A comunidade zooplanctônica da lagoa do Peri, Florianópolis, SC. In: SIERRA, E. S.; RIBEIRO, G. C.; SIMONASSI, J. C.; LAUDARES-SILVA, R. **Diagnóstico Ambiental e Plano de Monitoramento da Lagoa do Peri (Ilha de Santa Catarina, Brasil)**. Florianópolis: NEMAR/UFSC.

**Abundância e peso de camarões do gênero *Macrobrachium*  
(Palaemonidae) em dois habitats aquáticos no Parque Municipal da  
Lagoa do Peri, Florianópolis, SC**

*Galitzki, E. L.<sup>1</sup> & Rech, R.<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC;

<sup>2</sup>Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande-MS

### **Introdução**

Os ambientes de água doce são classificados em sistemas lóticos e lênticos. Os sistemas lóticos são caracterizados por serem de água corrente, representados por rios e riachos. Já os lênticos são caracterizados por água aprisionada, formando os diferentes tipos de lagos (Pinheiro e Kury 2008). Cada um desses ambientes possui características próprias, além de diferentes micro-habitats que podem variar entre áreas mais ou menos profundas, com maior ou menor concentração de nutrientes, diferentes tipos de substratos e abrigos, refletindo na diversidade e abundância de macroinvertebrados (Costa 2006).

A abundância de macroinvertebrados está relacionada com a qualidade e quantidade de micro-habitats disponível para o desenvolvimento de suas populações (Allan e Castillo 2007). Em ambientes onde a disponibilidade de recursos é maior é esperado uma maior densidade populacional, o que leva ao aumento dos efeitos da competição intraespecífica. Esse efeito é verificado em populações que apresentam segregação espacial entre os indivíduos, nas quais os indivíduos maiores tendem a ocupar locais com mais disponibilidade de recursos (Begon *et al.*, 2006).

O Parque municipal da Lagoa do Peri (PMLP) está inserido dentro de um dos últimos remanescentes de Mata Atlântica da Ilha de Santa Catarina. A Lagoa do Peri é uma lagoa costeira de água doce que mantém contato permanente com o mar através de um riacho de despejo com fluxo unidirecional, o Riacho Sangradouro (IPUF, 1978). Nas margens da lagoa podemos encontrar regiões facilmente distintas pela presença de bancos de macrófitas. A presença desses bancos confere uma maior heterogeneidade às margens da Lagoa, representando abrigo para diversas espécies animais, além de propiciar maior acúmulo de

matéria orgânica no substrato arenoso da lagoa quando comparado com regiões sem bancos de macrófitas.

O Riacho Sangradouro ao longo do seu curso possui trechos com diferentes características. Em sua parte inicial, onde a menor pressão antrópica é menor do que a porção mais a jusante, tem partes onde o fundo é arenoso, pedregoso ou lodoso, cobertos ou não por folhço. A mata ciliar de seu entorno é parcialmente conservada, cobrindo partes de seu leito ao longo do seu trajeto até o mar e suas margens encontram-se em grande parte com algum grau de erosão. Devido a isso, esperamos que a maior disponibilidade de micro-habitats e de matéria orgânica acumulada no Riacho Sangradouro possa contribuir por uma diferença na abundância e riqueza de macroinvertebrados em relação à região com bancos de macrófitas da Lagoa do Peri.

Dentre os macroinvertebrados associados aos corpos d'água do PMLP podemos encontrar os crustáceos do gênero *Macrobrachium*, popularmente conhecidos como camarões pitu. Para o Riacho Sangradouro é registrada a ocorrência de duas espécies, *M. acanthurus* e *M. olfersii*, sendo a segunda muito mais abundante que a primeira (Müller e Prazeres, 1992). O gênero *Macrobrachium* é predominantemente encontrado em águas doces associado a algum tipo de abrigo, tais como vegetação aquática ou espaços sob pedras, sendo ambas as espécies onívoras detritívoras e particuladoras de matéria orgânica (Müller *et al.* 1999).

Devido à preferência desses crustáceos por locais abrigados e também devido aos seus hábitos alimentares associados ao consumo de matéria orgânica, sugere-se que em ambientes com maior disponibilidade de recursos e complexidade estrutural a abundância desses indivíduos será maior, tal como seu tamanho. Assim, o objetivo do presente trabalho é verificar se existe diferença na abundância e tamanho de indivíduos do gênero *Macrobrachium* entre o Riacho Sangradouro e bancos de macrófitas na Lagoa do Peri.

## **Materiais e Métodos**

### *Área de estudo*

As coletas foram realizadas em dois ambientes no Parque Municipal da Lagoa do Peri, no sul da Ilha de Santa Catarina sendo um ambiente com características lóticicas, denominado Riacho Sangradouro e o segundo ambiente com características lênticas, a Lagoa do Peri. Para

as amostragens foi utilizada a porção inicial do Riacho Sangradouro, cerca de 10m após sua “nascente” a partir da Lagoa. Nessa área a profundidade do rio foi de aproximadamente 0,7m com largura variando de cerca de 8 a 6 m, com fundo arenoso a lodoso e com algum grau de cobertura pela vegetação circundante. Na lagoa do Peri foi selecionada uma área localizada na porção nordeste, onde existia um banco de macrófitas (*Scirpus californicus*) conhecido popularmente por peri.

#### *Coleta dos dados*

Em cada área de estudo foram instaladas dez armadilhas, distando aproximadamente dez metros entre uma e outra, de forma linear paralelamente à margem da lagoa, assim como no rio. A profundidade da coluna d'água sobre as armadilhas não ultrapassou 0,5 m. Estas armadilhas consistiam em tijolos de seis furos com uma das extremidades fechada por saco plástico escuro, representando uma alternativa de abrigo para os camarões. As armadilhas permaneceram em campo por um período total de 21 horas, sendo vistoriadas no fim do dia (representando uma amostragem diurna) e na manhã seguinte (representando uma amostragem noturna). Os pitus encontrados foram acondicionados em sacos plásticos com água do local e levados para laboratório, onde foram identificados quanto ao gênero, contados, pesados individualmente e então libertos novamente para seus ambientes de origem.

#### *Análise de dados*

Para testar o efeito do hábitat sobre a abundância e o peso médio dos pitus entre os locais foi realizado o teste *t* student, um para cada variável. Para testar se a abundância de camarões dos habitats está associada ao período do dia utilizou-se um Qui-Quadrado.

### **Resultados**

No total, foram encontrados 48 indivíduos sendo 26 no Riacho Sangradouro (média  $2,6 \pm 2,06$ ), 21 na área de lagoa com macrófita (média  $2,1 \pm 2,4$ ) (Figura 1). Não houve diferença significativa na abundância dos pitus entre os dois ambientes ( $t=0.4911$ ,  $gl = 18$ ,  $p = 0.6293$ ).

O peso médio dos camarões pitus no Riacho Sangradouro foi  $1,16 \pm 1,18$  e na lagoa  $1,88 \pm 1,82$ , no entanto não foi encontrada diferença significativa entre rio e lagoa ( $t = -1,6296$ ,  $gl= 45$ ,  $p = 0,1102$ ).

A abundância de camarões pitus nos dois habitats foi associada significativamente com o período do dia. No Riacho Sangradouro, foram coletados cinco indivíduos no período diurno e 21 no período noturno. Na lagoa, dois indivíduos no período diurno e 19 no período noturno. ( $\chi^2=23.0702$ ,  $gl= 1$ ,  $p= 0.0001$ ).

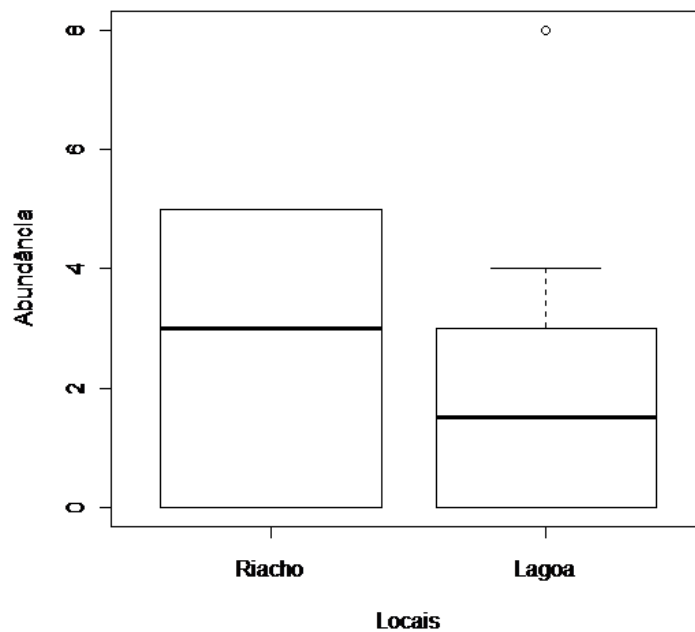


Figura 1: Abundância média (barra dentro da caixa) de camarões pitus no Riacho Sangradouro e na Lagoa do Peri.

### Discussão

A similaridade na abundância de camarões encontrados nesse estudo está de acordo com os resultados por Collart (1988) na Amazônia. Este autor observou que a abundância de *M. amazonicum* dentro do lago de uma represa e a jusante da sua barragem não diferiu, reconhecendo somente no lago a maior abundância de camarões estava relacionada com a proximidade da barragem. No entanto, o comprimento dos indivíduos do lago da represa foi superior ao dos



camarões de água corrente, relação, que não foi observada em relação ao peso dos camarões coletados na Lagoa do Peri e no Riacho Sangradouro

Ambos os ambientes estudados possuem características que os tornam interessantes para populações de macroinvertebrados. No Riacho Sangradouro o folhiço acumulado em remansos e raízes submersas de plantas terrestres formam micro-habitats onde invertebrados fragmentadores, tais como os camarões, são importantes conectores da cadeia de utilização de detritos (Allan, 1995). Além disso a matéria orgânica oriunda das matas ciliares possui grande contribuição como fonte de nutrientes (Vannote *et al.* 1980). Já para ambientes lacustres, como é o caso da Lagoa do Peri, a presença de macrófitas está relacionada com a capacidade do ambiente de abrigar macroinvertebrados bentônicos, pois o acúmulo de material nas raízes submersas possibilita o acúmulo de biomassa e energia, sustentando muito bem uma cadeia de detritívoros como é o caso de camarões (Coutinho 1989).

A diferença encontrada entre hábito diurno e noturno já era esperada, pois é relatado na literatura que o gênero *Macrobrachium* forrageia durante a noite, escondendo-se durante o dia (Moreira e Collart 1993).

Apesar das áreas serem diferentes, são capazes de abrigar um número muito semelhante de indivíduos do gênero *Macrobrachium*. Da mesma forma, a não diferença entre os pesos dos indivíduos encontrados nessas duas áreas indica que os indivíduos desse gênero se distribuem de forma relativamente homogênea quanto ao seu tamanho corpóreo dentro desses dois ambientes, que pode vir a ser reflexo de que o conjunto de características de cada local tenha certa semelhança ou mesmo que a pressão exercida pela competição não seja suficientemente forte para ser observada. Desta forma podemos concluir que a disponibilidade de micro-habitats e nutrientes não é um fator estruturador da população de camarões do gênero *Macrobrachium* na da Lagoa do Peri e do Riacho Sangradouro.

### **Agradecimentos**

Somos gratos ao Professor Dr. Selvino Neckel Oliveira pela orientação concedida neste trabalho. Aos nossos colegas de curso Gustavo Schmidt pela sugestão do modelo de armadilhas, Daniel Dinslaken pela ajuda em campo, Bárbara Menezes pelo auxílio na identificação e manipulação dos camarões em laboratório e ao

Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce (LAPAD/UFSC) pelo empréstimo de equipamento.

## Referências

- ALLAN, J.D. 1995. **Stream ecology: structure and function of running waters**. London, Chapman & Hall, 388p.
- COULART, O. O. 1988. Aspectos ecológicos do camarão *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) no baixo Tocantins (PA-Brasil). *Memoria Sociedad de Ciencias Naturales La Salle*, 48(Supl.): 341-353.
- COUTINHO, M. E. 1989. **Ecologia populacional de *Eichhornia azurea* e sua participação na dinâmica da vegetação aquática da Lagoa do Infernã, SP**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, 145p.
- COSTA, S. S. 2006. **Análise comparativa da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em diferentes micro-habitats e estudo da riqueza e raridade de espécies**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução), Universidade Federal de Goiás, Goiás, 48p.
- IPUF (Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis) 1978. **Plano diretor do Parque da lagoa do Peri**.
- MOREIRA, L. C.; COLLART, O. O. 1993. Migração vertical nictemeral das larvas de *Macrobrachium amazonicum* num lago de várzea na Amazônia Central, Ilha do Careiro, Brasil. *Amazoniana*, 12 (3-4): 385-398.
- MÜLLER, Y. M. R.; NAZARI, E. M.; AMMAR, D.; FERREIRA, E. C.; BELTRAME I. T.; PACHECO, C. 1999. Biologia dos Palaemonidae (Crustacea, Decapoda) da bacia hidrográfica de Ratoles, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. *Revista brasileira de Zoologia*, 16 (3): 629 – 636.
- MÜLLER, Y. M. R.; PRAZERES, A. C. 1992. Influência da salinidade e temperatura da água sobre a captura de *Macrobrachium olfersii* (Wiegmann, 1836) coletados no canal da Lagoa do Peri-Florianópolis/SC. *Acta Limnológica Brasileira*, 4: 175-183.
- PINHEIRO, M. R. C.; KURY, K. A. 2008. Conservação ambiental e conceitos básicos de ecologia. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, 2 (2): 15-28.
- VANNOTE, R. L.; G.W. MINSHALL; K. W. CUMMINS; J.R. SEDDEL & C. E. CUSHING 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries And Aquatic Sciences*, Ottawa, 37: 130-137.

## Ocorrência de anfíbios em bromélias na restinga arbórea do Parque Municipal da lagoa do Peri, Florianópolis, SC

*Teive, L.F.; Yoshida, E.T.E.*

Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia e Zoologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia.

### Introdução

As plantas da família Bromeliaceae são endêmicas da região neotropical, sendo a terceira família com maior número de espécies no Brasil (Berg et al., 2005). Apresentam hábito de vida terrestre, rupícola ou epífita, e possuem, no geral, folhas simples dispostas em forma de roseta, o que permite o acúmulo de água e detritos orgânicos tanto na bainha como na parte central da planta (Mestre et al., 2001). Tal estrutura permite a formação de verdadeiros “tanques” que podem estocar litros de água e criar um micro ambiente aquático isolado, o qual é conhecido como fitotelmata, que constitui um microhabitat relativamente estável para inúmeras espécies de animais e plantas (Mestre et al., 2001; Rocha et al., 2004).

A presença de bromélias-tanque parece desempenhar um papel estruturador em ambientes de restingas, uma vez que oferecem condições favoráveis a germinação das sementes de várias espécies, permitindo a formação da estrutura de moitas (Hay e Lacerda, 1980). Além disso, espécies de invertebrados e vertebrados (Santos, 1984; Oliveira et. al, 1994) utilizam o espaço entre as folhas em algum estágio do seu ciclo de vida, seja para forrageio, reprodução, nidificação ou somente para proteção (Guimarães-Souza et al., 2006).

Entre os vertebrados, os anfíbios anuros são, aparentemente, os mais associados e dependentes das bromélias-tanque. Alguns trabalhos investigaram algum aspecto da associação entre anfíbios anuros e bromeliáceas, observando que, algumas espécies de anuros passaram a utilizar as axilas das bromélias-tanque durante todo o ciclo de vida, seja como sítios de reprodução ou como locais de abrigo e alimentação (Peixoto, 1995; Schineider e Teixeira, 2001).

Apesar do fato de a distribuição geográfica de algumas espécies de anfíbios anuros bem como alguns aspectos de sua história natural ser diretamente relacionados com a abundância e a distribuição de corpos d'água doce (Loebmann, 2005), pouco ainda se sabe sobre os padrões de utilização e preferência de bromélias tanques pelos anuros. Nas áreas de

restinga do sul do país, em especial na área onde foi desenvolvido este estudo, informações sobre as espécies de bromeliácea ocorrentes, tampouco sobre a fauna associada a elas, são ainda escassas (Silva et al., ). Quanto aos anfíbios anuros, há carência de dados tanto da diversidade ocorrente na região quanto dos aspectos da biologia do grupo, o que dificulta maiores inferências sobre as associações aqui observadas, uma vez que não se tem informações pretéritas das espécies de anuro características destes ambientes, nem ao menos quanto aos hábitos de vida de cada uma delas.

Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo investigar se a probabilidade de ocorrência de anfíbios anuros em bromélias é influenciada por parâmetros como a (i) presença de água na bromélia-tanque, ou pela (ii) distância da bromélia em relação a outro corpo d'água mais próximo, num trecho de restinga arbórea do Parque Municipal da lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

## **Materiais e métodos**

### *Área de estudo*

O estudo foi desenvolvido em um trecho de restinga arbórea a qual caracteriza a vegetação ripária do Riacho Sangradouro, inserido dentro dos limites do Parque Municipal da lagoa do Peri (27°43'44.90"S e 48°30'37.98"W).

### *Coleta de dados*

Durante o período compreendido entre as sete às doze horas da do dia 28/10/2010, foram percorridos duas áreas restinga arbórea de aproximadamente 70m x 15m, uma de cada lado e paralelas ao leito do Riacho Sangradouro. Durante este percurso todas as bromélias encontradas dentro de cada área foram analisadas e os dados de presença ou ausência de água e anfíbios nas bromélias, bem como a distância da bromélia a outro corpo d'água mais próximo, foram coletados.

Os anfíbios e as bromeliáceas foram indentificados em campo. Especimes com duvida taxonômicas foram fotografadas e com auxílio de colegas com experiência na área foram indentificadas posteriormente.

### *Análise dos dados*

Para testar a associação da presença de água na bromélia-tanque com ocorrência de anuros aplicou-se o teste do qui-quadrado. Para investigar se a distância da bromélia ao corpo d'água mais próximo

influência na probabilidade de ocorrência de anuros, utilizou-se o teste de regressão logística. Para ambos os testes foi utilizado o software STATISTICA 7.0.

## Resultados

Ao longo das áreas percorridas foram encontradas 58 bromeliáceas, sendo que em 12 destas registrou-se a presença de anfíbios anuros. Dentre as bromeliáceas observou-se a presença de água nos tanques em apenas 14 enquanto que nas demais não havia acúmulo de água entre as folhas e sim restos de matéria orgânica vegetal. O teste do qui-quadrado evidenciou que a ocorrência de um anfíbio anuro em uma bromeliácea é influenciada pela presença de água no tanque da bromélia ( $X^2= 32,29$ ;  $gl=1$ ;  $p < 0,0001$ ), sendo a probabilidade de ocorrência de um anuro em uma bromélia significativamente maior (83,33%) do que quando não há água no tanque das bromeliáceas (Tabela 1).

A distância da bromélia em relação ao corpo d'água mais próximo variou de 0,87m a 6,2m quando da presença do anuro, e de 0,1m a 9,4m quando não havia presença de anuro na bromélia. A distância da bromélia em relação ao corpo d'água demonstrou não ser um fator determinante na ocorrência de anfíbios anuros em bromeliácea, o que pode ser evidenciado pelo teste de regressão logística ( $X^2= 0,0042$ ;  $gl=1$ ;  $p=0,95$  - Figura 1), sendo a probabilidade de ocorrência de um anuro em bromeliaceae independente do fato de a bromélia estar próxima ou distante de um corpo d'água.

*Scinax alter* e *Scinax argyreornatus* foram observadas associados às bromélias *Aechmaea* spp. e *Bromelia antiacantha*.

Tabela 1: Tabela de contingência da associação entre presença de água na bromélia e presença de anuros.

		PRESENÇA DE ANUROS		
		NÃO	SIM	Total
PRESENÇA DE ÁGUA NA BROMÉLIA	SIM	3 6,52%	10 <b>83,33%</b>	13
	NÃO	43 93,48%	2 16,67%	45
Total		46	12	58

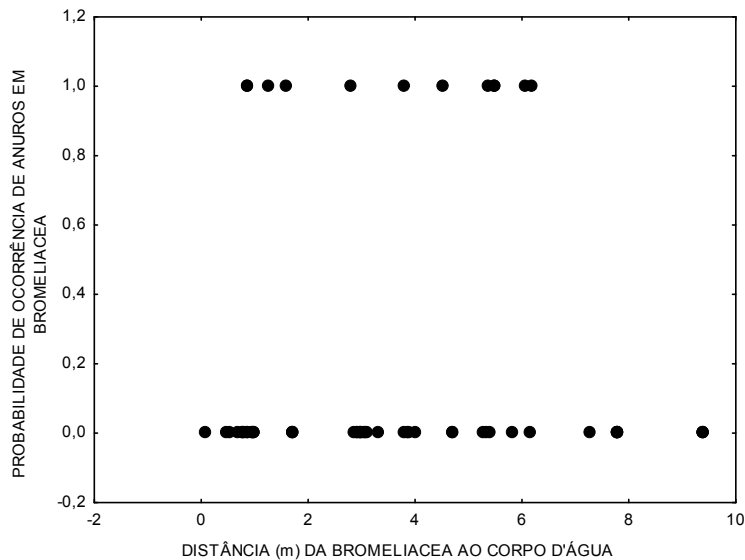


Figura 1. Relação da distância (em metros) da bromeliácea ao corpo d'água mais próximo com a probabilidade de ocorrência de anfíbios anuros.

## Discussão

Os resultados aqui encontrados sugerem que a distribuição dos anuros em bromeliáceas está mais relacionada à presença de água na bromélia do que com a distância do corpo d'água mais próximo. A presença de água na bromélia foi o principal fator influenciando na ocorrência de anuros em fitotelmatas, o que sugere que a probabilidade de ocorrência de anuros em bromélias será maior quanto maior for a ocorrência de bromélias com água.

Um dos principais fatores a ser considerado na distribuição geográfica dos anfíbios anuros está diretamente relacionado com a disponibilidade de água doce na natureza (Loebmann, 2005), sendo que, em muitos casos, condições extremas de indisponibilidade de água podem forçar mais espécies à procurar por bromélias como abrigo, aumentando assim o número de espécies nas fitotelmatas (Franco et al. 1984). Por outro lado, estudos indicam que apenas a capacidade de oferecer mais espaço e mais volume de água não representam os fatores preponderantes para a colonização pelos anfíbios anuros, e que a distribuição dos anuros pode se dar ao acaso, não sendo influenciada sequer pela presença de brejos (Schneider e Teixeira 2001).

A morfologia das bromélias pode, aparentemente, levar a diferentes interpretações sobre aquela que poderia oferecer um ambiente mais relevante para os anfíbios (Schneider e Teixeira, 2001). Bromélias do gênero *Aechmea* parecem reter um grande volume de água quando comparadas com outras bromélias, a qual poderia oferecer um ambiente mais ameno, com condições mais favoráveis de umidade, ideal para o abrigo de anuros (Teixeira et al., 2002).

Trabalhos investigando a ocorrência de anfíbios em bromélias sugerem que a maioria dos anuros provavelmente procuram as bromélias como fonte de abrigo e durante o período diurno (Peixoto, 1995; Teixeira et al., 2002). A espécie de anuro *Scinax alter* pode ser encontrada dentro de bromélias epífitas ou terrestres, aparentemente em repouso (Lutz, 1973; Pombal Jr. e Gordo, 2004), corroborando o aqui observado.

No presente estudo, acredita-se não haver situações de escassez de água, uma vez que a área amostrada encontrava-se na zona ripária do Riacho Sangradouro e próxima a outros corpos d'água, como a lagoa do Peri, no entanto os resultados encontrados permitem inferir que a distribuição dos anuros não se dá ao acaso, mas sim que a escolha das bromélias é influenciada pelo fato de haver água acumulada nos tanques das mesmas, o que proporcionaria um ambiente favorável tanto para os anuros se refugiarem quanto para reproduzirem.

Outros estudos abordando áreas mais abrangentes e em diferentes distâncias em relação a corpo d'água, poderão evidenciar mais claramente o papel de diferentes espécies de anuros nas fitotelmatas. Um maior conhecimento sobre as várias espécies de bromélias, a capacidade de cada uma no que se refere à retenção de água, poderá também elucidar novos fatos que levarão a um maior entendimento sobre a relação anuros/plantas.

### **Agradecimentos**

Agradecemos em especial ao Prof<sup>o</sup> Selvino Neckel de Oliveira pela orientação na execução e dissertação deste trabalho, e também à Prof<sup>a</sup> Malva Isabel Medina Hernández e Renata Calixto Campos pelas contribuições na análise de dados e na identificação dos anfíbios, respectivamente. Ainda, nossos sinceros agradecimentos à direção do Parque Municipal da Lagoa do Peri e a todos seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante nossa pesquisa.

## Referências

- BERG, C.V.D.; GIULIETTI, A.M.; HARLEY, R.M.; QUEIROZ, L.P.De; WANDERLEY, M. Das G.L. 2005. Biodiversidade e conservação das plantas no Brasil. *Megadiversidade* 1 (1): 52-61.
- GUIMARÃES-SOUZA, B.A.; MENDES, G.B.; BENTO, L.; MAROTTA, H.; SANTORO, A.L.; ESTEVES, F.A.; PINHO, L.; FARJALLA, V.F.; ENRICH-PRAST, A. 2006. Limnological parameters in the water accumulated in tropical bromeliads. *Acta Limnológica Brasileira*, 18(1):47-53.
- HAY J.D.; LACERDA LD. 1980. Alterações nas Características do Solo Após a Fixação de *Neoregelia cruenta* (Bromeliaceae) em Ecossistemas de Dunas de Areia. *Ciência e Cultura (SBPC)* 32: 863 - 867.
- LOEBMANN, D. 2005. **Guia Ilustrado: Os anfíbios da região costeira do extremo sul do Brasil**. Pelotas: União Sul-Americana de Estudos da Biodiversidade, 76 p.
- LUTZ, B. 1973. **Brazilian species of Hyla**. Austin, University of Texas Press, 265p.
- MESTRE, L.A.M.; ARANHA, J.M.R.; ESPER, M.deL.P. 2001. Macroinvertebrate fauna associated to the Bromeliad *Vriesea inflata* of the Atlantic Forest (Paraná State, Southern Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 44(1): 89-94.
- OLIVEIRA M.G.N., ROCHA C.F.D., BAGNALLO T. 1994. The Animal Community Associated with the Tank Bromeliad *Neoregelia cruenta* (R. Graham) L. B. Smith. *Bromélia*, 1: 22-29.
- PEIXOTO, O. L. 1995. Associação de anuros a bromeliáceas na Mata Atlântica. *Revista Universidade Rural - Série Ciência da Vida*, 17(2): 75-83
- POMBAL JR., J.P.; GORDO, M. 2004. **Anfíbios anuros da Juréia**. In: Marques, O.A.V e Duleba, W. Estação Ecológica Juréia-Itatins. Ambiente físico, flora e fauna. Holos Editora, Ribeirão Preto, 384pp.
- ROCHA, C.F.D.; COGLIATTI-CARVALHO, L.; ALMEIDA, D.R.; FREITAS, A.F.N. 1997. Bromélias: ampliadoras de biodiversidade. *Bromélia*, 4(4): 7-10.
- SANTOS N.D. 1984. Odonatas que se Criam em Bromélias de Restingas no Litoral Fluminense. In: Lacerda LD, Araújo DSD, Cerqueira R and Turcq B, eds. **Restingas: Origem, Estrutura e Processos**: 351-354.
- SCHINEIDER, J.A.P.; TEIXEIRA, R.L. 2001. Relacionamento entre anfíbios anuros e bromélias da Restinga de Regência, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia, Porto Alegre*, (91): 41-48.



## Utilização da capororoca (*Myrsine guianensis*) por aves

Campos, R. C.<sup>1</sup>; Menezes, B. S.<sup>1</sup>; Castellani, T. T.<sup>2</sup>

1-Mestranda do Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

2-Docente do Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Caixa postal 476, Florianópolis, SC, Brasil. 88010-970

### Introdução

Em florestas tropicais, a interação entre plantas e animais é muito acentuada e pode culminar no processo de dispersão. Até 90% das espécies vegetais arbóreas e arbustivas podem apresentar diásporos adequados à dispersão zoocórica, pois os frutos são atraentes e nutritivos a vários animais que podem agir como dispersores (Zimmermann 1996, Jesus & Monteiro-Filho 2007).

Neste sentido, as aves desempenham um relevante papel, não apenas pela sua abundância, como também devido à frequência com que se alimentam de frutos. Em florestas neotropicais, entre 20% e 30% das aves incluem, de maneira significativa, frutos em sua dieta e, neste processo, enquanto as plantas têm suas sementes levadas para longe das plantas adultas, as aves recebem nutrientes (Van der Pijl 1982).

No Brasil, estudos de frugivoria e dispersão de sementes por aves têm sido realizados principalmente em ambientes florestais (Marcondes-Machado & Argel-de-Oliveira 1988, Pizo *et al.* 2002, Manhães *et al.* 2003). Pesquisas que elucidem o papel das aves no consumo de sementes têm fundamental importância na compreensão da biologia reprodutiva das plantas, da dieta e comportamento alimentar das aves consumidoras de frutos, bem como no reconhecimento das interações entre espécies vegetais com frutos zoocóricos e a avifauna da região.

As aves estão entre os vertebrados frugívoros que mais contribuem para cicatrização natural de clareiras de florestas. Aves generalistas com dieta geralmente baseada em frutos e insetos, como por exemplo as das famílias Tyrannidae, Muscicapidae e Emberizidae utilizam árvores na periferia de espaços abertos como poleiros para pouso e forrageio de insetos e, por possuírem o hábito de defecar enquanto estão empoleiradas, sementes de plantas pioneiras podem chegar a um sítio alterado dando início a sucessão secundária local (Jordano *et al.* 2006).

Assim, o objetivo deste estudo é registrar as espécies de aves que utilizam as árvores com frutos e sem frutos de *Myrsine guianensis*, verificar se a busca pelo fruto é o principal atrativo dessa espécie, e se há aporte de sementes trazidas pelas fezes nos dois tipos de plantas no Parque Municipal da Lagoa do Peri.

## **Material e Métodos**

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado nas trilhas que margeiam a vegetação de restinga e que dão acesso a sede do Parque Municipal da Lagoa do Peri, localizado na Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC (27°43'05,62"S; 48°30'49,93"W).

### *Espécie vegetal*

*Myrsine guianensis*, conhecida popularmente como capororoca, pertence à família Myrsinaceae. Possui entre 3 e 8m de altura, ocorre da região Amazônica ao Rio Grande do Sul, sendo comumente encontrada em formações vegetais de restinga da costa brasileira (Freitas & Carrijo 2008). É perenifólia, heliófita, seletiva higrófila e pioneira, característica de formações secundárias como capoeiras e capoeirões (Lorenzi 1998). Os frutos são drupas globosas, pequenas (3-7 mm de diâmetro), semicarnosas, oleaginosas, com pericarpo fino, aglomeradas ao redor dos ramos e de coloração negro-arroxeadas quando maduros (Carvalho 1994). Ocorre no Parque Municipal da Lagoa do Peri e frutifica entre os meses de outubro e dezembro (Lorenzi 1998).

## **Metodologia**

No período de 28 e 29 de outubro de 2010 foram realizadas observações em 4 indivíduos (2 com frutos e 2 sem frutos) de *M. guianensis*. Todos os indivíduos estavam localizados em área aberta, ao lado da trilha de acesso a sede do Parque Municipal da Lagoa do Peri a uma distância de no máximo 10 metros um do outro. Coletores de fezes foram colocados embaixo de 2 árvores com fruto e de 2 sem fruto.

As observações foram realizadas por 10 minutos, com um intervalo de 5 minutos entre cada observação, totalizando 136 períodos e 9 horas de observação. Essas observações de 10 minutos foram classificadas em 3 períodos maiores: P1 corresponde às observações

realizadas entre 05h30min e 08h10min, P2 das 08h15min às 10h55min e P3 de 14h30min às 17h25min.

Foram registradas as espécies de aves visitantes, o número de visitas de cada espécie e o tipo de comportamento. Para a identificação das espécies, foram utilizados binoculares Bushnell 7x50 e guias de campo de Naka & Rodrigues (2000) e Sigrist (2007).

## Resultados

Foi observado um total de 135 visitas durante 9 horas de observação. Foram registradas 15 espécies de aves, sendo que 14 ocorreram na *Myrsine guianensis* com fruto e 11 na sem fruto (Tabela 1). As espécies mais frequentes foram: sanhaçu (*Thraupis sayaca*) (24%), suiriri (*Tyrannus melancholicus*) (17%), canário (*Sicalis flaveola*) (16%), saí-azul (*Dacnis cayana*) (10%) e cambacica (*Coereba flaveola*) (7%).

Tabela 2 - Avifauna visitante de *Myrsine guianensis* nos dias 28 e 29 de outubro de 2010, Parque da Lagoa do Peri - Florianópolis, SC.

Espécie	Nome Popular	<i>Myrsine guianensis</i>	
		Com fruto	Sem fruto
<i>Campostoma obsoletum</i>	Risadinha	1	1
<i>Coereba flaveola</i>	Cambacica	1	1
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	Gralha	0	1
<i>Dacnis cayana</i>	Saí-azul	1	1
<i>Molothrus bonariensis</i>	Chupim (maria-preta)	1	1
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Bem-te-vi rajado	1	1
<i>Piaya cayana</i>	Alma-de-gato	1	0
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Bem-te-vi	1	0
<i>Sicalis flaveola</i>	Canarinho	1	1
<i>Thalurania galucopis</i>	Beija-flor	1	0
<i>Thraupis sayaca</i>	Sanhaçu	1	1
<i>Troglodytes musculus</i>	Curruira	1	0
<i>Turdus amaurocalinus</i>	Sabiá-poca	1	1
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Suiriri	1	1
<i>Zonotrichia capensis</i>	Tico-tico	1	1
<b>Riqueza</b>		<b>14</b>	<b>11</b>
<b>Riqueza total</b>			<b>15</b>

Das 15 espécies que utilizaram as árvores, seis consumiram o fruto de Capororoca (*Coereba flaveola*, *Dacnis cayana*, *Pitangus sulphuratus*, *Thraupis sayaca*, *Turdus amaurocalinus* e *Tyrannus melancholicus*). *Dacnis cayana* (saí-azul) correspondeu a 35% das aves que utilizaram o fruto da capororoca para alimentação. As outras

espécies utilizaram a árvore somente como local de pouso para descanso e manutenção (limpeza das penas).

Em relação ao número de aves visitantes, não houve diferença significativa entre árvores com e sem frutos ( $F=0,140$ ,  $gl=1$ ,  $p>0,05$ ). Houve diferença entre os períodos de observação, sendo o início da manhã o período com mais aves utilizando a capororoca ( $F=4,093$ ,  $gl=2$ ,  $p<0,05$ ) (Figura 1). A riqueza de espécies não apresentou diferença significativa entre as árvores com frutos e sem frutos ( $F=0,018$ ,  $gl=1$ ,  $p>0,05$ ), mas entre os períodos de observação houve diferença estatística ( $F=5,017$ ,  $gl=2$ ,  $p<0,05$ ) (Figura 2).

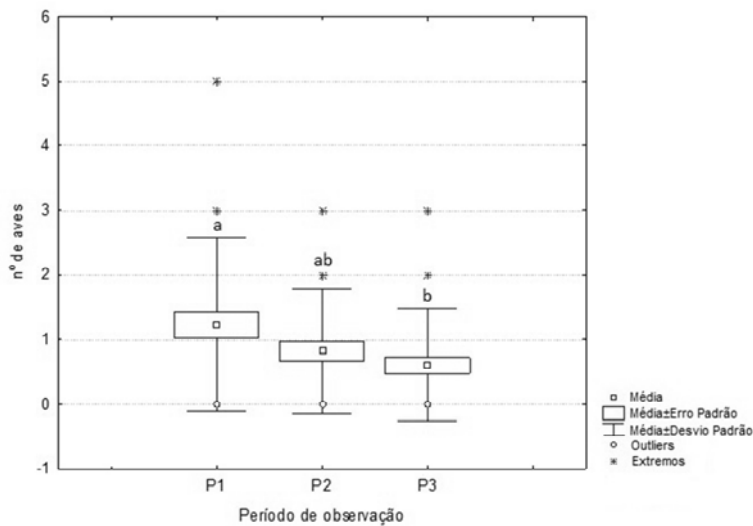


Figura 1: Número de aves que utilizaram *Myrsine guianensis* (2 espécimes com frutos e 2 sem frutos) nos dias 28 e 29 de outubro no Parque Municipal da Lagoa do Peri – Florianópolis - SC, ilustrando os resultados da ANOVA e do teste de Tukey (letras diferentes representam médias significativamente diferentes).

O comportamento mais observado nas árvores com frutos e sem frutos foi o pouso para descanso, seguido da manutenção, que é a limpeza das penas. Além disso, três espécies (*Cyanocorax caeruleus*, *Pitangus sulphuratus* e *Tyrannus melancholicus*) foram se alimentar de pitanga (*Eugenia uniflora*) nas capororocas que estavam sem fruto.

Cinco vezes foram coletadas embaixo das árvores que não tinham frutos, somente duas continham sementes pequenas (*Ficus* sp. e semente não identificada).

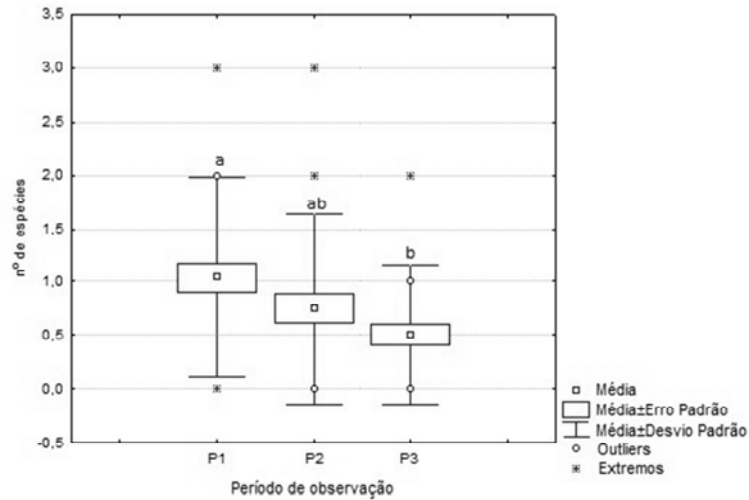


Figura 2: Número de espécies visitantes em *Myrsine guianensis* (2 espécimes com frutos e 2 sem frutos) no Parque Municipal da Lagoa do Peri – Florianópolis - SC, ilustrando os resultados da ANOVA e do teste de Tukey (letras diferentes representam médias significativamente diferentes).

### Discussão

A dispersão de sementes de plantas do gênero *Myrsine* tem sido estudada por alguns autores, como Pineschi (1990), Francisco & Galetti (2001), Pascotto (2007) e Jesus & Monteiro-Filho (2007). No presente estudo, todas as espécies de aves que consumiram *M. guianensis* foram consideradas como potenciais dispersores por engolirem os frutos inteiros. *Thraupis sayaca* e *Tyrannus melancholicus* são espécies que vivem em ambientes antropizados, o que pode estar diretamente relacionado ao maior número de registros destas duas espécies (Sigrist 2007).

*Myrsine guianensis* destaca-se por frutificar durante o período reprodutivo da maioria das aves da ilha de Santa Catarina (Naka & Rodrigues 2000), provavelmente desempenhando relevante papel no balanço energético e nutricional dos filhotes.

As aves possuem o hábito de defecar enquanto estão empoleiradas (Sick 1997), e tendem a depositar mais sementes em espaços abertos, onde a disponibilidade de poleiros é maior (Jordano *et al.* 2006). A utilização pelas aves de plantas de *Myrsine guianensis* sem frutos, como poleiros, facilita a chegada de sementes de outras espécies às áreas visitadas pelas aves, como ocorreu com as sementes de *Ficus* sp.

As árvores observadas no presente estudo serviram como poleiros para pouso, manutenção, local de forrageio e/ou captura de insetos. Espécies vegetais de rápido crescimento e com boa produção de frutos, como *Myrsine guianensis*, podem ser entendidas como poleiros naturais. Elas atraem principalmente aves e, secundariamente, outros grupos animais, como morcegos, que consumiriam estes frutos e deixariam, pela defecação ou regurgitação, sementes sob a copa de tais poleiros (Galindo-González *et al.* 2000). Estes animais frugívoros acabam dispersando não apenas as sementes destas plantas, mas trazem também consigo sementes de outras espécies nativas, aumentando a riqueza específica da área (Silva 2003).

A espécie *Myrsine guianensis* é uma espécie zoocórica pioneira (Lorenzi 1998; Pineschi 1990) e plantio de espécies zoocóricas pioneiras e secundárias iniciais tem sido usado recentemente em programas de restauração de áreas degradadas, reconhecendo inclusive a importância das interações frugívoros–plantas neste processo e recomendando a implantação de espécies nativas pioneiras e secundárias iniciais atrativas para a fauna (Rodrigues & Gandolfi 2000).

A espécie *Myrsine guianensis* se encaixa nesse conceito e os resultados obtidos no presente estudo sugerem que esta espécie é um bom poleiro natural, já que atrai uma avifauna que pode dispersar sementes de outras espécies, como as sementes de *Ficus* sp. que foram encontradas em fezes coletadas embaixo das árvores estudadas.

## Referências

- CARVALHO, P. E. R. 1994. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira.** Embrapa – CNPF. Brasília. 641 pp.
- FRANCISCO, M. R. & GALETTI, M. 2001. Frugivoria e dispersão de sementes de *Rapanea lancifolia* (Myrsinaceae) por aves numa área de cerrado do Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Ararajuba* 9:13-19.

- FREITAS, M. F. & CARRIJO, T. T. 2008. A família Myrsinaceae nos contrafortes do Maciço da Tijuca e contrafortes do Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguesia*, 59: 813-828.
- GALINDO-GONZÁLEZ, J.; GUEVARA, S.; SOSA, V.J. 2000. Bat-and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology*, 14 (6): 1693-1703.
- JESUS, S., MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 2007. Frugivoria por aves em *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae) e *Myrsine coriacea* (Myrsinaceae). Ararajuba. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 15: 585-591.
- JORDANO, P., GALETTI, M., PIZO, M.A. e SILVA, W.R., 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In Rocha, C.F.D., Bergallo, H.G., Van Sluys, M. e Alves, M.A.S. (Ed.). **Biologia da conservação**: essências. São Carlos: Rima. p. 411-458.
- LORENZI, H. 1998. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 2ed., Nova Odessa: Plantarum. 382 pp.
- MANHÃES, M.A., L.C.S. ASSIS e R.M. CASTRO. 2003. Frugivoria e dispersão de sementes de *Miconia urophylla* (Melastomataceae) por aves em um fragmento de Mata Atlântica secundária em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. *Ararajuba* 11 :173-180.
- MARCONDES-MACHADO, L. O.; ARGEL-DE-OLIVEIRA, M. M. 1988. Comportamento alimentar de aves em *Cecropia* (Moraceae), em Mata Atlântica, no estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Zoologia*. 4: 331-339.
- NAKA, L. N.; RODRIGUES, M. 2000. **As aves da Ilha de Santa Catarina**. 1. ed. Florianópolis: Editora da Universidade Federal de Santa Catarina, 298 pp.
- PASCOTTO, M.C. 2007. *Rapanea ferruginea* (Ruiz & Pav.) Mez. (Myrsinaceae) como uma importante fonte alimentar para as aves em uma mata de galeria no interior do Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(3): 735-741.
- PINESCHI, R. B. 1990. Aves como dispersores de sete espécies de *Rapanea* (Myrsinaceae) no maciço de Itatiaia, estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais. *Ararajuba* 1:73-78.
- PIZO, M. A., W. R. SILVA, M. GALETTI e R. LAPS. 2002. Frugivory in cotingas of the Atlantic Forest of southeast Brazil. *Ararajuba* 10:177-185.
- RODRIGUES, R. R. & GANDOLFI, S. 2000. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: Rodrigues, R. R. &

- Leitão-Filho, H. F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo, EDUSP/FAPESP, 235-247.
- SICK, H. 1997. **Ornitologia brasileira**. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, Brazil, 862pp.
- SIGRIST, T. 2007. **Aves do Brasil Oriental**. Avis Brasilis. 1 ed. São Paulo. 448 pp.
- SILVA, W. R. 2003. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração, p. 77-90. *In*: Kageyama, P. Y., R. E. Oliveira, Moraes, L. F. D., Engel, V. L. & Gandara, F. B. (orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu, Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais.
- VAN DER PIJL, L. 1982. **Principles of dispersal in higher plants**. 3 ed. Berlin: Springer-Verlag. 215 pp.
- ZIMMERMANN, C. E. 1996. Observações preliminares sobre a frugivoria por aves em *Alchornea glandulosa* (End. & Poepp.) (Euphorbiaceae) em vegetação secundária. *Revista Brasileira de Zoologia* 13: 533-538.



## Variação comportamental diária de *Larus dominicanus* na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Doria, J.G.; Daltrini, C.N. & Cremer, M. J.

### Introdução

De acordo com Schlatter & Simeone (1999), podemos classificar as aves marinhas em oceânicas e costeiras. As espécies oceânicas são aquelas que obtêm seu alimento especialmente no mar, utilizando o ambiente marinho pelágico noventa por cento do tempo e refugiando-se em ilhas oceânicas esporadicamente para descanso e reprodução. Já as aves marinhas costeiras alimentam-se e reproduzem-se dentro dos limites da plataforma continental e adjacências. Dentro desta categoria podemos incluir a espécie *Larus dominicanus* (Lichtenstein, 1823), que também é conhecida como gaivotão ou gaivota.

O gaivotão (*Larus dominicanus*, Charadriiformes: Laridae), habita o litoral e ilhas costeiras do Pacífico e Atlântico sul-americano. Ocorre desde da Terra do Fogo até norte do Peru. Na costa do Brasil são encontrados do Rio Grande do Sul até o Espírito Santo (Sick 1997, Novelli 1997). Também é encontrado no Sul da África, Austrália, Nova Zelândia e em ilhas Subantárticas (Sick, 1997). Trata-se da ave costeira mais comum do litoral catarinense, principalmente nas regiões de pesca artesanal do camarão sete-barbas, onde obtêm seu alimento com facilidade (Branco 2003).

Quanto ao hábito alimentar, a espécie é descrita como predadora, necrófaga e cleptoparasita inter e intraespecífico (Sick, 1997). Apresenta uma dieta oportunista e generalista, sendo capaz de utilizar vários habitats, diferentes presas, bem como a exploração de fontes antrópicas (Giaccardi *et al.*, 1997). O gaivotão obtêm seus recursos alimentares na zona de arrebentação e nas praias (supra e mesolitoral), onde são comumente vistos em terra se alimentando de restos de animais mortos e de lixo deixado pelo homem (Sick, 1997).

A grande expansão populacional dos gaivotões na última década tem preocupado diversos pesquisadores e conservacionistas. Em alguns casos, esta expansão foi atribuída à disponibilidade de alimento encontrado em lixo de origem humana (Crawford *et al.* 1982). O acelerado crescimento populacional desta espécie tem causado o deslocamento de diversas outras espécies de aves e mamíferos marinhos de seus sítios reprodutivos, devido ao constante impacto da predação e parasitismo. Todas essas características têm feito com que muitos

pesquisadores considerem essa espécie como uma “praga” nos ambientes costeiros (Lombardi & Charbuki, 2002).

Agrupamentos mono-específicos de aves, como o gaivotão, podem ocorrer para deslocamentos, migrações, otimização de forrageio, proteção contra predadores bem como para manutenção (Lombardi & Charbuki, 2002). Tais aglomerações podem ocorrer durante parte do dia, sazonalmente ou durante todo ano, em ilhas costeiras, lagoas e estuários (Sick, 1997).

Nesse sentido, este trabalho teve como objetivo avaliar as variações comportamentais de *L. dominicanus* no ecossistema da Lagoa do Peri, verificando também a relação de entrada e saída das gaivotas na Lagoa do Peri ao longo do dia.

## **Materiais e métodos**

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado na porção norte da Lagoa do Peri, localizada no Parque Municipal da Lagoa do Peri. As observações foram realizadas na margem Nordeste da lagoa, em um ponto estratégico para melhor visualização das aves dentro do ecossistema (Figura 1).

### *Coleta de dados*

A amostragem foi realizada no dia 28 de Outubro, totalizando 9 horas de observações em campo. Foram feitas observações em três períodos distintos ao longo do dia (6:00-9:00; 11:30-14:30; 17:00-20:00). Em cada período foi realizado um censo da chegada e saída de gaivotas na Lagoa observando a movimentação das mesmas por 1h e 30 minutos em cada período, divididos em observações de 10 minutos a cada 20 minutos. Em cada censo foi contabilizado o número de gaivotas que se movimentavam (i) em direção à Lagoa e (ii) deixando a Lagoa.

Ao longo destas 9 horas também foram observados algumas das atividades básicas dos gaivotões na Lagoa do Peri, através do método de varredura (scan) com pontos fixos (Reynolds *et al.*, 1980). A varredura é comumente utilizada para avaliar a avifauna em habitats aquáticos em um determinado tempo de observação (Martin, 1981). As varreduras foram realizadas de 20 em 20 minutos, com auxílio de binoculares 7 x 50, totalizando 9 varreduras em cada período do dia. Estes padrões comportamentais representam grande valor para sua ecologia e foram divididos em: descanso, manutenção, forrageio e defesa.

### *Análise de dados*

Os dados foram analisados através de uma análise de variância (ANOVA) ortogonal para verificar a existência de diferenças nos padrões de movimentação considerando o número de movimentações de gaivotas como variável dependente e o período do dia e a direção da movimentação (em direção à Lagoa, e deixando a Lagoa) como variáveis categóricas. O mesmo tipo de análise foi realizado para verificar diferenças nos padrões comportamentais, considerando o número de aves realizando o comportamento como variável dependente e o período do dia e tipo de comportamento (Descanso e Manutenção) como variáveis categóricas. Para resultados com diferenças significativas foi realizado teste a *posteriori* de Tukey para identificar quais eram as diferenças significativas dentre o que foi analisado. Os testes foram realizados utilizando-se o programa R versão 2.12.0 (R Development Core Team, 2010).

### **Resultados**

Apenas indivíduos realizando comportamentos de Manutenção e de Descanso foram observados, indivíduos realizando comportamentos de Defesa ou de Forrageio não foram observados em nenhuma das varreduras realizadas neste trabalho. Apenas na última varredura (19h40min) não foram observados indivíduos de *Larus dominicanus* na área estudada. Apenas três indivíduos foram observados bebendo água, devido ao pequeno número de observações esses dados foram excluídos nas análises, sendo consideradas apenas as observações de Manutenção e Descanso.

A ANOVA não demonstrou diferenças significativas quando analisados o número de observações de gaivotas com relação ao tipo de comportamento (manutenção e descanso), ao Período do dia e à interação entre esses dois fatores (Figura 1).

A ANOVA também não indicou diferenças significativas quando analisados o número de movimentações de gaivotas com relação ao período do dia e à direção de voo (em direção à lagoa e em direção ao mar), apenas quando analisado a interação entre o período do dia e a direção de voo das gaivotas ( $F=6,2730$ ;  $p= 0,0038$ ) foi encontrada diferença significativa. O teste a *posteriori* de Tukey indicou que as movimentações em direção à Lagoa no período da tarde foram significativamente diferentes das movimentações em direção ao mar nos períodos do meio-dia e da tarde e das movimentações em direção à Lagoa no período da manhã (figura 2).

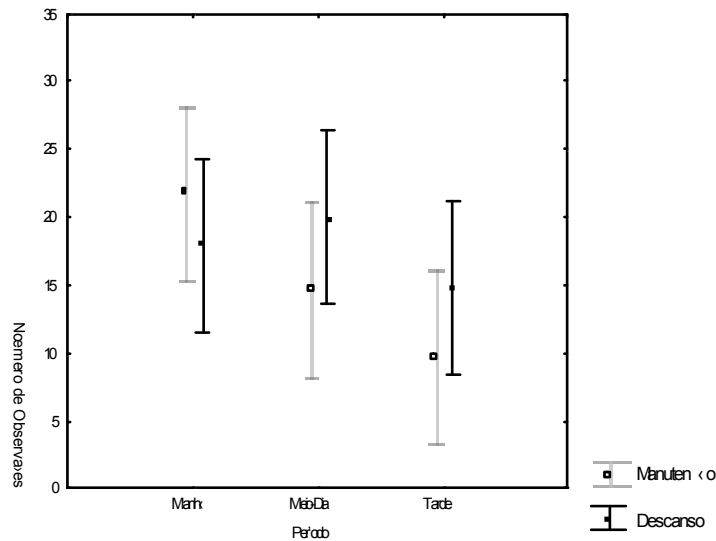


Figura 1: Média e desvio padrão do número de observações de gaivotas realizando comportamento de Manutenção e Descanso durante as varreduras em relação ao Período do Dia.

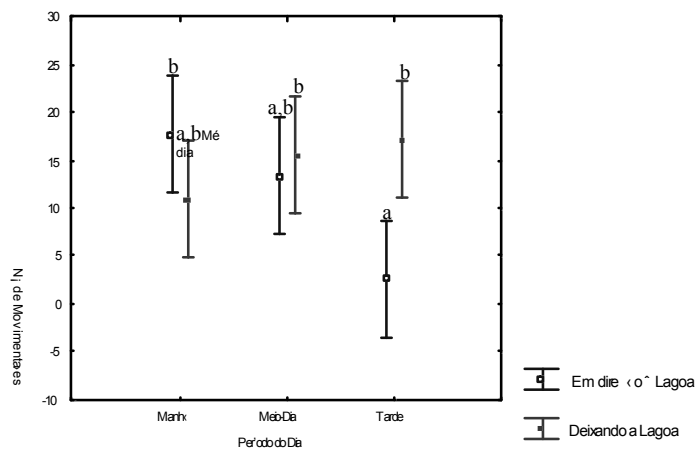


Figura 2: Média e desvio padrão do número de movimentações de gaivotas em relação ao período do dia e a direção de voo. As letras *a* e *b* representam diferenças significativas de acordo com o teste de Tukey.

## Discussão

Em áreas úmidas, a avifauna encontra-se normalmente distribuída de forma heterogênea, podendo estes ambientes serem considerados como ambientes composto por mosaicos (Branco, 2007), onde espécies de alta mobilidade, como as gaivotas têm de utilizar múltiplos habitats para complementar ou suplementar sua necessidade por recursos (Guadani & Maltchik, 2006). Sendo assim, a representatividade das gaivotas que compõem os diferentes ambientes pode ser influenciada pela própria heterogeneidade de cada local, onde a abundância e composição das assembléias refletem as variações espaço-temporais ocorrentes em cada mosaico.

Gaivotas são um importante componente da comunidade de aves marinhas que utilizam o ecossistema da Lagoa do Peri, principalmente para descanso e manutenção. Apesar de *L. dominicanus* ser uma espécie considerada como tendo um comportamento oportunista de alimentação (Giaccardi *et al.*, 1997) no presente estudo não foi avistada nenhuma ave forrageando durante o período de amostragem. Isso pode refletir uma clara distinção entre locais de forrageamento (praia) e locais de descanso, como a Lagoa do Peri. A movimentação constante ao longo do dia observada, pode ser explicada pelo fato da espécie em questão não utilizar o ambiente da lagoa para alimentação, portanto as aves ficam alternando os locais para manutenção/descanso e alimentação conforme necessidade, independente do horário.

*L. dominicanus* é uma das espécies de aves marinhas mais abundantes na Lagoa do Peri, assim como em outras regiões estuarinas e lacustres do estado (Villanueva & Silva, 1995; Silva 2003). Foi possível verificar que a região nordeste da lagoa apresenta concentrações de *L. dominicanus* muito mais expressivas que a porção sul. A presença de um trapiche nesta área pode ser um fator determinante desta distribuição, pois este caracteriza um local ideal para descanso.

Observa-se também uma diminuição na frequência de entrada e um aumento na saída de gaivotas ao longo do último período de amostragem (17:00-20:00). A baixa abundância no último período de censo pode estar relacionada com uma perda de visibilidade das aves em função da ausência de luz ou ainda por suas movimentações diárias em direção a áreas de dormitório como ilhas costeiras (Olmos & Silva, 2001; Silva, 2003).

## Referências

- BRANCO J. O. 2007. Avifauna aquática do Saco da Fazenda (Itajaí, Santa Catarina, Brasil): uma década de monitoramento. *Revista Brasileira de Zoologia* 24 (4): 873- 882.
- BRANCO, J. O. 2003. Reprodução das aves marinhas nas ilhas costeiras de Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 20 (4): 619-623.
- CRAWFORD, R. J. M.; COOPER, J. e SHELTON, P. A. 1982. Distribution, population size, breeding and conservation of the Kelp Gull in Southern Africa. *Ostrich* 53:164-177.
- GIACCARDI, M., YORIO, P.; LIZURUME, E. 1997. Patrones estacionales de la gaivota cocinera (*Larus dominicanus*) em um basural Patagónico y sus relaciones com el manejo de residuos urbanos y pesqueros. *Ornitologia Neotropical*. 8:77-84.
- GUADAGNIN, D. L. & MALTCHIK, L. 2006. Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. *Biodiversity and Conservation, Springer Netherlands*, 16(4): 1231-1244.
- LOMBARDI, C. M. & CHARBUKI, M. 2002. Effects of bird density on the decision to join a groups in the *Sicalis flaveola pelzeni* (Passeriformes, Emberizidae). *Iheringia* (92): 105-109.
- MARTIN, T. E., 1981. Species-area slopes and coefficients: a caution on their interpretation. *American Naturalist* (118): 823-837.
- NOVELLI, R. 1997. **Aves marinhas costeiras do Brasil (Identificação e Biologia)**. Cinco Continente Editora Ltda, Porto Alegre, RS, Brasil. p. 91.
- OLMOS, F. e SILVA e SILVA R. 2001. The avifauna of a southeastern Brazilian mangrove. *International Journal of Ornithology* 4 (3/4): 137-207.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2010. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. [<http://www.R-project.org>]
- REYNOLDS, R.T.; SCOTT, J.N.; NUSSBAUM, R.A. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *Condor* (82): 309-313.
- SCHLATTER, R. P. & SIMEONE, A. 1999. Estado del conocimiento y conservacion de las aves en mares Chilenos. *Estud. Oceanol.* 18: 25-33.
- SICK, H. 1997. **Introdução a Ornitologia Brasileira**. Editora Gunabara, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. p. 843.
- SILVA, R. R. V. 2003 Contribuição à avifauna observada na praia do Mar Grosso em Laguna, SC. *Biotemas* 16 (2): 181-187.
- VILLANUEVA, R. E. & SILVA, M. 1995. Status de conservação da avifauna da região do Campeche, Ilha de Santa Catarina, SC. *Biotemas* 8(1): 72-80.



