

**PPG Ecologia UFSC
2011**



**Ecologia de Campo na
Ilha de Santa Catarina**

**Organizadores:
Eduardo Vetromilla Fuentes
Mônica Hessel
Malva Isabel Medina Hernández**

ISBN 978-85-61682-71-2

ISBN 978-85-61682-71-2

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Ecologia de Campo na Ilha de Santa Catarina

Organizadores:

Eduardo Vetromilla Fuentes

Mônica Hessel

Malva Isabel Medina Hernández

Florianópolis

Universidade Federal de Santa Catarina

2012

Programa de Pós-Graduação em Ecologia – CCB - UFSC
Copyright © 2012 – PPG Ecologia UFSC
Impresso no Brasil / Printed in Brazil

Diagramação: Eduardo Vetromilla Fuentes
Foto da capa: Mônica Hessel (*Dendropsophus microps* na Lagoa do Peri)

Revisão: Autores e organizadores

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

E19 Ecologia de campo na Ilha de Santa Catarina /
organizadores: Eduardo Vetromilla Fuentes,
Mônica Hessel, Malva Isabel Medina Hernández. -
Florianópolis : Universidade Federal de Santa
Catarina. Programa de Pós-Graduação em
Ecologia, 2012.
358 p. : il., tabs., grafs., mapas

ISBN: 978-85-61682-71-2

1. Lagoa do Peri (SC) - Pesquisa. 2. Ecologia
3. Pesquisa ecológica - Lagoa do Peri (SC). I.
Fuentes, Eduardo Vetromilla. II. Hessel, Mônica.
III. Hernández, Malva Isabel Medina.

CDU: 556.55

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



Programa de Pós-Graduação em Ecologia



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



DISCENTES

Aline Luiza Tomazi (PPGE-UFSC)
Anna Jacinta Machado Mello (PPGE-UFSC)
Beatriz Schulze (PPGE-UFSC)
Carolina Bezamat (PPGE-UFSC)
Dannieli Firme Herbst (PPGE-UFSC)
Eduardo Vetromilla Fuentes (PPGE-UFSC)
Elaine Mitie Nakamura (PPGE-UFSC)
Erica Naomi Saito (PPGE-UFSC)
Érika Tiemi Tsuda (PPGE-UFSC)
Fernanda Soares Bueloni (PPGE-UFSC)
Giovani Festa Paludo (PPGE-UFSC)
Itamê Karpinski Baptista (PPGE-UFSC)
Julia Nunes de Souza (PPGE-UFSC)
Juliana Hammel Saldanha (PPGE-UFSC)
Mônica Hessel (PPGE-UFSC)
Natália Dozza Gerzson (PPGE-UFSC)
Pedro Giovanni da Silva (PPGE-UFSC)
Rubana Palhares Alves (PPGE-UFSC)
Sarah Carvalho Sticca (PPGE-UFSC)

DOCENTES

Prof. Responsável

Dr^a. Malva Isabel Medina Hernández (ECZ-UFSC)

Ecosistemas Terrestres

Dr. Sergio Martín Zalba (Universidad Nacional del Sur, Argentina)

Dr^a. Tânia Tarabini Castellani (ECZ-UFSC)

Dr. Benedito Cortês Lopes (ECZ-UFSC)

Dr. Nivaldo Peroni (ECZ-UFSC)

Dr. Maurício Sedrez dos Reis (ECZ-UFSC)

Dr^a. Malva Isabel Medina Hernández (ECZ-UFSC)

Ecosistemas de Águas Continentais

Dr. Humberto Marotta (Universidade Federal Fluminense)

Dr. Eduardo Juan Soriano-Sierra (ECZ/UFSC)

Dr^a. Milena Wachlevski (Pós-Doc Ecologia-UFSC)

Dr^a. Ana Emília Siegloch (Pós-Doc Ecologia-UFSC)

Dr^a. Maria Luiza Fontes (Pós-Doc Ecologia-UFSC)

Ecosistemas Marinhos

Dr. Fábio Gonçalves Daura-Jorge (Pós-Doc Ecologia-UFSC)

Dr^a. Cintia Lhullier (Pós-Doc Biologia Vegetal-UFSC)

Dr^a. Fernanda Ramlov (Pós-Doc Biologia Vegetal-UFSC)

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	15
AGRADECIMENTOS	17
ÁREA DE ESTUDO	19
ECOSSISTEMAS TERRESTRES.....	25
EFEITO DE BORDA DE PLANTAÇÃO DE <i>Pinus elliottii</i> (Engelm.) SOBRE ÁREA DE RESTINGA NO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, FLORIANÓPOLIS, SC	27
EFETIVIDADE DE MEDIDAS COMPLEMENTARES DE RESTAURAÇÃO EM VEGETAÇÃO DE RESTINGA.....	37
AVALIAÇÃO DA REGENERAÇÃO INICIAL DA VEGETAÇÃO DE RESTINGA APÓS REMOÇÃO DE PLANTIO DE <i>Pinus elliottii</i> , NO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, FLORIANÓPOLIS – SC	49
DIVERSIDADE DE FORMAS DE VIDA VEGETAL COMO INDICADOR DO STATUS DE REGENERAÇÃO DE UMA RESTINGA ARBUSTIVO-ARBÓREA EM PROCESSO RESTAURATIVO.....	61
INFLUÊNCIA DE CLAREIRAS HIERÁRQUICAS CAUSADAS POR <i>Schizolobium parahyba</i> (Vellozo) Blake NA COBERTURA VEGETAL DE UMA ESPÉCIE CO-OCORRENTE EM FLORESTA OMBRÓFILA DENSA..	69
HIPÓTESE DO ESTRESSE HÍDRICO: COLOCANDO À PROVA A EXISTÊNCIA DA RELAÇÃO CAUSAL ENTRE A DISPONIBILIDADE DE ÁGUA E A OCORRÊNCIA DE GALHAS EM UMA RESTINGA ARBUSTIVO- ARBÓREA.....	81
INFLUÊNCIA DAS CARACTERÍSTICAS DA VEGETAÇÃO NA RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE BESOUROS ESCARABÉINEOS DO PARQUE MUNICIPAL LAGOA DO PERI – FLORIANÓPOLIS/SC	93
RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DE FORMIGAS COMO INDICADORES DE DEGRADAÇÃO AMBIENTAL NO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, FLORIANÓPOLIS, SC	101

ECOSSISTEMAS DE ÁGUAS CONTINENTAIS	111
VARIAÇÃO DIÁRIA E ESPACIAL DO FLUXO DE CO ₂ NA INTERFACE ÁGUA-ATMOSFERA DE UMA LAGOA OLIGOTRÓFICA SUBTROPICAL (LAGOA DO PERI, SC)	113
O EFEITO DO ACRÉSCIMO DE NUTRIENTES SOBRE A CONCENTRAÇÃO DE DIÓXIDO DE CARBONO NA ÁGUA DA LAGOA DO PERI	121
O EFEITO DA EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL SOBRE A PRODUÇÃO PRIMÁRIA FITOPLANCTÔNICA DA LAGOA DO PERI, FLORIANÓPOLIS, SC	127
EFEITO DA PROFUNDIDADE SOBRE A ALTURA E NÚMERO DE INDIVÍDUOS DA POPULAÇÃO DE <i>Schoenoplectus californicus</i> , NO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, FLORIANÓPOLIS, SC	133
ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS NA LAGOA DO PERI: INFLUÊNCIA DA COMPLEXIDADE DO SUBSTRATO E DISTÂNCIA DO RECURSO DE HÁBITAT	143
INFLUÊNCIA DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA E DA COMPOSIÇÃO DO SUBSTRATO NA COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS NO RIACHO SANGRADOURO, PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, FLORIANÓPOLIS – SC	155
FATORES ESTRUTURAIS COMO POSSÍVEIS PREDITORES DE RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E COMPOSIÇÃO DE ANUROS EM DOIS SÍTIOS REPRODUTIVOS DO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI	165
TURNO DE VOCALIZAÇÃO E INFLUÊNCIA DO TAMANHO CORPÓREO NOS PARÂMETROS DO CANTO DE <i>Dendropsophus microps</i> (PETERS, 1872) (ANURA: HYLIDAE), NA LAGOA DO PERI, SC	177
ECOSSISTEMAS MARINHOS	189
EXPRESSÃO DE PIGMENTOS EM ALGAS PARDAS (<i>Canistrocarpus cervicornis</i> E <i>Padina gymnospora</i>): UMA ABORDAGEM QUIMIOECOLÓGICA.....	191
CARACTERIZAÇÃO CROMATOGRÁFICA DE PIGMENTOS EM REPRESENTANTES DE TRÊS DIVISÕES DE MACROALGAS MARINHAS	201

A INFLUÊNCIA DE DESCRITORES AMBIENTAIS NA DENSIDADE DE <i>Emerita brasiliensis</i> (CRUSTACEA), EM TRÊS PRAIAS NA ILHA DE SANTA CATARINA.....	211
A INFLUÊNCIA DO AMBIENTE NO TAMANHO E BIOMASSA DA TATUÍRA (<i>Emerita brasiliensis</i>) NA ILHA DE SANTA CATARINA, BRASIL	221
ESTIMATIVA DE DENSIDADE E ABUNDÂNCIA DE <i>Ocypode quadrata</i> (FABRICIUS, 1787) PELO MÉTODO DE TRANSECÇÕES LINEARES COM AMOSTRAGEM DE DISTÂNCIAS.....	229
PROJETOS LIVRES	241
EFEITO DE BORDA DE ÁREA DESMATADA SOBRE A VEGETAÇÃO DE RESTINGA ARBÓREA NO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, FLORIANÓPOLIS, SC	243
DIFERENCIAÇÃO DE NICHOS EM BESOUROS ESCARABEÍNEOS DE MATA ATLÂNTICA NO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, ILHA DE SANTA CATARINA.....	255
FORMIGAS COMO INDICADORES AMBIENTAIS DE RESTINGA ARBÓREA NO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, ILHA DE SANTA CATARINA, BRASIL	263
ESTIMATIVA DE DENSIDADE DE GRALHA AZUL (<i>Cyanocorax caeruleus</i>) NAS ADJACÊNCIAS DO PARQUE MUNICIPAL LAGOA DO PERI, FLORIANÓPOLIS/SC.....	275
ESTRUTURA E CATEGORIAS TRÓFICAS DA COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM ÁREAS DE CORREDEIRA E DE REMANSO EM RIACHO, FLORIANÓPOLIS – SC	281
MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS COMO BIOINDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUAS EM AMBIENTES LÓTICOS NO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, FLORIANÓPOLIS, SC - BRASIL.....	293
USO DE MICROAMBIENTES EM UMA ASSEMBLÉIA DE ANUROS DO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, SANTA CATARINA	313
ATIVIDADE DE VOCALIZAÇÃO DE <i>Dendropsophus microps</i> (PETERS, 1872) (ANURA: HYLIDAE): INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA, UMIDADE RELATIVA DO AR E DENSIDADE DE INDIVÍDUOS.....	325

INTERAÇÃO ENTRE ÁCAROS <i>Hannemania</i> SP. (ACARI: TROMBICULIDAE) E UMA COMUNIDADE DE ANUROS DO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, FLORIANÓPOLIS, SC, COM ÊNFASE PARA <i>Physalaemus nanus</i> (ANURA: LEIUPERIDAE).....	339
TAMANHO É DOCUMENTO? RELAÇÃO ENTRE TAMANHO CORPORAL E TERRITORIALIDADE DE <i>Ocypode quadrata</i> (FABRICIUS, 1787) EM DUAS PRAIAS DA ILHA DE SANTA CATARINA.	347

APRESENTAÇÃO

O Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina oferece aos seus discentes, anualmente, a disciplina de Ecologia de Campo. O presente volume traz os resultados da quarta edição da disciplina, realizada no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Ilha de Santa Catarina, Florianópolis/SC) e praias adjacentes, dentre os dias três e 15 de outubro de 2011. Esta edição contou com a participação de 19 discentes pertencentes ao programa, sendo 17 oriundos do curso em nível de Mestrado e dois em nível de Doutorado.

A disciplina consistiu na realização de práticas de campo em Ecologia, executadas em grupos ou individualmente, sob a orientação de 14 doutores, sendo seis professores e seis pós-doutorandos oriundos do próprio programa, e dois professores convidados, da Universidade Federal Fluminense e da Universidad Nacional de Sur (Argentina). O grupo de pesquisadores e docentes teve como meta propiciar aos discentes a realização de estudos ecológicos de curta duração, *in situ*, dentro das três linhas de pesquisa do programa (Ecossistemas Terrestres, Ecossistemas Marinhos e Ecossistemas de Águas Continentais), proporcionando vivência em diversas áreas de abrangência da Ecologia, e estimulando o desenvolvimento simultâneo do pensamento, redação e oratória científica.

Foram destinados três dias de trabalho para cada linha de pesquisa, onde foram desenvolvidas as atividades de delineamento amostral ou experimental, coleta e análise dos dados e amostras de campo e laboratório, apresentação oral, escrita e discussão de resultados, resultando na produção dos 21 artigos científicos realizados em grupo. Além disso, mais quatro dias de trabalho foram destinados para o desenvolvimento de 10 projetos livres, idealizados pelos próprios discentes, totalizando 31 artigos científicos, os quais são apresentados a seguir.

Os organizadores

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Santa Catarina, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro e pela disponibilização de materiais utilizados no Curso de Ecologia de Campo. À FLORAM, ao Parque Municipal da Lagoa do Peri e a todos aqueles que ali trabalham pelo acolhimento 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 atividades desenvolvidas. Agradecemos também a todas as pessoas que contribuíram de alguma forma para o sucesso desta quarta edição do Curso de Ecologia de Campo.

Os autores

ÁREA DE ESTUDO

O Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP) localiza-se no município de Florianópolis, situado na costa sudeste da Ilha de Santa Catarina (27°43'S - 48°38'W), e possui área aproximada de 2.030 hectares (Fig. 1). Conforme o Novo Código Florestal de 1965, a área que compõe o parque passou a ser considerada como de preservação permanente, sendo tombada como Patrimônio Natural em 1976 e convertida em Parque da Lagoa do Peri no ano de 1981, resguardada através da Lei Municipal Nº 1.828 e regulamentada pelo Decreto Municipal Nº 091/82 (SIMONASSI, 2001), estando desde então sob jurisdição da Fundação Municipal do Meio Ambiente (FLORAM).

A região onde o parque está situado é composta principalmente por Floresta Ombrófila Densa e encontra-se sobre forte influência de ações antrópicas, devido à intensa ocupação do entorno. No passado, a maior parte da área do parque era utilizada pela agricultura, estando atualmente em diferentes estágios de regeneração da vegetação natural (CARUSO, 1990). O clima regional apresenta características próprias do litoral sul brasileiro. Conforme Köppen, a classificação climática da região é do tipo Cfa (Mesotérmico Úmido), sem estação seca e com verão quente. A temperatura média anual é de 20,4°C – com baixa amplitude térmica durante o ano; apresenta elevada umidade o ano todo, sendo os meses de verão comumente mais chuvosos que os meses de inverno (CECCA, 1996).

Segundo o Plano Diretor do Município, o parque está subdividido em três áreas (FLORAM; PMF, 2009). i) Área de Reserva Biológica: engloba a Floresta Pluvial de Encosta Atlântica e a vegetação Litorânea - destinada à preservação integral; ii) Área de Paisagem Cultural: onde estão situados assentamentos e atividades tradicionais (engenhos de farinha e de cana-de-açúcar); iii) Área de Lazer: área da restinga e do corpo lacunar - destinada a fins educacionais, científicos e de lazer. Esta última abriga a sede administrativa do parque.

Existem, atualmente, três trilhas ecológicas contidas no PMLP: Trilha da Restinga, Trilha da Gurita e Trilha do Saquinho (Fig. 1). A primeira atravessa o rio Sangradouro, que deságua entre as praias da

Armação e Matadeiro, e percorre áreas de restinga em estágios iniciais e avançados de regeneração. A Trilha da Gurita margeia a lagoa e segue por trechos de capoeirão, mata secundária e também Mata Atlântica em avançado estado de regeneração. A Trilha do Saquinho contorna a margem noroeste da lagoa e contempla áreas de capoeirão e Mata Atlântica secundária.

Esta unidade de conservação destaca-se dentre outras do estado pela importância de seus componentes ecológicos, sua preciosa reserva de água doce e, sobretudo, por sustentar o último remanescente primário de Mata Atlântica, que é sua vegetação predominante.

Os capítulos deste volume apresentam estudos ecológicos de curta duração, realizados em diversos ecossistemas do PMLP e do entorno, no sentido de abranger as três linhas de pesquisa adotadas pelo Curso de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina. As principais características ambientais destes sistemas são descritas a seguir.

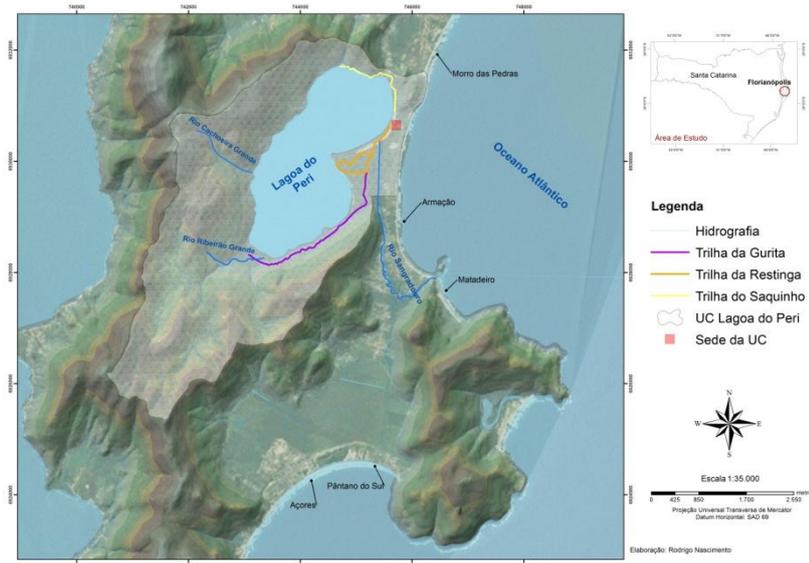


Figura 1. Mapa do sul da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis - SC, com a localização das áreas estudadas. (Mapa: Rodrigo Nascimento).

Ecossistemas terrestres

As áreas estudadas situam-se nas porções terrestres que limitam a Lagoa do Peri, compostas por morros nas regiões norte, oeste e sul, com altitude média de 300 metros, chegando até 500 metros (SANTOS; MENDONÇA; VEADO, 1989; NETO; MADUREIRA, 2000). Conforme Santos, Mendonça e Veado (1989), grande parte das encostas dos morros que margeiam a lagoa está coberta por Floresta Secundária, Capoeirões e diferentes estágios regenerativos da Floresta Ombrófila Densa (Mata Atlântica) original.

A cobertura vegetal da bacia hidrográfica inserida no PMLP é constituída por duas formações bem definidas: Floresta Ombrófila Densa e restinga de vegetação característica litorânea, esta última separando a lagoa do Oceano Atlântico. As áreas associadas uso do solo são matas em diversos estágios sucessionais, pastagens, plantações e reflorestamentos – sendo as três últimas com pouca expressividade: menos de 2,6% da área total da bacia hidrográfica (CARDOSO; PEREIRA; AGUDO-PADRÓN., 2008).

Ecossistemas de Águas Continentais

A Lagoa do Peri, com formação geológica em torno de 5 milhões de anos, é originária de uma antiga enseada bloqueada por processos naturais de sedimentação associadas às oscilações do nível do mar (OLIVEIRA, 2002). Representa, atualmente, a maior lagoa de água doce da costa catarinense, com 5,2 km² de espelho d'água (CECCA, 1997), constituindo atualmente o principal manancial de água potável na ilha, sendo utilizada para abastecimento público desde 2000 pela Companhia Catarinense de Abastecimento de Água e Saneamento (CASAN).

A lagoa está situada a três metros acima do nível do mar, e possui profundidade média de três metros, podendo atingir 11 metros, e recebe a contribuição de dois rios: Cachoeira Grande e Ribeirão Grande (rio Sertão), que nascem no alto dos morros; As águas da lagoa são drenadas em sentido unidirecional pelo rio Sangradouro, que se prolonga em direção ao sul da ilha, cruzando áreas sob ocupação urbana e desembocando no oceano ao leste, entre as praias da Armação e do Matadeiro (Fig. 1).

Ecosistemas marinhos

A região sul da Ilha de Santa Catarina é composta por inúmeras enseadas e praias de diferentes contornos e níveis de conservação. As praias mais próximas ao PMLP são Armação, Matadeiro, Morro das Pedras, Pântano do Sul e Açores – as duas últimas situadas na mesma baía (Fig. 1). A primeira localiza-se em frente à entrada do Parque e apresenta declividade acentuada, ondas fortes e areia grossa em seu extremo norte, sendo tais propriedades atenuadas conforme se aproxima da ponta sul. O rio Sangradouro - por onde a Lagoa do Peri deságua no oceano - desemboca junto à costa sul, que separa as praias da Armação e Matadeiro. Esta última, assim como as praias Pântano do Sul e Açores, apresentam características de praias dissipativas, com baixa declividade, areia fina e ondas menos intensas. A praia Morro das Pedras é separada da Armação por um costão rochoso, e, assim como a segunda, apresenta atributos de praia reflectiva - declividade acentuada, sedimento grosseiro e curtos períodos entre ondas (MAZZER; DILLENBURG, 2009).

Agradecimentos

Ao acadêmico Júlio de Matos (Gestão Ambiental/UNIASSELVI) pelas informações e contribuições prestadas. Ao acadêmico Rodrigo Nascimento (PPGE/UFSC) pela elaboração do mapa da área de estudo. À FLORAM e ao PMLP por todo o apoio oferecido.

Referências bibliográficas

CARDOSO, F. S.; PEREIRA, G.; AGUDO-PADRÓN, A. I. Análise do uso e ocupação da terra na bacia da lagoa do Peri, Florianópolis (SC). **Caminhos de Geografia**, v. 9, n. 27, p. 201-213, 2008.

CARUSO, M. M. L. **O desmatamento da Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais**. 2ª Edição. Florianópolis: UFSC, 1990. 160 p.

CECCA. Centro de Estudos Cultura e Cidadania. **Unidades de Conservação e Áreas Protegidas da Ilha de Santa Catarina: caracterização e legislação**. Florianópolis: Insular, 1997. 160 p.

FLORAM; PMF. Fundação Municipal do Meio Ambiente; Prefeitura Municipal de Florianópolis. Dados informativos sobre o Parque Municipal da Lagoa do

Peri. Disponível em: <http://www.pmf.sc.gov.br/portal/meioambiente/lagoadoperi_content.php>. Acesso em: 03 Nov. 2011

MAZZER, A. M; DILLENBURG, S. Variações temporais da linha de costa em praias arenosas dominadas por ondas do sudeste da ilha de Santa Catarina (Florianópolis, SC, Brasil). **Pesquisas em Geociências**, v. 36, n. 1, p. 117-135, 2009.

NETO, R. R.; MADUREIRA, L. A. S. Caracterização de bioindicadores nos sedimentos da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, SC. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 12, n. 1, p. 113-125, 2000.

OLIVEIRA, J. S. **Análise sedimentar em zonas costeiras: subsídio ao diagnóstico ambiental da Lagoa do Peri - Ilha de Santa Catarina - SC, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2002.

SANTOS, G. S. S.; MENDONÇA, J. T. N. M.; VEADO, R. W. Análise ambiental da Lagoa do Peri. **Geosul**, v. 4, n. 8, p. 101-123, 1989.

SIMONASSI, J. C. **Caracterização da Lagoa do Peri, através da análise de parâmetros físico-químicos e biológicos, como subsídio ao gerenciamento dos recursos hídricos da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2001. 72 p.

ECOSSISTEMAS TERRESTRES

**EFEITO DE BORDA DE PLANTAÇÃO DE *Pinus elliottii* (Engelm.) SOBRE
ÁREA DE RESTINGA NO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI,
FLORIANÓPOLIS, SC**

**TSUDA, Érika Tiemi
HERBST, Dannieli Firme
FUENTES, Eduardo Vetromilla
SAITO, Erica Naomi
SALDANHA, Juliana Hammel
ZALBA, Sergio Martín**

Introdução

Restingas são planícies formadas pela justaposição de cordões arenosos litorâneos, sendo uma das feições mais marcantes do litoral brasileiro. Estes ambientes apresentam tipologias vegetais que incluem formações herbáceas, arbustivas e arbóreas (SAMPAIO, 2005), sendo considerada como a mais destruída e ameaçada das formações vegetais do sul e sudeste do Brasil (FALKENBERG, 1999), devido ao intenso processo de ocupação humana e ao elevado grau de fragmentação e isolamento de seus remanescentes.

A fragmentação de habitats provoca efeitos de alterações físicas e biológicas, causando impacto na sua dinâmica e composição (HARPER et al., 2005), além de gerar interferências no funcionamento de áreas externas ou bordas do fragmento. O efeito de borda caracteriza-se pelas pressões exercidas do meio externo para o interior de cada fragmento (PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006), ou pelo resultado da interação entre dois ambientes adjacentes quando estes estão separados por uma transição abrupta (MURCIA, 1995). As alterações provocam mudanças na estrutura e composição dos fragmentos vizinhos, tornando suas comunidades vegetais vulneráveis a distúrbios (PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006).

Estas alterações podem ocorrer no meio abiótico, com mudanças nas condições ambientais, como a temperatura e umidade, ou podem causar alterações biológicas, afetando diretamente na abundância e distribuição das espécies, ou indiretamente, através de modificações ou perdas de interações entre estes organismos (MURCIA, 1995).

Outro problema que vem afetando comunidades naturais é a contaminação biológica produzida pela introdução de espécies exóticas, como *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp., que ao encontrarem um ambiente fragmentado e vulnerável, tornam-se espécies invasoras. De acordo com Ziller (2000), as espécies exóticas invasoras são espécies que, pelo processo de contaminação biológica, se tornam dominantes, alterando a fisionomia e a função dos ecossistemas naturais, levando as populações nativas à perda de espaço e ao declínio genético.

O presente trabalho objetivou verificar a presença do efeito de borda ocasionado por uma plantação de *Pinus elliottii* (Engelm.) sobre uma floresta de restinga arbórea, localizada no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC (PMLP). Foi testada a hipótese geral de que a presença de áreas de *P. elliottii* gera um efeito de borda em florestas de restinga, alterando a composição e dinâmica destes ecossistemas.

Material e métodos

Coleta e análise dos dados

O estudo foi realizado na porção sul do PMLP, compreendendo área com plantação de *P. elliottii*, adjacente a um fragmento de restinga com vegetação arbórea nativa. Em cada área estudada, plantação de *P. elliottii* e restinga, foram dispostos cinco transectos paralelos à interface entre os fragmentos, considerada como a linha de borda, distantes 5 m entre si, sendo que o primeiro transecto de ambos foi posicionado a 1 m de distância da borda. Em cada transecto, foram amostradas três parcelas de 3 m × 2 m, distanciadas 2 m entre si, para a caracterização da estrutura da vegetação. A profundidade e composição da serapilheira foram estimadas, bem como as porcentagens de herbáceas (samambaias e outras herbáceas), de arbustivas e de cipós. Além disso, foram quantificados os indivíduos de palmeiras, árvores mortas, árvores vivas e epífitas.

A plantação de *P. elliottii* foi caracterizada a partir de dados de circunferência à altura do peito (CAP) e distância mínima entre indivíduos.

Os dados foram avaliados através de estatística descritiva. Diferenças significativas entre e dentro dos fragmentos foram obtidas a

partir de análise de variância unimodal (ANOVA), através do pacote STATISTICA 7 (STATSOFT, 2004).

Resultados e discussão

A plantação de *P. elliottii* apresentou espaçamento médio de 3 m × 3 m entre indivíduos e CAP médio 102,0 ± 26 cm ($n = 24$). Observou-se maior cobertura de samambaias próximo à borda, além de tendência de diminuição em direção ao interior, tanto da plantação de *P. elliottii*, onde os valores foram mais elevados, quanto da mata de restinga (Fig. 1).

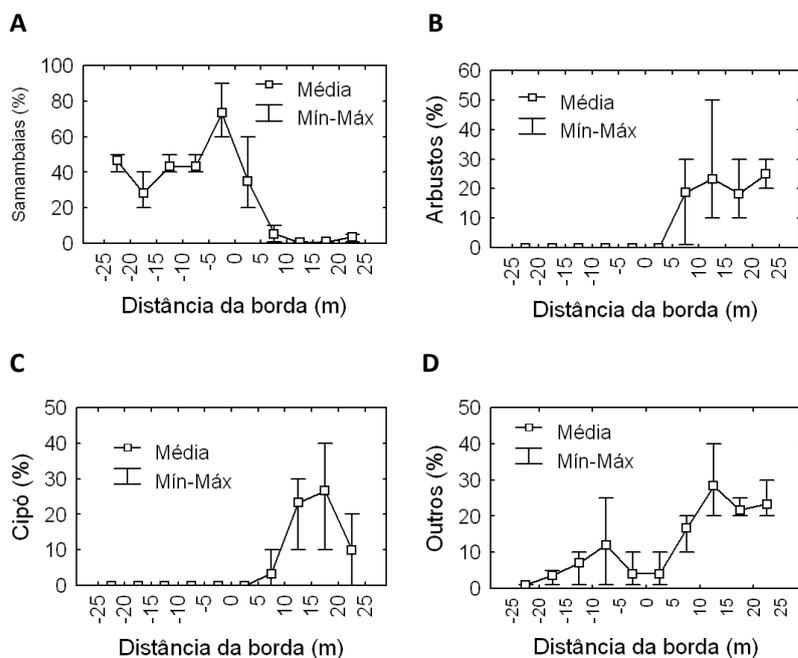


Figura 1. Variação dos percentuais de cobertura de (A) samambaias, (B) arbustos, (C) cipós e (D) outras herbáceas em relação à distância da borda entre uma plantação de *P. elliottii* e um remanescente de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Santa Catarina). Valores negativos indicam distâncias da borda para dentro da plantação, valores positivos distâncias para o interior da restinga. O ponto "0" corresponde à linha de borda.

Estes resultados não corroboram com as análises de efeito de borda sobre pteridófitas, realizadas por Paciencia e Prado (2004) em Floresta Ombrófila Densa na Bahia, onde não houve diferenças na abundância de samambaias da borda em direção ao interior da mata.

O percentual de arbustos próximos a borda foi baixo, com tendência de aumento em direção ao interior da restinga, sendo estes ausente na área de *P. elliotii* (Fig. 1B). O percentual de cipó apresentou tendência de aumento da borda ao interior da restinga, tornando a reduzir a partir dos 20 m (Fig. 1C). A porcentagem de cobertura média das demais espécies de herbáceas encontradas foi menor na borda, aumentando em direção ao interior da restinga, onde os percentuais permaneceram superiores a 25% a partir de 10 m da borda (Fig. 1D).

A crescente representatividade de herbáceas, arbustos e cipós na restinga a partir da borda demonstra claramente o aumento da complexidade estrutural da vegetação, característica desses sistemas. O número de palmeiras também apresentou clara tendência de aumento na restinga (Fig. 2A).

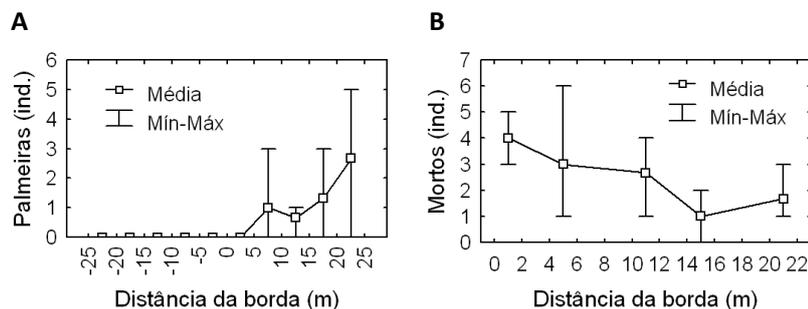


Figura 2. Efeito de borda entre uma plantação de *P. elliotii* e um remanescente de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Santa Catarina). (A) variação do número de palmeiras em relação à distância da borda e (B) de indivíduos mortos na área de restinga. Valores negativos indicam distâncias da borda para dentro da plantação, valores positivos distâncias para o interior da restinga. O ponto "0" corresponde à linha de borda.

Por outro lado, o número de indivíduos mortos apresentou tendência de diminuição no mesmo sentido (Fig. 2B). A mortalidade de árvores próximas às bordas pode estar associada à maior variabilidade

de condições ambientais, que podem estar ultrapassando os limites fisiológicos das espécies presentes (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009). A abertura de clareiras nesses locais oferece oportunidade para espécies pioneiras heliófitas, como os cipós. Estes tendem a diminuir em abundância à medida que aumenta a distância da borda e a complexidade do ambiente.

A profundidade de serapilheira apresentou tendência de aumento na plantação de *P. elliottii*, e de diminuição na restinga (Fig. 3A). Este fato esteve claramente associado à elevada contribuição de agulhas de *P. elliottii*, que reduziu drasticamente no interior da restinga (Fig. 3B).

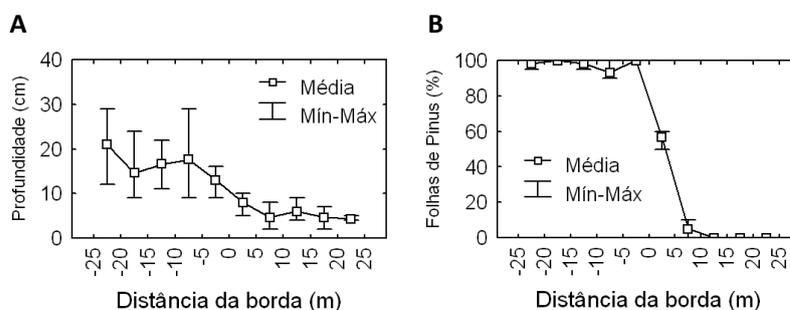


Figura 3. Variação da (A) profundidade de serapilheira e (B) do percentual de agulhas de *P. elliottii* em relação a distância da borda entre uma plantação de *P. elliottii* e um remanescente de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Santa Catarina). Valores negativos indicam distâncias da borda para dentro da plantação, valores positivos distâncias para o interior da restinga. O ponto "0" corresponde à linha de borda.

Comunidades naturais costumam apresentar maior produção de serapilheira nas bordas de fragmentos, em função da maior presença de espécies pioneiras (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009). Porém, neste estudo, não foi observada tendência significativa entre a borda e a restinga ($p = 0,110$). Agulhas de *P. elliottii* foram encontradas em grande quantidade (60%) na amostragem de serapilheira próxima à borda (Fig. 3B), o que pode ter contribuído para o aumento da mortalidade de árvores no local, em função da alteração na composição e dinâmica natural das condições físico-químicas do solo. Ambientes com presença de *Pinus taeda* reduzem os nutrientes e a

composição de matéria orgânica no solo, além de suas agulhas possuírem conteúdos químicos que são mais resistentes à decomposição microbiana (DICK et al., 2011). Estas características também podem estar associadas à espécie de *Pinus* desta pesquisa, sendo estas as possíveis causas da maior mortalidade de árvores da restinga nas regiões próximas à plantação e do maior acúmulo de agulhas de *P. elliotii* na serapilheira observado neste estudo.

O número de epífitas foi significativamente mais elevado na região da borda do que no interior da restinga (Fig. 4A), porém, a CAP não apresentou a mesma tendência (Fig. 4B). Possivelmente, o efeito de borda seja a causa do aumento de epífitas próximo à borda, tendo em vista o fato de que a densidade destes organismos não depende da variação da circunferência das árvores (Fig. 4B).

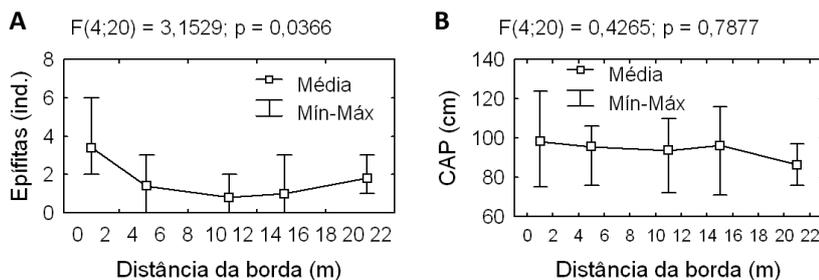


Figura 4. Variação do (A) número de epífitas e (B) da circunferência na altura do peito (CAP) em área de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Santa Catarina) segundo a distância da borda da plantação.

Correlações significativas entre os indicadores estimados e a distância da borda na área de restinga foram encontradas e alcançaram até a máxima distância medida para o interior da restinga (20 m). Essas correlações foram negativas com o número de indivíduos mortos e o percentual de samambaias, e positivas com o número de palmeiras (Figs. 5A, 5B e 5C, respectivamente). Da mesma forma, acredita-se que a mudança da composição destes organismos esteja intimamente relacionada ao efeito da borda.

As características encontradas nas faixas próximas à borda, como a alta mortalidade de árvores, maior abundância de espécies pioneiras e a diminuição desses efeitos com o aumento da distância da

plantação, corroboram com o modelo de efeito de borda descrito por Laurance et al. (2007).

Portanto, podemos concluir que a presença da plantação de *Pinus elliotti* proporciona alterações nos 20 m avaliados na comunidade natural do remanescente de restinga da presente pesquisa, atuando como causa do efeito de borda neste ambiente. Ressalta-se a importância da conservação de pequenos remanescentes, que estão mais suscetíveis às alterações proporcionadas pelo meio externo, e por espécies exóticas invasoras.

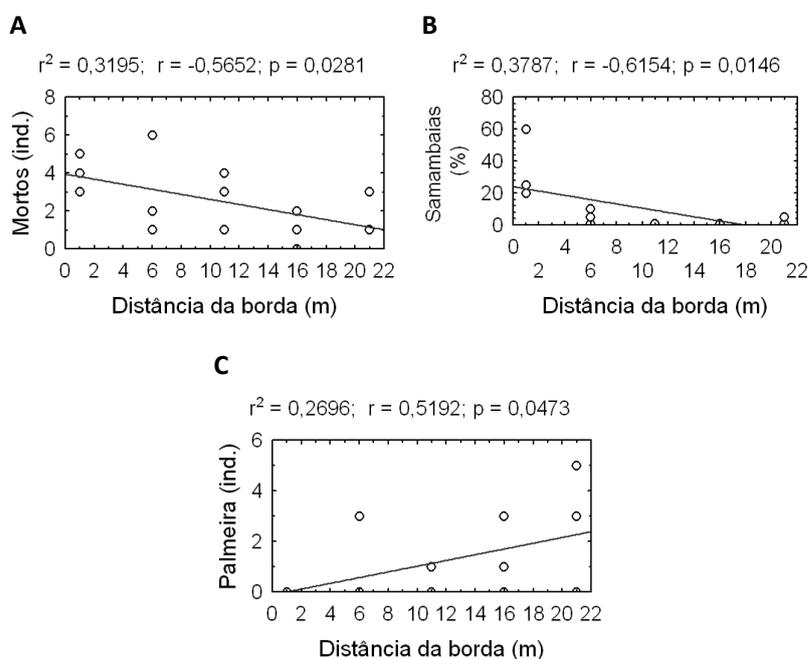


Figura 5. Correlação entre a distância da borda e o (A) número de indivíduos mortos, (B) percentual de samambaias e (C) número de palmeiras na área de contato entre uma plantação de *P. elliottii* e um remanescente de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Santa Catarina). O ponto "0" corresponde à linha de borda.

Agradecimentos

Os autores agradecem à direção do PMLP e seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante nossa pesquisa.

Referências bibliográficas

- DICK, D. P.; LEITE, S. B. A.; SALMOLIN, R. S. D.; ALMEIDA, H. C.; KNICKER, H. *Pinus* afforestation in South Brazilian highlands: soil chemical attributes and organic matter composition. **Scientia Agricola** (Piracicaba, Braz.), v. 68, n. 2, p. 175-181, 2011.
- FALKENBERG, D.B. Aspectos da flora e da vegetação secundária da rv. estinga de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Insula**, v. 28, p. 1-30, 1999.
- HARPER, K.A.; MACDONALD, E.; BURTON, P.J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K.D.; SAUNDERS, S.C.; EUSKIRCHEN, E.S.; ROBERTS, D.; JAITEH, M.S.; ESSEEN, P. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 768-782, 2005.
- LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A.; EWERS, R. M.; HARMS, K. E.; LUIZÃO, R. C. C.; RIBEIRO, J. E. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **Plos one**, v. 2, n. 10, e1017, 2007.
- LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Conseqüências ecológicas da fragmentação florestal da Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434-451, 2009.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Tree**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.
- PACIENCIA, M. L. B.; PRADO, J. Efeitos de borda sobre a comunidade de pteridófitas na Mata Atlântica da região de Una, sul da Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 4, p. 641-653, 2004.
- PIRES, A. S.; FERNANDEZ, A. S.; BARROS, C. S. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. In: ROCHA, C. F.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. (Eds.) **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos: RIMA, 2006. p. 231-260.
- SAMPAIO, D. Restinga. In: SAMPAIO, D.; SOUZA, V. C.; OLIVEIRA, A. A. DE; PAULA-SOUZA, J. DE; RODRIGUES, R. R. (Orgs.). **Árvores da restinga: guia ilustrado para identificação das espécies da Ilha do Cardoso**. São Paulo: Editora Neotrópica, 2005. p. 25-30.

STATSOFT, Inc. STATISTICA (data analysis software system), version 7.0. Tulsa: Stat Soft Inc., 2004.

ZILLER, S. R. **A estepe gramíneo-lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica.** Tese de Doutorado. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2000. 268 p.

**EFETIVIDADE DE MEDIDAS COMPLEMENTARES DE RESTAURAÇÃO EM
VEGETAÇÃO DE RESTINGA**

**GERZSON, Natália Dozza
BAPTISTA, Itamê Karpinski
SILVA, Pedro Giovani da
NAKAMURA, Eliane Mitie
ZALBA, Sergio Martín**

Introdução

O ecossistema de restinga vem sofrendo considerável degradação ambiental, uma vez que a maioria das grandes cidades está localizada na costa brasileira (ZAMITH; SCARANO, 2006). Contudo, estes sistemas não são tratados como áreas prioritárias de conservação, pois possuem poucas espécies endêmicas (BARBOSA et al., 2004) e a pressão para a ocupação de novos espaços em zonas litorâneas é cada vez maior.

Estudos com estes ecossistemas vêm demonstrando que poucas plantas de restinga são capazes de se estabelecer via sementes em solos sem cobertura vegetal. Dessa forma, a estrutura e função da vegetação de restingas abertas necessitam de algumas plantas pioneiras, que facilitem a entrada e estabelecimento de outras espécies (SCARANO, 2002). Esta limitação na capacidade de colonização poderia ser um fator-chave que permite o estabelecimento de plantas exóticas invasoras, como é o caso de *Pinus elliottii* (Engelm.) e *Eucalyptus* sp., duas espécies altamente competitivas em relação às espécies nativas e que possuem alta utilização econômica em várias regiões do Brasil.

Ações para a conservação das áreas remanescentes e restauração de áreas alteradas de restinga são necessárias para a preservação desses ecossistemas (ZAMITH; SCARANO, 2006). Os mesmos autores salientam que para o sucesso da restauração de áreas de restinga pode ser necessária a retirada de espécies exóticas para o posterior plantio de mudas de plantas herbáceas e arbóreas nativas. Técnicas de nucleação (REIS et al., 2003) adotadas para restauração de restinga após remoção de plantio de *Pinus* spp. (BECHARA, 2006) também utilizam a transposição de solo de áreas remanescentes e o plantio de mudas nativas em pequenos grupos, visando à expansão

desses núcleos de diversidade. A semeadura direta de espécies herbáceas e arbustivas nativas, o estabelecimento de poleiros e a deposição de núcleos de galharias no solo também são adotados, sendo os dois últimos procedimentos voltados a atrair e abrigar a fauna, promovendo um aumento da diversidade e das interações bióticas na comunidade (BECHARA, 2003, 2006).

Este trabalho visa observar a resposta de um conjunto de áreas de recuperação de restinga que foram manejadas pelas técnicas acima descritas, com as hipóteses de que as mesmas apresentam uma proporção maior de estratificação, assim como uma maior diversidade de morfotipos de vegetação em comparação com áreas que não foram manejadas.

Material e métodos

Coleta e análise dos dados

A vegetação florestal do Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP) apresenta diversos estágios sucessionais de Floresta Ombrófila Densa e de restinga, localizada ao longo do entorno de praticamente toda a Lagoa do Peri. Os diferentes estágios sucessionais são representados por Capoeirinhas, Capoeiras e Capoeirões, desenvolvendo-se sobre solos de lavouras abandonadas, em processo de recuperação após a interrupção da atividade humana (CARDOSO; PEREIRA; AGUDO, 2008). Outras áreas, principalmente na vegetação de restinga, apresentam plantações de *Pinus sp.* e *Eucalyptus sp.*, onde já foram realizadas algumas técnicas de manejo para a recuperação da vegetação nativa.

Neste sentido, a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN) deu início ao Projeto de Reabilitação de Ambientes Degradados em Unidades de Conservação (PRADUC), que encontra-se em desenvolvimento pela Gerência de Unidades de Conservação da Fundação Municipal do Meio Ambiente de Florianópolis (FLORAM), dentro da área do PMLP (BEDIN, 2010).

Bedin (2010) analisou o processo de restauração entre maio e outubro de 2010, comparando o uso de técnicas de nucleação e a dinâmica natural de clareiras no PMLP após a retirada de árvores exóticas de *Pinus sp.* e *Eucalyptus sp.*, em março de 2010. As técnicas

utilizadas foram de instalação de poleiros artificiais, transposição de solo e implantação de ilhas de biodiversidade, compostas de nove espécies arbóreas pioneiras e não-pioneiras.

Na avaliação, foram utilizadas quatro clareiras, onde três tiveram intervenção com os métodos descritos e uma serviu como controle (Fig. 1). Cada clareira com intervenção recebeu um poleiro (três bambus de 5 m de comprimento amarrados em forma de tripé), um quadrante com transposição de solo (exceto clareira III), duas ilhas de biodiversidade e um quadrante controle.

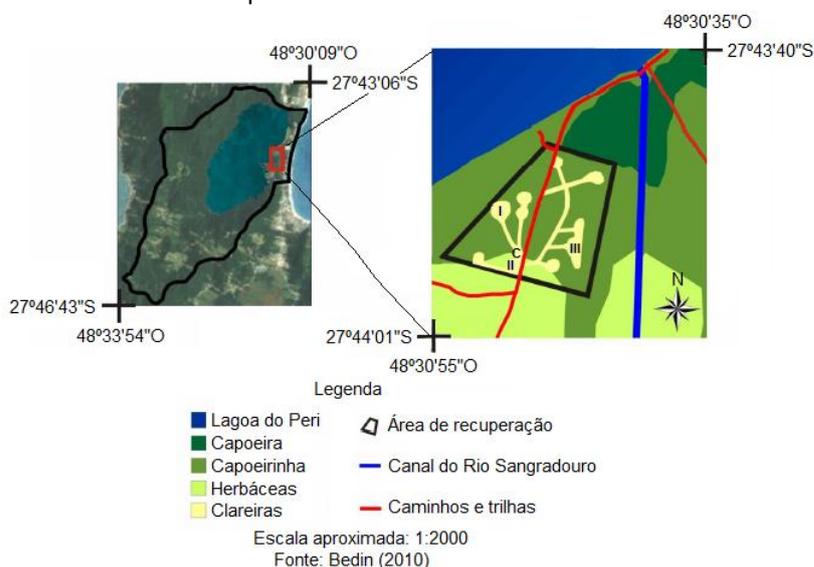


Figura 1. Localização das áreas de restauração de vegetação de restinga monitoradas por Bedin (2010) no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. C, clareira controle onde houve corte de árvores exóticas, mas sem intervenção de métodos de restauração; I, clareira próxima ao corpo da Lagoa com parte de seu entorno com mata secundária de vegetação; teve sua vegetação preservada em parte; II, clareira localizada próxima à Trilha utilizada por visitantes; entorno composto de capoeira; teve supressão total de sua vegetação, pois foi utilizada como ponto de estocagem da madeira retirada do interior da mata; III, clareira menos impactada, com vegetação rasteira abundante

As três clareiras que sofreram interferência e monitoramento no estudo de Bedin (2010) foram avaliadas quanto à diversidade estrutural

em diferentes alturas (1 m, 1,5 m, 2 m e acima de 2 m) e a proporção da composição de diferentes grupos funcionais vegetais na cobertura do solo. Duas clareiras distantes das demais foram escolhidas como controle, uma vez que sofreram corte de exóticas, mas não receberam nenhum tratamento de restauração.

A avaliação da estrutura em distintas alturas foi realizada através do método de intercepção linear, onde foram registrados os toques da vegetação em um barbante de 10 m de comprimento esticado nas alturas de 1 m, 1,5 m e 2 m, em três transectos paralelos (sentido norte-sul) distantes 3 m entre si em cada clareira. Acima de 2 m (entre 2 m – 3 m) de altura foi estimado visualmente também o número de toques por espécies arbóreas.

A avaliação da composição de morfotipos vegetais que recobriam o solo foi realizada nos mesmos transectos utilizados para o estudo anterior. Para tal, foi medido o comprimento da proporção de cada morfotipo vegetal logo abaixo e ao longo de todo o barbante. As categorias de vegetação utilizadas foram: erva, capim, gramínea, samambaia, arbusto e árvore.

Os dados foram tabelados em planilhas eletrônicas do MS Excel. Para as análises foram utilizadas médias de valores das variáveis dependentes obtidas pela mensuração dos três transectos.

O teste ANOVA foi utilizado para a comparação das médias entre a proporção de estrutura da vegetação nos diferentes estratos de altura e a composição de morfotipos de cobertura de solo, sendo realizado no programa STATISTICA (STATSOFT, 2004).

Resultados e discussão

A proporção da estrutura da vegetação em diferentes alturas está representada na Fig. 2, onde se pode observar uma dominância do estrato inferior (1 m). Essa maior representação da vegetação basal na estrutura teve contribuição de mudas de espécies arbóreas, além das espécies herbáceas e arbustivas. A estrutura da vegetação poderia responder ao curto tempo decorrido (cerca de 1 ano) desde a implementação das técnicas de restauração até a realização deste estudo. De maneira complementar, as características deste ambiente fazem com que a recuperação esteja condicionada pela ocorrência de perturbações decorrentes como fogo, alagamentos, queda de árvores,

que poderiam ter interferido no desenvolvimento da vegetação (ARAÚJO; LACERDA, 1987).

Em campo, pôde-se observar uma dominância do capim, principalmente nas áreas 1 e 2. Este fator provavelmente inibiu o crescimento das mudas implantadas como parte da estratégia de recuperação, assim como pode ter impedido que novas plantas se estabelecessem, segundo a teoria sucessional de Connell e Slatyer (1977). É necessária a realização de outros estudos nas áreas, já que este trabalho coletou dados somente do estado atual do local, não sendo possível identificar se este é um estado estável ou uma transição para a vegetação de restinga.

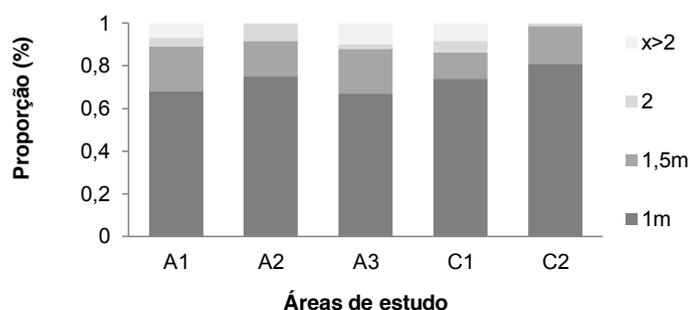


Figura 2. Contribuição (em proporção) dos estratos de altura para a estrutura da vegetação de restinga em áreas bajo processo de restauração no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Santa Catarina). A1, A2 e A3: áreas de manejo, C1 e C2: áreas controles

Com novas amostragens e estudos experimentais ao longo do ano, será possível observar se o capim realmente é predominante durante todas as estações e se realmente está prejudicando a germinação de sementes, o estabelecimento de plântulas e o crescimento das mudas. Estes experimentos poderiam clarificar a necessidade de manejos de manutenção das áreas em processo de restauração.

O teste ANOVA não detectou diferenças significativas na contribuição relativa de cada estrato na estrutura da vegetação entre as áreas (1 m: $F = 0,88$; $p = 0,5$; 1,5 m: $F = 0,45$; $p = 0,76$; 2 m: $F = 0,10$; $p = 0,98$; > 2 m: $F = 0,58$; $p = 0,68$). A estrutura mostrou-se homogênea

entre os tratamentos e os controles, provavelmente devido ao curto tempo entre as técnicas implantadas e a avaliação realizada neste trabalho, não possibilitando identificar diferenças dos estratos entre as áreas, o que rejeita nossa hipótese sobre a recuperação da estrutura da vegetação nas áreas manejadas, nas condições desse estudo.

Em relação à composição dos morfotipos nos transectos (Fig. 3), foi possível observar maior proporção de arbustos em todas as áreas. Porém na área 2 a porcentagem de capim e arbusto foi semelhante. Esta área encontra-se próxima à Trilha e foi recoberta inicialmente de troncos e galhos provenientes das árvores exóticas cortadas antes do início do monitoramento (BEDIN, 2010).

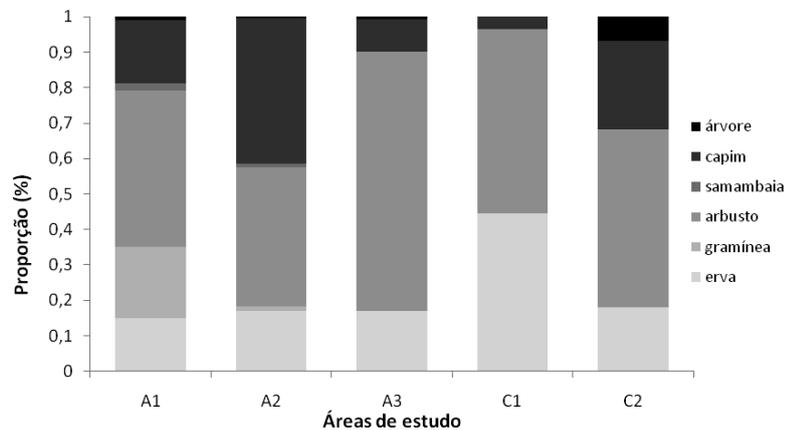


Figura 3. Proporção da composição vegetal (morfotipos) em áreas de baixo processo de restauração no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Santa Catarina). A1, A2 e A3: áreas de manejo, C1 e C2: áreas controles

Na área 3 observou-se maior predominância arbustiva, sendo esta área a menos impactada após a remoção das árvores exóticas, onde não foi realizada a transposição do solo, pois já apresentava solo coberto por vegetação (BEDIN, 2010). Observou-se que há uma maior proporção de árvores no Controle 2 (C2) em relação às demais áreas.

A vegetação de restinga é um mosaico de comunidades de plantas que varia desde rasteiras, arbustivas até florestas (LACERDA; ARAÚJO; MACIEL, 1993). Dessa forma, os resultados encontrados sugerem que houve predominância de arbustos nas áreas, pois são

característicos em áreas com estado intermediário de regeneração (FALKENBERG, 1999). A elevada proporção de capim na área 2 provavelmente ocorreu devido ao estado inicial deste local, que apresentava o solo descoberto nas fases iniciais da implementação das técnicas, o que pode ter contribuído para o estabelecimento do capim quando comparado com as demais.

A diferença da importância relativa entre as duas áreas controles ocorreu em função do tamanho das clareiras e/ou do entorno. Assim, a área do C2 que tinha maior proporção de árvores era também a menor, e apresentava árvores de maior porte no entorno, o que pode ter causado um efeito de borda e o estabelecimento de árvores nativas.

Através do teste ANOVA foi possível verificar que somente o morfotipo de gramínea teve diferenças estatísticas significativas entre as áreas, mostrando maior abundância na A1 que nas demais (Fig. 4).

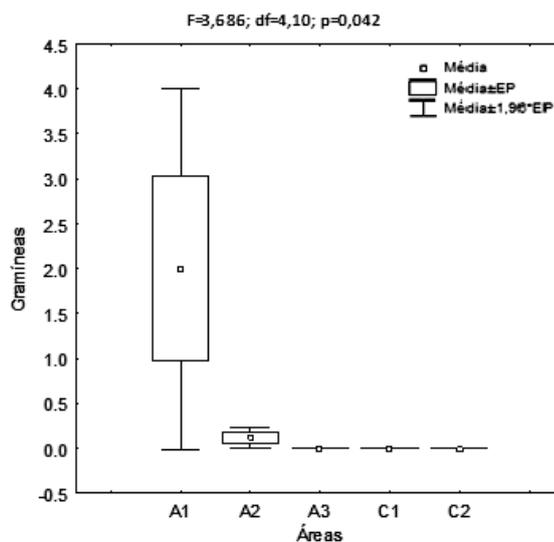


Figura 4. Teste ANOVA realizado para a comparação entre as médias do morfotipo de gramíneas de cobertura de solo em áreas de baixo processo de restauração no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Santa Catarina). A1, A2 e A3: áreas de manejo, C1 e C2: áreas controles

Observa-se que somente A1 e A2 apresentaram gramíneas, sendo que nestas áreas foi realizada a técnica de transposição de solo.

O solo foi retirado de locais distintos dos remanescentes de restinga encontrados no entorno das clareiras. Supõe-se que o solo da A1 foi retirado do remanescente próximo à lagoa, onde observações dos autores permitiram constatar uma predominância de gramíneas nesta região do Parque.

Os morfotipos de erva e capim apresentaram significância estatística próxima a 0,05, onde o primeiro foi mais representativo na C1 e o segundo na A2 (Figs. 5 e 6). Ao analisar a Fig. 5, observa-se que houve pouca variação entre as áreas manipuladas e as áreas controles quanto à presença de ervas, sendo que estas últimas apresentaram grande variação. O C1 apresentou média superior às áreas manejadas.

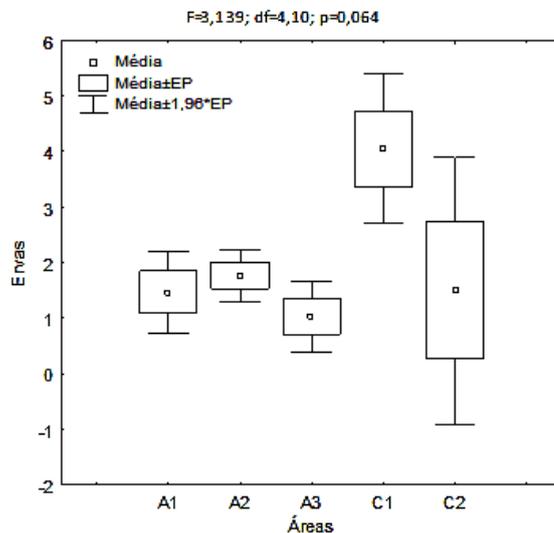


Figura 5. Teste ANOVA realizado para a comparação entre as médias do morfotipo de erva de cobertura de solo em áreas de baixo processo de restauração no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Santa Catarina). A1, A2 e A3: áreas de manejo, C1 e C2: áreas controles

Ao observar a Fig. 6, percebe-se que há uma heterogeneidade na cobertura do morfotipo capim entre as áreas e dentro de algumas áreas (A1, A2 e C2), sendo que A2 mostrou a maior média.

Os resultados mostram uma elevada heterogeneidade nos dados obtidos neste trabalho, onde não foi possível observar diferenças significativas entre as áreas manejadas e controles. Para conclusões

mais robustas é necessária maior amostragem, buscando indicadores que avaliem outras características que não foram consideradas neste estudo.

De acordo com os resultados obtidos, foi possível observar que o monitoramento das técnicas de manejo, especialmente daquelas voltadas para a restauração de áreas degradadas, deve servir como uma ferramenta para avaliar a efetividade do método utilizado e, dessa forma contribuir para a decisão da implementação ou mesmo a alteração da técnica empregada.

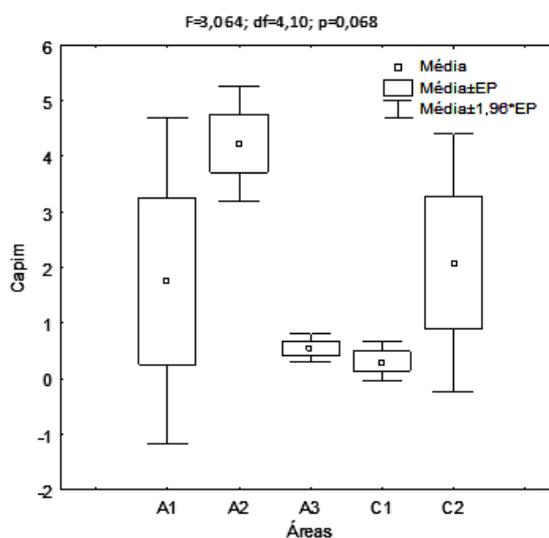


Figura 6. Teste ANOVA realizado para a comparação entre as médias de cobertura do morfotipo capim em áreas de baixo processo de restauração no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Santa Catarina). A1, A2 e A3: áreas de manejo, C1 e C2: áreas controles

Medidas de restauração utilizadas sem um prévio conhecimento ou monitoramento de sua efetividade pode ser um risco para o processo de restauração, uma vez que a mesma pode ir em direção oposta ao resultado desejado, retardando a sucessão pela introdução de uma forma de vida de alta capacidade competitiva.

Agradecimentos

Os autores agradecem à equipe do PMLP, à FLORAM e à Prof^a. Dr^a. Malva Isabel Medina Hernández.

Referências bibliográficas

ARAÚJO, D. S. D.; LACERDA, L. A natureza das restingas. **Ciência Hoje**, v. 6, p. 42-48, 1987.

BARBOSA, F. A. R.; SCARANO, F. R.; SABARÁ, M. G.; ESTEVES, F. A. Ecosystem and biodiversity information in support of decision-making. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 90, p. 121-133, 2004.

BECHARA, F. C. **Restauração ecológica de restingas contaminadas por Pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. Dissertação de Mestrado em Biologia Vegetal. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2003. 125 p.

BECHARA, F. C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. Tese de Doutorado em Recursos Florestais. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2006. 191 p.

BEDIN, F. A. **Análise de um projeto de restauração de áreas perturbadas no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC**. Trabalho de Conclusão do Curso de Ciências Biológicas. Florianópolis: Universidade do Vale do Itajaí, 2010. 74 p.

CARDOSO, F. S.; PEREIRA, G.; AGUDO, A. Análise do uso e ocupação da terra na bacia da Lagoa do Peri, Florianópolis (SC). **Caminhos de Geografia**, v. 9, n. 27, p. 201-213, 2008.

CARDOSO, F. S.; I. Análise do uso e ocupação da terra na bacia da lagoa do Peri, Florianópolis (SC). Disponível em: <<http://www.ig.ufu.br/revista/caminhos.html>> . Acesso em: 28 jul. 2008.

CONNELL, J.; SLATYER, H. Mechanisms of successions in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, v. 111, p. 1119-1144, 1977.

FALKENBERG, D. B. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. **Insula**, v. 28, p. 1-30, 1999.

LACERDA, L. D.; ARAUJO, D. S. D.; MACIEL, N. C. Dry coastal ecosystems of the tropical Brazilian coast. In: VAN DER MAAREL, E. (ed.). **Ecosystems of the world 2B: dry coastal ecosystems Africa, America, Asia and Oceania**. Amsterdam: Elsevier, 1993, p. 477-493.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. Restauração de áreas degradadas: A nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003.

SCARANO, F. R. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rain forest. **Annals of Botany**, v. 90, p. 517-524, 2002.

STATSOFT, Inc. STATISTICA (data analysis software system), version 7.0. Tulsa: Stat Soft Inc., 2004.

ZAMITH, L. R.; SCARANO, F. R. Restoration of a restinga sandy coastal plain in Brazil: survival and growth of planted woody species. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 1, p. 87-94, 2006.

**AVALIAÇÃO DA REGENERAÇÃO INICIAL DA VEGETAÇÃO DE RESTINGA
APÓS REMOÇÃO DE PLANTIO DE *Pinus elliottii*, NO PARQUE
MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, FLORIANÓPOLIS – SC**

**ALVES, Rubana Palhares
MELLO, Anna Jacinta Machado
SCHULZE, Beatriz
BEZAMAT, Carolina
STICCA, Sarah Carvalho
PERONI, Nivaldo
CASTELLANI, Tânia Tarabini**

Introdução

Estudos continuados da regeneração natural e da recuperação de áreas florestais perturbadas vêm ganhando cada vez mais importância com o aumento da degradação ambiental, permitindo a compreensão da dinâmica dos processos ecológicos (e.g. sucessão), bem como, a elucidação das melhores estratégias a serem adotadas no manejo das áreas. O tipo e a intensidade das perturbações são determinantes do componente florístico remanescente e, assim, da sequência florística e estrutural a ser estabelecida e da velocidade de regeneração (UHL; BUSCHBACHER; SERRÃO, 1988). Além disso, outros fatores interferem no estabelecimento das espécies vegetais, dentre eles pode-se destacar: i) o tamanho da área perturbada; ii) a proximidade das fontes de sementes e seus mecanismos de dispersão; iii) características de latência, longevidade e germinação das sementes; iv) condições nutricionais e de umidade do solo; v) predação de sementes e plântulas (CASTELLANI; STUBBLEBINE, 1993).

Outro fator a ser considerado é composição e a espessura da serrapilheira ou cobertura do folhiço. A serrapilheira altera as características do solo, podendo facilitar ou dificultar a germinação de sementes e o desenvolvimento vegetal. Em áreas ocupadas por *Pinus* sp. geralmente ocorre o acúmulo de uma espessa camada de acículas, que são de difícil degradação, pobres em nitrogênio e devido à sua alta acidez, causam podsolização, ou seja, redução da fertilidade do solo (STURGESS, 1991). Solos com camadas espessas de acículas tendem a ter uma menor germinação de sementes e um comprometimento do desenvolvimento vegetal.

Uma formação vegetacional relevante para o desenvolvimento de estudos sobre regeneração é a restinga, que se encontra no bioma Mata Atlântica ocupando todo o litoral brasileiro e pode se estender a centenas de quilômetros para áreas interiores (FALKENBERG, 1999). Em geral, as áreas de restinga vêm sofrendo redução e fragmentação devido às pressões antrópicas (ROCHA et al., 2007). Na tentativa de reduzir essas pressões, tem sido estabelecida a criação de áreas protegidas, que muitas vezes requerem intervenções para a restauração e melhoria da qualidade destas áreas. No estado de Santa Catarina a restinga destaca-se como uma das maiores do país em termos de superfície e, possivelmente, é uma das que têm maior riqueza de espécies de plantas vasculares (FALKENBERG, 1999). No entanto, assim como em outras áreas, estas restingas estão sujeitas a vários impactos.

Neste contexto, este estudo teve como propósito avaliar a influência de alguns fatores na regeneração inicial da vegetação de restinga em uma área que sofreu uma recente remoção de um plantio de *Pinus elliottii*, localizada no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis/SC (PMLP). Para tal, foram elaboradas as seguintes questões de investigação: Qual é o principal mecanismo de estabelecimento das plantas nativas? A regeneração das plantas nativas é influenciada pela distância em relação à área fonte? A regeneração das plantas nativas é influenciada pela altura e área de cobertura do folhicho?

Material e métodos

O presente trabalho foi realizado em uma área de restinga em regeneração inicial localizada no PMLP. Nesta área, por volta dos anos 1960 e 1970, parte da restinga arbórea foi substituída por um monocultivo de *P. elliottii*. Aproximadamente a quatro meses da data de realização deste trabalho, o plantio foi removido, havendo a retirada da maior parte dos troncos com valor comercial. No entanto, grande parte dos galhos e folhijos permaneceram no local. A área é parcialmente margeada por faixas de restinga arbórea, região considerada neste estudo como fonte de sementes e propágulos, que historicamente exerce influência na área em regeneração.

Para a avaliação da regeneração das espécies nativas, foi selecionada uma área de 1600 m² margeada pela região fonte em três dos seus lados. O outro lado é composto pela continuação da área em regeneração com pequenas regiões onde anteriormente foram realizadas queimadas de galhos e folhiço acumulados, seguida por uma região de antiga pastagem (Fig. 1).



Figura 1. Representação da área de estudo onde a área de 1600 m² corresponde à restinga em regeneração, margeada por região fonte, restinga arbustiva-arbórea, em três de seus lados.

Coleta de dados

Para a coleta de dados, foram sorteadas em uma tabela de números aleatórios as coordenadas de 40 pontos amostrais (Fig. 2). Nos quais foram delimitadas parcelas de 1 m², sendo medida a menor distância de cada parcela em relação à região fonte. Em cada parcela as espécies de plantas presentes foram identificadas quando possível, ou classificadas em morfoespécies, sendo quantificadas e classificadas de acordo com o tipo de estabelecimento: rebrota ou germinação. Algumas plantas foram consideradas como arbustos remanescentes. No caso das rebrotas contou-se o total de módulos presentes em troncos e/ou rizomas remanescentes. Em cada parcela, foi realizada estimativa visual da cobertura pelo folhiço e por cada espécie vegetal, seguindo uma adaptação das classes de Braun-Blanquet (1979): 1 - 5% de cobertura, 6 - 15%, 16 - 25%, 25 - 50%, 50 - 75%, 76 - 95%, 95 - 100%. Nas análises estatísticas foram considerados os valores médios

de cada classe, sendo também estimada a cobertura vegetal total de cada parcela. Cada parcela foi subdividida em quatro quadrantes, nos quais no seu ponto central, foi medida a altura do folhiço, tendo-se a média da altura do folhiço por parcela.

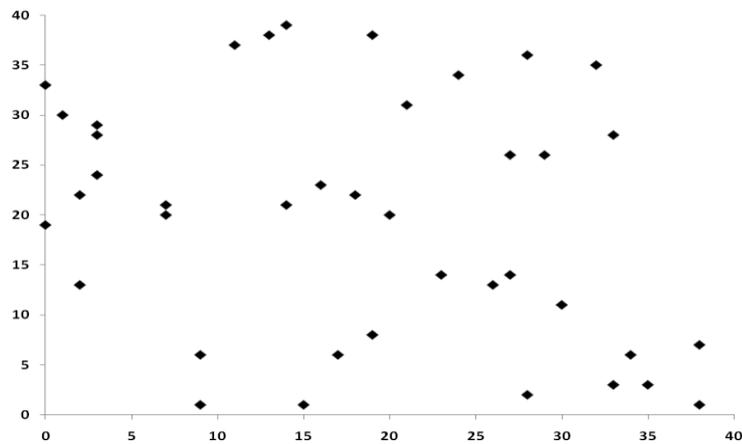


Figura 2. Distribuição dos pontos amostrais na área de 1600 m² da restinga em regeneração avaliada. As margens superior, inferior e esquerda correspondem às áreas em contato com a restinga arbustiva-arbórea remanescente, região fonte.

Análise de dados

Os dados foram planilhados e analisados qualitativamente e quantitativamente. Nas análises estatísticas foi considerado o nível de significância de 5%. Foram feitas regressões lineares, considerando como variáveis independentes, distância em relação à área fonte, altura do folhiço, área de cobertura do folhiço; e como variáveis dependentes, riqueza de espécies, abundância de rebrotas, abundância de plântulas e área de cobertura vegetal acumulada de cada parcela. Para comparar as duas estratégias de estabelecimento (rebrotas e germinação) foi usado o teste não paramétrico de Wilcoxon, uma vez que os dados não apresentaram distribuição normal.

Resultados e discussão

Foi observado um total de 22 espécies, excluindo plântulas de *P. elliotii* e outras plântulas não diferenciadas. Das 22 espécies encontradas, sete podem atingir hábito de vida arbóreo, sete são herbáceas, seis trepadeiras e duas delas foram consideradas de hábito indeterminado, assim como a maioria das plântulas amostradas (Tabela 2). Contou-se 42 plântulas, 789 rebrotas e quatro remanescentes arbustivos. As espécies mais comuns das rebrotas foram o morfotipo "trepadeira pilosa" (198 rebrotas), *Guapira opposita* (179), *Polypodium* sp. (89) e uma trepadeira da família Sapindaceae (84) (Tabela 1). Foram amostradas plântulas de *Gomidesia palustris* (três) e *Eugenia uniflora* (três), porém 35 plântulas não foram identificadas taxonomicamente (Tabela 1). *Pinus elliotii* estava presente em 80% das parcelas (32 de 40). O número máximo de espécies encontrado em uma parcela foi oito e, uma das parcelas, não apresentou nenhum tipo de vegetação (Tabela 3). Observou-se um maior estabelecimento por rebrotamento do que por germinação ($N = 40$, $Z = 4,663$; $p = 0,000003$) (Tabela 3).

Diferentes estudos demonstram que a rebrota é um dos mecanismos mais importantes para o restabelecimento de área de restinga submetida a diferentes alterações (SÁ, 1993; ARAÚJO, 1995; CARVALHAES; MANTOWANI, 1998). Sá (2002) estudou uma área de restinga seis anos após sua abertura por tratores, identificando a rebrota como um dos mecanismos mais importantes para o restabelecimento da área. No estudo de Araújo e Peixoto (1977), avaliou-se a regeneração de uma área de restinga após queimada. Identificou-se que o mecanismo principal de regeneração no começo do estudo foi por rebrota, sendo visualizada germinação do banco de semente somente após 11 meses. Dentre as rebrotas encontradas, um grande número era de trepadeiras. As trepadeiras têm alta capacidade de rebrota, que possibilita o seu favorecimento na regeneração mesmo em locais onde ocorreram alterações profundas no perfil do solo (SÁ, 2002).

Em relação à riqueza de espécies, houve uma tendência de unidades amostrais mais próximas às áreas fontes apresentarem uma maior riqueza (Fig. 3). No entanto, algumas unidades amostrais próximas às fontes apresentaram poucas espécies, estas áreas correspondendo às regiões com folhido de maior espessura.

Tabela 1. Abundância de rebrotas e plântulas das espécies registradas na área de restinga em regeneração inicial após remoção de plantio de *P. elliotii* e respectivas formas de vida. Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Espécies	Rebrota		Arbustos		Forma de Vida
	Plântulas	Remanescentes	Plântulas	Remanescentes	
<i>Alchornea</i> sp.	4	0	0	0	Árborea
Asteraceae	0	1	0	0	Herbácea
Cactaceae	1	0	0	0	Herbácea succulenta
Indeterminada Morfotipo "serrilhada"	47	0	0	0	Árborea
<i>Dioscorea</i> sp.	1	0	0	0	Trepadeira
<i>Eugenia uniflora</i>	9	3	0	0	Árborea
<i>Gomidesia palustris</i>	21	3	0	0	Árborea
Gramineae Morfotipo "fina"	9	0	0	0	Herbácea
<i>Guapira opposita</i>	179	0	2	2	Árborea
Indeterminada Morfotipo "brilhante"	26	0	0	0	Árborea
Indeterminada Morfotipo "folha Macia"	3	0	0	0	Não determinada
Indeterminada Morfotipo "hera"	1	0	0	0	Trepadeira
Indeterminada Morfotipo "samambaia"	13	0	0	0	Herbácea pteridófito
Indeterminada Morfotipo "trepadeira pilosa"	198	0	0	0	Trepadeira
<i>Ocotea pulchella</i>	4	0	2	2	Árborea
<i>Paspalum vaginatum</i>	22	0	0	0	Herbácea
Plântula	0	35	0	0	Não determinada
<i>Polypodium</i> sp.	89	0	0	0	Herbácea pteridófito
<i>Pyrostegia venusta</i>	5	0	0	0	Trepadeira
<i>Rumohra adiantiformis</i>	71	0	0	0	Herbácea pteridófito
Sapindaceae	84	0	0	0	Trepadeira
<i>Smilax</i> sp.	2	0	0	0	Trepadeira
Total	789	42	4	4	

Tabela 2. Número de espécies com diferentes formas de vida registradas na área em regeneração inicial de restinga no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Forma de Vida	Número de espécies
Arbórea	7
Herbácea	3
Herbácea pteridófita	3
Herbácea suculenta	1
Não determinada	2
Trepadeira	6
Total	22

Tabela 3. Valores de média, desvio padrão (dp), mínimo e máximo dos parâmetros de riqueza, porcentagem de cobertura vegetal acumulada, abundância de rebrotas, plântulas e remanescentes arbustivos na área de restinga em regeneração inicial no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Parâmetros	Média (dp)	Mín-Máx
Riqueza	2,9 (2,1)	0 – 8
Folhíço (%)	86,8 (22,1)	10,5 – 98
Cobertura vegetal acumulada (%)	17,2 (19,8)	0 - 85,5
Abundância de rebrotas	19,8 (26,6)	0 – 120
Abundância de plântulas	1,0 (1,4)	0 – 6
Remanescentes arbustivos	0,1 (0,3)	0-1

Observou-se uma relação inversa e altamente significativa entre a riqueza de espécies de plantas e a distância à área fonte, ou seja, à medida que a distância em relação à área fonte aumenta ocorre redução da riqueza de espécies regenerantes ($y = 4,4979 - 0,1803 * x$; $r^2 = 0,3719$; $p = 0,00003$; Fig. 4). Observou-se também que existe uma relação inversa e altamente significativa entre a cobertura vegetal acumulada e a distância à área fonte, havendo então uma redução da cobertura com o aumento da distância ($y = 27,8184 - 1,1854 * x$; $r^2 = 0,1728$; $p = 0,0076$; Fig. 5).

A relação entre a abundância de rebrotas e a distância à fonte seguiu padrão similar, apresentando-se significativa, e à medida que há um distanciamento da área fonte ocorre uma redução no número de rebrotas ($y = 30,8181 - 1,2298 * x$; $r^2 = 0,1034$; $p = 0,0430$; Fig. 6). Sobre a

abundância de plântulas, também se mostrou que conforme aumenta a distância da área fonte há uma redução de plântulas ($y = 1,8867 - 0,0957 * x$; $r^2 = 0,2182$; $p = 0,0024$; Fig. 7). Algumas variáveis medidas, como espessura do folhíço não mostraram relação significativa em relação à abundância de plântulas e rebrotas ($p = 0,6181$).

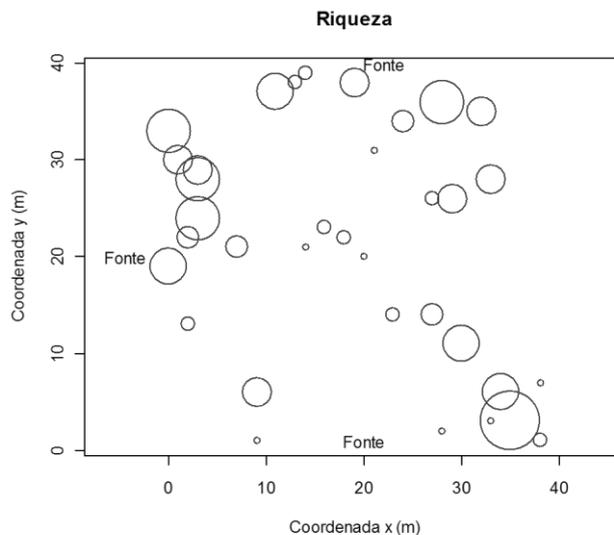


Figura 3. Representação da distribuição de riqueza das espécies em cada uma das 40 unidades amostrais na área de restinga em regeneração inicial no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. O tamanho do círculo representa a variação de riqueza (zero a oito espécies) entre as unidades amostrais.

Mesmo sendo bastante recente a remoção do plantio de *P. elliotti*, cerca de quatro meses, a vegetação de restinga já demonstra sinais de recuperação. Neste processo observou-se a importância da presença de uma área de vegetação remanescente e, desta forma, a distância a esta área fonte influenciou a regeneração, pois quanto mais próximo a esta, maior a riqueza, abundância e cobertura vegetal dos sítios em recuperação. Para um maior entendimento da dinâmica de restauração de restingas após ocupação por plantios de *Pinus*, surgiremos um monitoramento periódico de longo prazo destas variáveis estudadas.

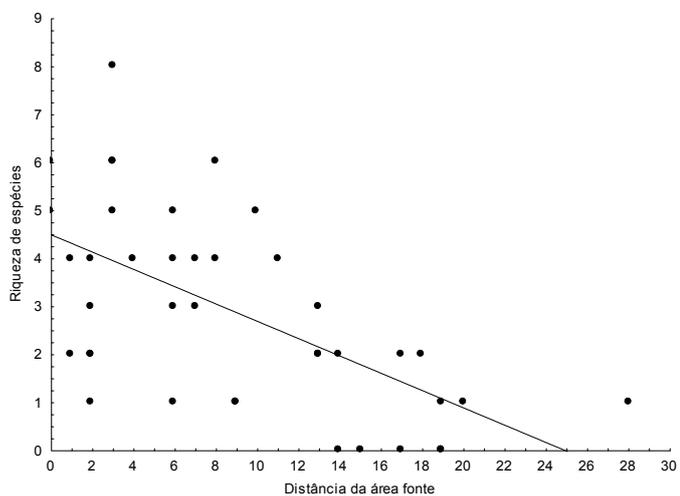


Figura 4. Análise de regressão entre a riqueza de espécies de plantas e a distância da área fonte na área de restinga em regeneração inicial no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. ($r^2 = 0,3719$; $p = 0,00003$).

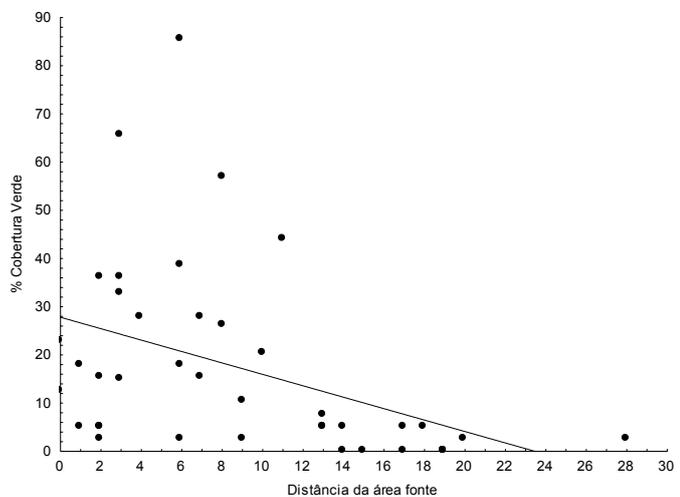


Figura 5. Análise de regressão entre a cobertura vegetal acumulada e a distância da área fonte na área de restinga em regeneração inicial no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. ($r^2 = 0,1728$; $p = 0,0076$).

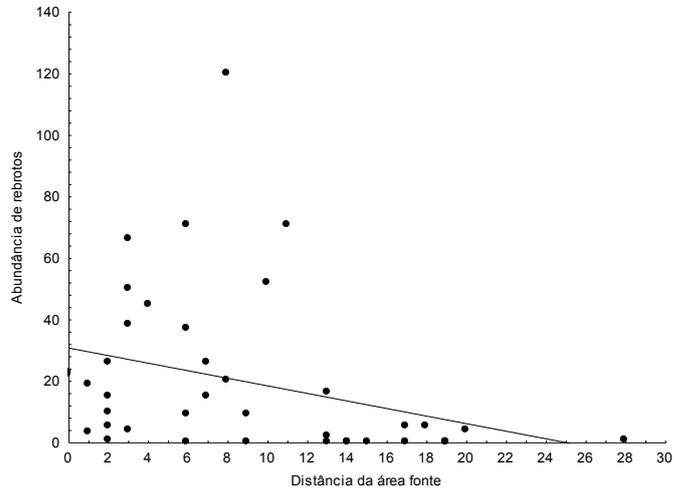


Figura 6. Análise de regressão entre a abundância de rebrotos e a distância da área fonte na área de restinga em regeneração inicial no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. ($r^2 = 0,1034$; $p = 0,0430$).

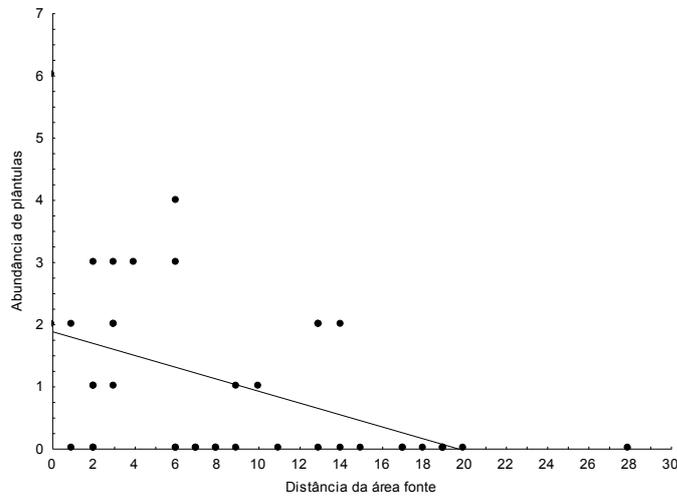


Figura 7. Análise de regressão entre a abundância de plântulas e a distância da área fonte na área de restinga em regeneração inicial no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. ($r^2 = 0,2182$; $p = 0,0024$).

Referências bibliográficas

- ARAÚJO, D. S. D. Cabo Frio Region. In: DAVIS, S. D.; HEYWOOD, V. H. (Eds.) **Centres of Plant Diversity: a guide and strategy for their conservation**. The Americas. v. 3. Oxford: World Conservation Union, 1995, p. 373-375.
- ARAÚJO, D. D.; PEIXOTO, A. L. Renovação da comunidade vegetal de restinga após uma queimada. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 26., 1977, Rio de Janeiro. **Anais do XXVI Congresso Nacional de Botânica**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1977. p. 1-17.
- BRAUN-BLANQUET, J. **Fitosociologia: Bases para el estudio de las comunidades vegetales**. Madrid: Blume, 1979. 820 p.
- CARVALHAES, M. A.; MANTOWANI, W. Florística de mata sobre restinga na Juréia, Iguape, SP. In: SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS BRASILEIROS, 4., 1998, São Paulo. **Anais do IV Simpósio de Ecosistemas Brasileiros**. São Paulo: ACIESP, n. 104, v. 2, 1998. p. 37-48.
- CASTELLANI, T. T.; STUBBLEBINE, W. H. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila após perturbação por fogo. **Revista Brasileira de Botânica**, n. 16, v. 2, p. 181-203, 1993.
- FALKENBERG, D. B. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Insula**, n. 28, p. 1-30, 1999.
- ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M. A. S.; JAMEL, C. E. The remnants of restinga habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil: habitat loss and risk of disappearance. **Brazilian Journal of Biology**, n. 67, v. 2, p. 263-273, 2007.
- SÁ, C. F. C. **Regeneração de um trecho de floresta de restinga na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquarema/RJ**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1993. 167 p.
- SÁ, C. F. C. Regeneração de um trecho de floresta de restinga na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquarema, Estado do Rio de Janeiro: II-Estrato arbustivo. **Rodriguésia**, n. 53, v. 82, p. 5-23, 2002.
- STURGESS, P. W. **Post-felling vegetation changes on three afforested sand-dune systems**. Tese de Doutorado. Liverpool: University of Liverpool, 1991. 244 p.
- UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E.A.S. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, n. 76, p. 663-681, 1988.

**DIVERSIDADE DE FORMAS DE VIDA VEGETAL COMO INDICADOR DO
STATUS DE REGENERAÇÃO DE UMA RESTINGA ARBUSTIVO-ARBÓREA
EM PROCESSO RESTAURATIVO**

**TOMAZI, Aline Luiza
PALUDO, Giovani Festa
SOUZA, Julia Nunes de
HESSEL, Mônica
ZALBA, Sergio Martín**

Introdução

A região litorânea sul-brasileira vem sendo vastamente alterada e reduzida pela expansão das cidades e consequente ocupação e utilização inadequada de seus recursos. Há também, nestes ambientes, a forte expansão de espécies arbóreas exóticas invasoras - principalmente de representantes de *Pinus*, *Eucalyptus* e *Casuarina* (ZAMITH; SCARANO, 2006). Nesse contexto, um dos ecossistemas mais afetados em nível de perda de biodiversidade é a restinga, ambiente localizado em uma zona de transição entre o oceano e o continente. A vegetação da restinga é de extrema importância na manutenção do sedimento das dunas e procedente proteção contra tempestades marítimas. Sendo assim, a preservação desses ecossistemas depende de ações para a conservação das áreas remanescentes e restauração de áreas degradadas (ZAMITH; SCARANO, 2006).

Entre as principais ações de restauração de áreas degradadas incluem-se a retirada dos fatores de degradação e a aplicação de técnicas que estimulem e/ou acelerem o processo natural de regeneração nesses ambientes. Tais técnicas podem reduzir os impactos relacionados à perda de biodiversidade e restabelecer as funções do ecossistema (ZAMITH; SCARANO, 2006). Dentro desse panorama, alguns métodos vêm sendo estudados e aplicados em diversos tipos de ecossistemas, inclusive em áreas de restingas (MIRANDA et al., 1997; BECHARA, 2003; CUNHA et al., 2003; ZAMITH; SCARANO, 2006). O princípio da nucleação vem sendo utilizado recentemente em trabalhos de restauração ecológica em restingas (BECHARA, 2003; BEDIN, 2010). A nucleação visa propulsionar a sucessão natural, de forma a promover uma condição favorável para o

restabelecimento de espécimes vegetais, a partir de núcleos de diversidade que, em longo prazo, se propagam naturalmente (REIS; ZAMBONIN; NAKAZONO, 1999).

Nesse sentido, independentemente das ações de restauração empregadas, constata-se a importância do monitoramento contínuo em longo prazo das áreas em processo de restauração, visando acompanhar a efetividade de regeneração e verificar a necessidade de manutenção das ações restaurativas. No entanto, tal prática não é comum.

Assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o status de regeneração de uma restinga arbustivo-arbórea em processo restaurativo, utilizando como indicador a diversidade de formas de vida vegetal. A hipótese do estudo é de que áreas degradadas submetidas a técnicas nucleadoras assemelham-se mais a áreas conservadas do que áreas degradadas sem a aplicação de tais técnicas.

Material e métodos

A área de estudo situa-se na porção leste do Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP), especificamente em áreas próximas à Trilha da Restinga. O presente estudo foi desenvolvido numa região com restinga arbustivo-arbórea degradada onde havia a presença esparsa de indivíduos invasores de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. Em março de 2010, esses indivíduos foram suprimidos e a partir de então, foram realizadas algumas intervenções restaurativas por Bedin (2010).

Caracterização das intervenções restaurativas prévias

Em abril e maio de 2010, Bedin (2010) delimitou três clareiras (com 530 m², 299 m² e 412 m²) nas áreas que sofreram supressão de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp.. Nestas áreas, a pesquisadora implantou algumas técnicas de nucleação, a saber: ilhas de biodiversidade (plantio em núcleo de nove espécies pioneiras e quatro não-pioneiras), poleiros artificiais e transposição de solo. Para maiores detalhes sobre a aplicação das técnicas restaurativas, consultar Bedin (2010).

No período decorrido do início da aplicação das ações restaurativas até outubro de 2010 foi realizada a manutenção das intervenções restaurativas com coroamento das mudas nas ilhas de

biodiversidade. Desde então, as áreas não sofreram intervenções nem manutenções adicionais.

Avaliação das intervenções restaurativas

A avaliação das intervenções restaurativas ocorreu em outubro de 2011. Para tal, utilizou-se como indicador a diversidade de formas de vida da vegetação. Foram amostradas oito parcelas de 2 m × 3 m, em cada uma das seguintes áreas: i) com supressão de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. e com intervenções restaurativas realizadas por Bedin (2010) (tratamento); ii) com supressão de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. e sem intervenções restaurativas (controle); iii) conservada (situada a aproximadamente 250 m das demais áreas avaliadas). A primeira parcela de cada área foi alocada a uma distância mínima de 10 m da Trilha, sendo as demais parcelas alocadas, então, a 10 m de distância uma da outra. A área amostral total foi de 144 m². Em cada parcela, realizou-se uma estimativa visual da porcentagem de cobertura do solo pela vegetação de acordo com as seguintes classes de formas de vida: samambaias, trepadeiras, árvores juvenis, árvores adultas, arbustos, herbáceas e gramíneas.

Considerou-se que as intervenções restaurativas se propagaram naturalmente por toda a área de intervenção (de acordo com o princípio de nucleação), produzindo efeitos homogêneos na mesma.

Análise de dados

A partir dos dados de porcentagem de cobertura do solo das classes de formas de vida vegetal de cada área, calculou-se para cada parcela o índice de diversidade de Shannon (H) por meio de:

$H = -\sum p_i \log p_i$, onde: $p_i = n_i/N$; n_i = porcentagem de cobertura de uma classe de forma de vida vegetal na área; $N = \sum$ da porcentagem de cobertura de todas as classes de formas de vida vegetal na área.

Em seguida, calculou-se para cada área o índice de diversidade de Shannon (H) médio.

De posse desses resultados, aplicou-se uma Análise de Variância Unifatorial (*One-way ANOVA*) para testar a diferença na diversidade entre as áreas avaliadas. A fim de verificar a distância entre os dados amostrais, realizou-se uma Análise de Escalonamento Multidimensional

(MDA) a partir de distância euclidiana realizada por meio do programa PRIMER 6 (CLARKE; WARWICK, 2001).

Resultados e discussão

A diversidade média de formas de vida vegetal na área com supressão de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. e com intervenções restaurativas foi 1,18. Já na área com supressão de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. e sem intervenções restaurativas (controle) a diversidade média foi 1,45. tratamento A área conservada apresentou por sua vez, diversidade média igual a 1,29. No entanto, não houve diferença significativa ($p = 0,057$) entre as médias de diversidade destas áreas (Fig. 1). Dessa forma, a hipótese nula, de igualdade entre as médias, não foi rejeitada, não sendo possível detectar, até o presente momento, um efeito significativo na promoção da regeneração natural associado às ações de restauração.

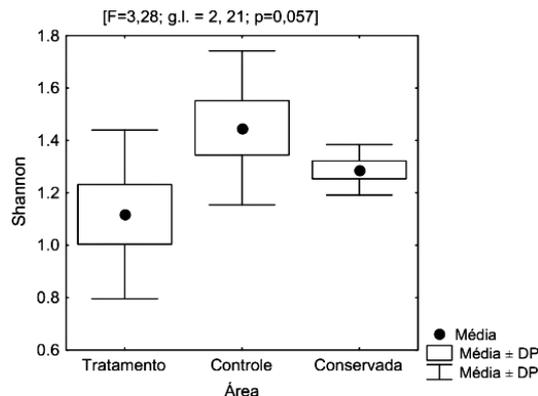


Figura 1. Diagrama de caixa para a diversidade de Shannon de formas de vida da vegetação em áreas de restinga arbustivo-arbórea do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, onde: Tratamento = área com supressão de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. e com intervenções restaurativas; Controle = área com supressão de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. e sem intervenções restaurativas; Conservada = área conservada

Embora a diferença entre as médias de diversidade das áreas analisadas não seja estatisticamente significativa, observa-se que a diversidade média na área tratamento foi menor em relação às demais

e que a área controle apresentou maior diversidade média em relação às outras (Fig. 1). Ademais, as variâncias das áreas controle e tratamento foram maiores do que a variância da área conservada, sugerindo maior heterogeneidade ambiental nessas áreas.

A Análise de Escalonamento Multidimensional, a partir da distância euclidiana de 100%, revelou a formação de dois grupos distintos, sendo formados, respectivamente, pela área conservada e pelas áreas tratamento e controle em conjunto (Fig. 2). Esta constatação mais uma vez, pode ser reflexo da maior heterogeneidade ambiental nas áreas tratamento e controle em relação à área conservada.

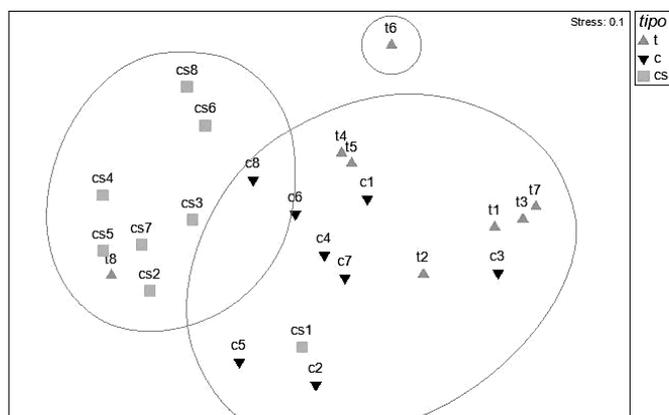


Figura 2. Análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) das parcelas estabelecidas em uma restinga arbustivo-arbórea do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, onde: t = área com supressão de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. e com intervenções restaurativas (tratamento); c = área com supressão de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. e sem intervenções restaurativas (controle); cs = área conservada (conservada)

Essa heterogeneidade poderia ser o produto de condições diferenciadas no momento de retirada das árvores exóticas e da implantação das ações de restauração, como refere Bedin (2010). Outros fatores ainda que poderiam explicar a heterogeneidade observada incluem a localização, tamanho e formas das áreas tratamento e controle, assim como características distintas da vegetação no entorno.

É importante tomar em conta que o indicador de diversidade obtido segundo as porcentagens de cobertura de formas de vida vegetal apresenta validade limitada, pois valores de diversidade semelhantes podem ser obtidos em situações de composição diferentes. Assim, constatou-se uma predominância distinta de formas de vida vegetal entre as áreas analisadas (Fig. 3). A porcentagem de cobertura por herbáceas, árvores adultas e samambaias foi significativamente maior na área conservada do que nas áreas tratamento e controle (Tabela 1). Parte desta diferença é explicada pelo predomínio de gramíneas (Fig. 3) nas áreas controle e tratamento. Estas gramíneas podem estar limitando o estabelecimento e sobrevivência de outras formas de vida características da área conservada. Dessa forma, sugere-se a análise da necessidade de implementar medidas adicionais de manejo para promover a continuidade da regeneração natural.

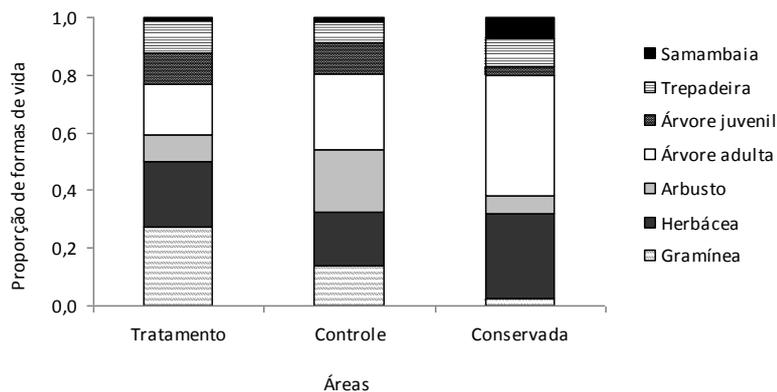


Figura 3. Diagrama de colunas das áreas amostradas com relação às proporções de porcentagens de coberturas médias das formas de vida vegetais na restinga arbustivo-arbórea do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, onde: Tratamento = área com supressão de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. e com intervenções restaurativas; Controle = área com supressão de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. e sem intervenções restaurativas; e Conservada = área conservada

Além disso, verificou-se a maior proporção de árvores adultas por árvores juvenis na área conservada, em relação às áreas com supressão de espécies invasoras (Fig. 3).

Em estudo de avaliação da cobertura vegetal em duna semifixa dez anos após a aplicação de técnicas de restauração no Parque Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição em Florianópolis, SC, foi constatado que a diversidade ecológica era menor nas áreas restauradas em comparação com áreas controle (ZANELLA; PRUDENCIO; CASTELLANI, 2010). Assim, o tempo decorrido nas áreas manejadas desde a abertura das clareiras até o momento da presente avaliação possivelmente é pequeno para o avanço sucessional e estabelecimento de formas de vida características da área conservada.

Tabela 1. Média seguida pelo desvio padrão da porcentagem de cobertura de formas de vida vegetal em diferentes áreas de restinga arbustivo-arbórea do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, onde: Tratamento = área com supressão de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. e com intervenções restaurativas; Controle = área com supressão de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. e sem intervenções restaurativas; e Conservada = área conservada

	Área			F	p
	Tratamento	Controle	Conservada		
Samambaia	1,2 (± 2,3) ^a	1,8 (± 2,6) ^a	13,2 (± 12,1) ^b	6,932	0,005
Trepadeira	14,4 (± 26,9)	9,0 (± 9,7)	18,2 (± 20,4)	0,419	0,662
Árvore juvenil	14,4 (± 10,1)	13,7 (± 14,9)	5,0 (± 2,8)	2,043	0,155
Árvore adulta	21,9 (± 34,2) ^a	33,1 (± 19,1) ^a	77,5 (± 25,6) ^b	9,471	0,001
Arbusto	11,9 (± 20,3)	27,5 (± 19,1)	11,4 (± 22,2)	1,585	0,229
Herbácea	29,4 (± 14,2) ^a	23,1 (± 15,3) ^a	53,7 (± 21,5) ^b	6,976	0,005
Gramínea	35 (± 38,6)	17,5 (± 26,9)	4,6 (± 3,9)	2,518	0,105

Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas ($p \leq 0,05$).

Por fim, ressalta-se que conclusões mais contundentes acerca da efetividade das ações restaurativas precisariam de um monitoramento em longo prazo, com um esforço amostral maior e possivelmente com a associação de outros indicadores.

Agradecimentos

Agradecemos à professora Dra. Malva Isabel Medina Hernández e os funcionários da FLORAM e PMLP por todo apoio.

Referências bibliográficas

BECHARA, F. C. **Restauração ecológica de restingas contaminadas por Pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho**. Dissertação de Mestrado em Biologia Vegetal. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2003. 136 p.

BEDIN, F. A. **Análise de um projeto de restauração de áreas perturbadas no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC**. Trabalho de Conclusão de Curso de Ciências Biológicas. Itajaí: Universidade do Vale do Itajaí, 2010. 83 p.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2nd edition. Plymouth, 2001. 172 p.

CUNHA, L. O.; FONTES, M. A. L.; OLIVEIRA A. D.; FILHO A. T. O. Análise multivariada da vegetação como ferramenta para avaliar a reabilitação de dunas litorâneas mineradas em Mataraca, Paraíba, Brasil. **Sociedade de Investigações Florestais**, v. 27, p. 503-504, 2003.

MIRANDA, R. V.; BARROSO, D. G.; MARINHO, C. S.; CARVALHO, D. A. Estudo sobre a vegetação em dunas de rejeito de mineração no litoral norte do Estado da Paraíba. **Revista Árvore**, v. 21, p. 345–351, 1997.

REIS, A.; ZAMBONIN, R. M.; NAKAZONO, E. M. Restauração de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **Série Cadernos da Biosfera**, v. 14, p. 1-42, 1999.

ZAMITH, L. R.; SCARANO, F. R. Restoration of a restinga sandy coastal plain in Brazil: survival and growth of planted woody species. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 1, p. 87–94, 2006.

ZANELLA, N. R. Z.; PRUDENCIO, M.; CASTELLANI, T. T. Análise da cobertura vegetal em duna semifixa dez anos após a aplicação de técnicas de restauração no Parque Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição, Florianópolis, Santa Catarina. **Biotemas**, v. 23, n. 3, p. 49-58, 2010.

**INFLUÊNCIA DE CLAREIRAS HIERÁRQUICAS CAUSADAS POR
Schizolobium parahyba (Vellozo) Blake NA COBERTURA VEGETAL DE
UMA ESPÉCIE CO-OCORRENTE EM FLORESTA OMBRÓFILA DENSA**

**NAKAMURA, Eliane Mitie
BAPTISTA, Itamê Karpinski
GERZSON, Natália Dozza
SILVA, Pedro Giovani da
REIS, Mauricio Sedrez dos
PERONI, Nivaldo**

Introdução

A sucessão ecológica pode ser considerada como o conjunto de transformações gradativas que ocorrem na composição e na estrutura de uma comunidade vegetal ao longo do tempo (RICKLEFS, 2010). Basicamente, existem dois tipos de sucessão ecológica, primária e secundária. Na sucessão primária há o estabelecimento e desenvolvimento de comunidades vegetais em habitats recém-formados e sem colonização prévia, e na secundária, a sucessão ocorre a partir de uma perturbação na comunidade (RICKLEFS, 2010).

No processo de sucessão vegetacional algumas espécies herbáceas vão sendo substituídas por árvores pioneiras que ao longo do tempo acabam promovendo o fechamento do dossel. Esse processo diminui a disponibilidade de luz nos estratos mais baixos, favorecendo o estabelecimento de espécies vegetais tolerantes à sombra (CHAZDON, 2008). Segundo Whitmore (1996), a intensidade da luminosidade é um dos principais fatores que controla as condições microclimáticas nos estratos inferiores do sub-bosque.

Em ecossistemas florestais, a queda de grandes galhos ou árvores resulta na abertura de clareiras naturais (perturbação), as quais podem iniciar um processo de sucessão dentro da floresta, o que mantém a heterogeneidade do ambiente (DENSLOW, 1980; MARTÍNEZ-RAMOS, 1985). As clareiras são consideradas peças-chave para o entendimento da estrutura e dinâmica de ecossistemas florestais (HUBBELL; FOSTER, 1986), sendo um mecanismo importante de regeneração e de manutenção da diversidade florística (HARTSHORN, 1980; BROKAW, 1982; TERBORGH, 1992; DENSLOW; HARTSHORN, 1994; TABARELLI, 1994).

As clareiras podem ser formadas por diferentes processos que estão associados a distúrbios naturais (ventos e chuvas fortes), os quais promovem uma série de alterações microclimáticas, como o aumento da temperatura e luminosidade, diminuição da umidade e maior exposição ao vento da vegetação de sub-bosque (BROKAW, 1982; SPIES; FRANKLIN, 1989; WHITMORE, 1989; NICOTRA; CHAZDON; IRIARTE, 1999). Estas novas condições microclimáticas nas clareiras podem favorecer o estabelecimento e a permanência de espécies vegetais pioneiras e heliófitas no interior da floresta (BROKAW, 1982; BROWN, 1993).

No sul do Brasil, o comportamento decíduo (queda de folhas e pequenos galhos) de muitas espécies está associado às variações acentuadas na temperatura (LIEBSCH; ACRA, 2004; FIGUEIREDO-FILHO et al., 2005; SONEGO; BACKES; SOUZA, 2007; DELLA-NORA; SILVA; MARTINI, 2010), ocorrendo principalmente durante o inverno e o início da primavera. Isto resulta no aumento da luminosidade no sub-bosque, gerando condições de estresse para as plântulas que se desenvolvem em áreas de decidualidade do que para os indivíduos que estão sob dossel de árvores não-decíduas. A queda de folhas também fornece um aporte nutritivo que pode facilitar o estabelecimento de plantas nestas novas clareiras formadas (LIMA, 2005).

A espécie *Schizolobium parahyba* (Vellozo) Blake (Caesalpinaceae), comumente conhecida como garapuvú ou guapuruvú, é uma espécie decidual, heliófita, de crescimento rápido, copa ampla e larga, que ocorre no sul do Brasil em Floresta Estacional Decidual e Floresta Ombrófila Densa (CORDERO; BOSHIER, 2011; IPEF, 2011; ORWA et al., 2011). Por ser uma árvore de grande porte (15-20 m de altura) com hábito de queda total de suas folhas durante o período de baixas temperaturas (RIZZINI, 1971; MAIXNER; FERREIRA, 1978), ela é uma importante espécie que aumenta a luminosidade no sub-bosque, o que pode favorecer a ocorrência de outras espécies vegetais também pioneiras e heliófitas.

Por ser uma espécie heliófita pioneira, o estabelecimento de *S. parahyba* ocorre em clareiras e sua decidualidade promove distintas condições de luminosidade dentro da floresta (LORENZI, 1992). Assim, supõem-se que possa haver uma hierarquia de clareiras, ou seja, a queda de folhas ao longo dos anos pode ocasionar a formação intermitente de novas clareiras sob seu dossel, resultando em

variações de intensidade luminosa, e com isso promover o favorecimento de outras espécies heliófilas, fato este importante para a compreensão de sucessão ecológica dentro de florestas.

No estudo de Aued et al. (2012, em preparação), os autores avaliaram a dinâmica da comunidade vegetal sob a copa de garapuvú em área de floresta ombrófila densa, e verificaram que entre todas as espécies, *Piper umbellatum* Linnaeus (Piperaceae) teve ocorrência de 91,6% nas unidades amostrais dentro da área de clareira provocada pela queda de folhas de *S. parahyba*, quando comparada com áreas controle sem a presença desta espécie. Dessa forma, foi formulada a seguinte pergunta: existe influência das variações de luminosidade sob garapuvú na cobertura vegetal de *P. umbellatum* sob a espécie?

As hipóteses testadas foram: i) clareiras sob garapuvú, em áreas com sucessão avançada, possuem menor cobertura de *P. umbellatum*; ii) a queda das folhas do garapuvú permitem maior incidência de luminosidade dentro da floresta, assim proporcionando uma maior cobertura de *P. umbellatum*.

Material e métodos

Coleta e análise de dados

Para a realização deste estudo foram selecionadas duas áreas localizadas no Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP), no morro a noroeste da lagoa (na Trilha do Saquinho) que foram classificadas como:

1 – Sucessão em estágio avançado: localizada próxima ao topo do morro; com a presença de árvores de maior porte, e estrutura vertical arbórea mais bem definida, além da presença de espécies de estágios mais avançados de sucessão como *Euterpe edulis* Martius (palmitreiro), indicando ser uma área menos perturbada.

2 – Sucessão em estágio médio: localizada próxima à lagoa; sem estruturação vertical, com elevada ocorrência de lianas e árvores de médio a grande porte típicas de estágios iniciais de sucessão como a embaúba (*Cecropia* sp.).

Durante percurso pela Trilha do Saquinho, dentro da floresta, foram avistados e selecionados seis indivíduos de *S. parahyba* em cada área, respeitando o mínimo de cinco metros de distância da Trilha.

Indivíduos que estavam próximos entre si (copas em contato) não foram avaliados. Para cada indivíduo, de acordo com as coordenadas geográficas (norte, sul, leste e oeste), foram selecionados quatro pontos, distantes cinco metros de cada indivíduo.

Em cada um dos quatro pontos, foram utilizados quadrados de 1 m² para a estimativa visual da cobertura de *P. umbellatum*, onde se utilizou a escala de estimativa de cobertura vegetal de Braun-Blanquet (FELFILI et al., 2011). Com o uso de um densiômetro florestal esférico de Lemmon, Modelo C, foi estimado a porcentagem de cobertura vegetal do dossel em cada quadrado. A luminosidade foi estimada a partir da porcentagem de abertura do dossel e, conseqüentemente, uma medida indireta de intensidade luminosa. Também utilizou-se um fator de correção para ajustar os dados de luminosidade. A altura, o comprimento e a largura da copa de cada indivíduo foram medidos com o auxílio de uma trena digital a laser. Utilizamos uma fita métrica para medirmos a circunferência à altura do peito (1,30 m) (CAP).

Foram realizadas análises de estatística descritiva com os dados de altura média das árvores amostradas e a cobertura de *P. umbellatum*. Para comparar a cobertura de *P. umbellatum* nas duas áreas foram feitas análises de variância, considerando o fator porcentagem de luminosidade como variável resposta e os dois locais como tratamentos. A relação entre a porcentagem de luminosidade e a cobertura média de *P. umbellatum* foi testada através de uma análise de regressão linear. Também foi utilizada esta mesma análise para avaliar a influência da altura dos garapuvús na cobertura vegetal de *P. umbellatum*. As análises foram realizadas no programa STATISTICA 7 (STATSOFT, 2004).

Resultados e discussão

A média de porcentagem de cobertura vegetal de *P. umbellatum* na área 1 (estágio sucessional avançado) foi 7,13% ± 11,34, enquanto que na área 2 (estágio sucessional médio) foi de 33,4% ± 21,57. Existe claramente uma diferença significativa de cobertura de *P. umbellatum* entre as duas áreas ($F_{(1,46)} = 13,280$; $p = 0,00068$; Fig. 1), sendo que a área 2 apresenta maior porcentagem de cobertura de *P. umbellatum*. A maior cobertura de *P. umbellatum* na área de estágio sucessional

médio pode-se dever ao fato da área estar mais aberta, isto é, com presença de mais clareiras ocasionadas por *S. parahyba*; assim, há mais permeabilidade de luz nos espaços. Segundo Gandolfi, Joly e Rodrigues (2007), a clareira formada por árvores do dossel pode ter papel importante no estabelecimento e desenvolvimento de plantas em estratos inferiores, no caso, de *P. umbellatum* sob as copas de *S. parahyba*.

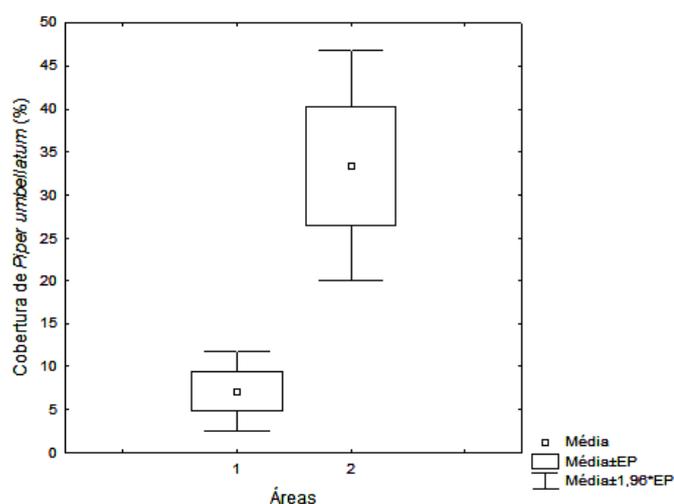


Figura 1. Médias e erros-padrão da porcentagem de cobertura de *Piper umbellatum* nas áreas estudadas no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. Onde: 1 = área de estágio sucessional avançado; 2 = área de estágio sucessional médio

Na análise da porcentagem de luminosidade, ocorreu um *outlier*, referente ao primeiro indivíduo de garapuvú amostrado, localizado na área 1. Isto pode se dever a um erro de medição do pesquisador que aferiu esta variável. Assim, os dados desta árvore, quanto à luminosidade, foram desconsiderados, devido à discrepância dos mesmos em relação à média dos demais. Considerando esse fato, a média da porcentagem de luminosidade (estimada e corrigida) da área 1 é de $4,45\% \pm 0,99$, enquanto que na área 2, a média é de $4,22\% \pm 1,33$. Com esses valores podemos observar uma maior variação de luminosidade na área 2; isso pode ser um indicativo de

heterogeneidade ambiental (quanto à riqueza de espécies, p.e.) desta área em estágio médio de sucessão ecológica, visto que a luminosidade é um fator influenciado pela formação de clareiras naturais, e estas contribuem na manutenção da heterogeneidade florestal (HARTSHORN, 1980; BROKAW, 1982; TERBORGH, 1992; DENSLOW; HARTSHORN, 1994; TABARELLI, 1994).

Com relação à mudança da cobertura de *P. umbellatum* em função da porcentagem de luminosidade provocada por variações nas clareiras sob garapuvú, demonstra-se, pela análise de regressão linear que, apesar de o teste não acusar significância estatística, e de um baixo poder explicativo, existe uma tendência ($y = 11,7136 + 2,4842 \cdot x$; $r^2 = 0,0191$; $r = 0,1382$; $p = 0,6853$; Fig. 2) de que a cobertura de *P. umbellatum* varie em função da incidência de luminosidade.

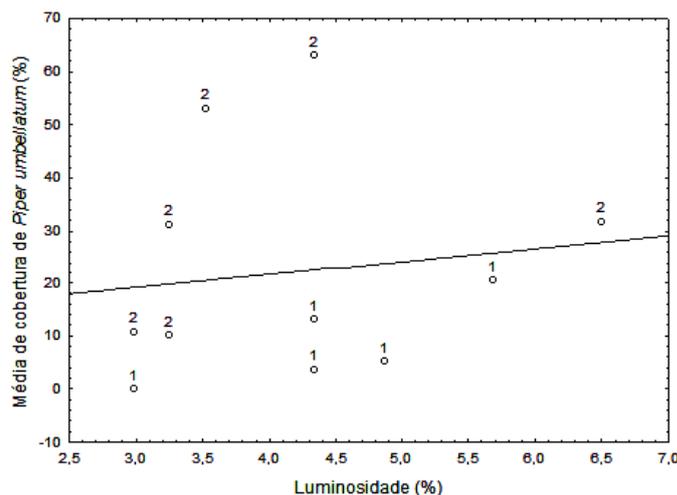


Figura 2. Análise de regressão linear da média de cobertura de *Piper umbellatum* em relação à porcentagem de luminosidade ($r^2 = 0,0191$; $p = 0,6853$) nas duas áreas estudadas no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. Onde: 1 = área de estágio sucessional avançado); 2 = área de estágio sucessional médio

A formação de clareiras acarreta em alterações no microclima (tais como a condição de luminosidade), os quais podem favorecer espécies pioneiras (BROKAW, 1982; BROWN, 1993), no caso, a pioneira *P. umbellatum*. Dessa forma, a queda periódica das folhas de garapuvú

resulta em variações de luminosidade pela formação hierárquica e intermitente de novas clareiras no sub-bosque (LORENZI, 1992), possibilitando o estabelecimento de espécies como *P. umbellatum*.

As árvores de *S. parahyba* na área 1 apresentaram altura média de $16,8 \text{ m} \pm 1,26$; na área 2, a altura média foi de $15,4 \text{ m} \pm 1,72$. Não foi observada correlação significativa entre as variáveis altura de *S. parahyba* e a cobertura média de *P. umbellatum* ($y = 110,753 - 5,597 \cdot x$; $r^2 = 0,1912$; $r = -0,4372$; $p = 0,1552$; Fig. 3), porém podemos observar uma tendência de uma relação inversa entre estas variáveis.

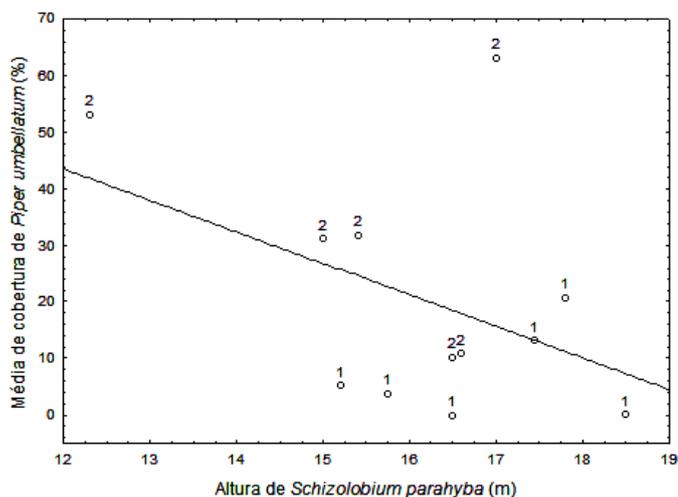


Figura 3. Análise de regressão linear da média de cobertura de *Piper umbellatum* em relação à altura de *Schizolobium parahyba* ($r^2 = 0,1912$; $p = 0,1552$) nas duas áreas estudadas no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. Onde: 1 = área de estágio sucessional avançado); 2 = área de estágio sucessional médio

Árvores mais altas permitem que outras espécies arbóreas consigam se desenvolver e assim se situar no sub-bosque; conseqüentemente, a persistência de luz no interior será menor. Além disso, no processo de sucessão, o estabelecimento de espécies arbóreas de grande porte promove o fechamento do dossel, contribuindo na diminuição da disponibilidade de luz nos estratos inferiores (CHAZDON, 2008). A área 1 apresentou árvores mais altas e

em campo foi possível observar claramente uma estrutura vertical arbórea bem definida, o que é um indicativo desta área se encontrar em um estágio sucessional mais avançado. Nesse quesito, o processo de sucessão da vegetação pode influenciar na cobertura de *P. umbellatum*, isso porque árvores mais altas de *S. parahyba* podem dar lugar a outras espécies vegetais que diminuem a disponibilidade de luz para *P. umbellatum* e com isso afetem sua permanência. Na área 2, em que as árvores medidas foram menores, a clareira que é formada com a queda das folhas de *S. parahyba* permite a manutenção de *P. umbellatum*.

Os resultados obtidos neste trabalho, testando a influência do *S. parahyba* na cobertura de *Piper umbellatum* corroboram com Gandolfi, Joly e Rodrigues (2007). Os autores sugerem que a biodiversidade atual e futura de áreas de sub-bosque pode ser parcialmente determinada por diferentes níveis de permeabilidade criados pela formação de clareiras intermitentes.

Funcionalmente o garapuvú parece influenciar na formação de clareiras hierárquicas e também a manutenção da diversidade biológica dentro do processo de sucessão. Em nosso estudo, a cobertura média de *P. umbellatum* sob a copa de garapuvú foi maior na área de sucessão média, e apresentou uma tendência de aumento conforme a maior incidência de luminosidade proporcionada pela queda das folhas de *S. parahyba*. Assim, a queda de folhas de garapuvú ao longo dos anos ocasiona a formação de clareiras hierárquicas, as quais alteram condições de luminosidade a favor de espécies pioneiras e heliófitas como *P. umbellatum*. Esse cenário constitui-se importante ao entendimento de processos de sucessão ecológica em florestas.

Agradecimentos

Agradecemos à FLORAM, aos funcionários do PMLP e à Prof^a. Dr^a. Malva Isabel Medina Hernández pelas contribuições para este trabalho.

Referências bibliográficas

AUED, A. W.; MENEZES, B. S.; CERETO, C. E.; DALTRINI NETO, C.; DORIA, J. G.; COSTA, L. A. R. Clareiras Intermitentes em Floresta Ombrófila Densa. In:

DORIA, J. G.; GIANUCA, N.; HERNÁNDEZ, M. I. M. (Orgs.) **Ecologia de Campo no Parque Municipal da Lagoa do Peri**. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2011, p. 43-52.

BROKAW, N. V. L. Treefalls: frequency, time, and consequences. In: LEIGHT-JR., E. G.; RAND, A. S.; WINDSOR, D. M. (Eds.). **The Ecology of a Tropical forest: seasonal rhythms and long-term changes**. Washington, D.C.: Smithsonian Institute Press, 1982, p. 101-108.

BROWN, N. The implications of climate and gap microclimate for seedling growth conditions in a Bornean lowland forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 153-168, 1993.

CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. (Eds.). **Tropical Forest Community Ecology**. Londres: Wiley-Blackwell, 2008, p. 384-408.

CORDERO, J.; BOSCHER, D. H. Árboles de Centroamérica: un manual para extensionistas. Disponível em: <http://herbaria.plants.ox.ac.uk/adc/downloads/capitulos_especies_y_anexos/schizolobium_parahyba.pdf>. Acesso em: 05 nov. 2011.

DELLA-NORA, E. L.; SILVA, F. F.; MARTINI, D. Z. Análise da dinâmica sazonal de fitofisionomias de floresta estacional decídua e floresta ombrófila mista com base em índices de vegetação ndvi-evi/modis. In: III Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação, Recife. Anais... Recife: Ed. da UFPE, 2010.

DENSLOW, J. S. Gap partitioning among tropical rain-forest trees. **Biotropica**, v. 12, n. 1, p. 47-55, 1980.

DENSLOW, J. S.; HARTSHORN, G. S. Treefall gap environment and forest dynamic process. In: MCDADE, L. A. et al. (Eds.). **LA SELVA – Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest**. Chicago: The University of Chicago Press, 1994, p. 120-128.

FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. vol. 1. Viçosa: Editora da UFV, 2011, 558 p.

FIGUEIREDO-FILHO, A.; SERPE, E. L.; BECKER, M.; SANTOS, D. F. Produção estacional de serapilheira em uma floresta ombrófila mista na floresta nacional de Irati (PR). **Ambiência**, v. 1, n. 2, p. 257-269, 2005.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability-impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 2, p. 433-439, 2007.

- HARTSHORN, G. S. Neotropical forest dynamics. **Biotropica**, v. 12, n. 1, p. 23-30, 1980.
- HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest. In: CRAWLEY, M. J. (Ed.). **Plant Ecology**. Oxford: Blackwell Scientific, 1986, p. 77-96.
- IPEF, INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS. Identificação de espécies florestais - *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake. Disponível em: <http://www.ipef.br/identificacao/nativas/detalhes.asp?codigo=15>. Acesso em: 05 nov. 2011.
- LIEBSCH, D.; ACRA, L. A. Riqueza de espécies de sub-bosque de um fragmento de floresta ombrófila mista em Tijucas do Sul, PR. **Ciência Florestal**, v. 14, n. 1, p. 67-76, 2004.
- LIMA, R. A. F. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 4, p. 651-670, 2005.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Editora Plantarum, 1992, 352 p.
- MAIXNER, A. E.; FERREIRA, L. A. B. Contribuição ao estudo das essências florestais efuríferas do RS. 2ª parte. **Trigo e Soja**, n. 28, p. 2-31, 1978.
- MARTÍNEZ-RAMOS, M. Claros, ciclos vitales de los arboles tropicales y regeneracion natural de las selvas altas perennifolias. In: GOMEZ-POMPA, A.; AMO, S. R. (Eds.). **Investigaciones sobre la regeneracion de selvas altas en Veracruz, Mexico**. México D.F.: Editorial Alhambra Mexicana, 1985, p. 191-239.
- NICOTRA, A. B.; CHAZDON, R. L.; IRIARTE S. V. B. Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in tropical wet forests. **Ecology**, v. 80, p. 1908-1926, 1999.
- ORWA, C.; MUTUA, A.; KINDT, R.; JAMNADASS, R.; ANTHONY, S. Agroforestry database: a tree reference and selection guide version 4.0. Disponível em: http://www.worldagroforestry.org/treedb2/AFTPDFS/Schizolobium_parahybum.pdf. Acesso em: 06 nov. 2011.
- RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 6ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010, 570 p.
- RIZZINI, C. I. **Árvores e madeiras úteis no Brasil: Manual de dendrologia brasileira**. São Paulo: Edgard Blücher, 1971, 241 p.

SONEGO, R. C.; BACKES, A.; SOUZA, A. F. Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil, utilizando estimadores não-paramétricos de riqueza e rarefação de amostras. **Acta Botânica Brasilica**, p. 943-955, 2007.

SPIES, T. A.; FRANKLIN, J. F. Gap characteristics and vegetation response in coniferous forests of the Pacific Northwest. **Ecology**, v. 70, p. 543-546, 1989.

STATSOFT, Inc. Statistica (data analysis software system), version 7.0. Tulsa: Stat Soft Inc, 2004.

TABARELLI, M. **Clareiras naturais e a dinâmica sucessional de um trecho de floresta na Serra da Cantareira, SP**. Dissertação de Mestrado em Ecologia. São Paulo: Instituto de Biociências, 1994. 142 p.

TERBORGH, J. **Diversity and the tropical rain forests**. New York: Scientific American Library, 1992, 242 p.

WHITMORE, T. C. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestion for further enquiry. In: SWAINE, M. D. (Ed.). **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: Unesco, 1996, p. 3-39.

WHITMORE, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v. 70, p. 1167-1178, 1989.

**HIPÓTESE DO ESTRESSE HÍDRICO: COLOCANDO À PROVA A
EXISTÊNCIA DA RELAÇÃO CAUSAL ENTRE A DISPONIBILIDADE DE
ÁGUA E A OCORRÊNCIA DE GALHAS EM UMA RESTINGA ARBUSTIVO-
ARBÓREA**

**PALUDO, Giovani Festa
HESEL, Mônica
TOMAZI, Aline Luiza
SOUZA, Julia Nunes de
CASTELLANI, Tânia Tarabini
LOPES, Benedito Cortês**

Introdução

No Brasil, o número de trabalhos e de pesquisadores voltados ao estudo taxonômico e de padrões de distribuição de galhas em plantas nas restingas tem aumentado nos últimos anos (MONTEIRO et al., 2004). Galhas ou cecídias são concreções encontradas nos órgãos vegetais formadas por meio de alterações no desenvolvimento de tecidos vegetais ou meristemáticos (MANI, 1964 apud FERNANDES; NEGREIROS, 2006). Consideradas como tumor ou câncer vegetal, as galhas podem resultar tanto do aumento do tamanho celular quanto da multiplicação das células e se devem ao endofitismo por organismos como fungos, bactérias, nematódeos, rotíferos e ácaros, mas principalmente por insetos (DARLINGTON; HIRONS, 1975 apud MONTEIRO et al., 2004).

A alta especificidade entre os organismos galhadores e as plantas, oriunda da interação muito íntima entre os dois, tem permitido o desenvolvimento de estudos ecológicos de longa duração acerca dos padrões de distribuição de galhas em plantas (MONTEIRO et al., 2004). Nesse aspecto, recentemente, os padrões de origem e evolução das galhas têm sido explicados por três hipóteses principais (PRICE et al., 1987 apud CARNEIRO; FERNANDES; SOUZA, 2005). A hipótese da nutrição ressalta que as galhas teriam evoluído em resposta a elevadas concentrações de substâncias nutritivas bem como à redução de substâncias químicas de defesa na planta hospedeira. A segunda hipótese faz menção aos inimigos naturais, postulando que o hábito endofítico protegeria o inseto fitófago do ataque de inimigos naturais como predadores e parasitóides. A terceira hipótese trata do

estresse hídrico, que sugere uma menor mortalidade de insetos de hábito endofítico, como os galhadores, nos ambientes xéricos, graças à proteção contra a dessecação e contra os patógenos (MONTEIRO et al., 2004). O ataque por patógenos tende a ser menos freqüente em ambientes xéricos do que em ambientes úmidos, o que, em conjunto com a proteção da dessecação, criaria um gradiente de diversidade de galhas crescente, do ambiente méxico para o ambiente xérico (FERNANDES; PRICE, 1988 apud CARNEIRO; FERNANDES; SOUZA, 2005).

Os levantamentos de galhas em restingas têm avaliado a influência do estresse hídrico na riqueza e frequência de ocorrência de galhas em diferentes formações vegetais. Boa parte desses estudos corrobora a hipótese de estresse hídrico, apontando para um maior número de indivíduos e de espécies de plantas com galhas, além de uma maior abundância e riqueza de galhas em ambientes xéricos quando comparados aos ambientes méxicos (MONTEIRO et al., 2004; LEMES-SILVA et al., 2009; VIANCELLI et al., 2009). Nesse sentido, o presente estudo tem como objetivo comparar a influência de diferentes quantidades de chuva entre o ano de 2008 (menos chuvoso) e o ano de 2011 (mais chuvoso) na frequência de ocorrência e na riqueza de morfotipos de galhas de uma restinga arbustiva-arbórea no Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP), em Florianópolis, SC.

Material e métodos

A área de estudo situa-se no PMLP, ao sul da Ilha de Santa Catarina, apresentando, em sua porção leste, vegetação arbustiva-arbórea de restinga. O presente trabalho foi desenvolvido em uma restinga em bom estado de conservação, onde podemos destacar a presença de espécies como: *Guapira opposita*, *Gomidesia palustris*, *Ilex theezans*, *Ocotea pulchella*, entre outras (SILVA, 2000).

Com base nos dados obtidos Junto à Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI) para a região de Florianópolis, onde o PMLP está inserido, pode ser observado que nos meses que antecedem o levantamento de 2008 a chuva acumulada foi de 351,7 mm, e os meses que antecedem 2011 foi de 885,4 mm (Tabela 1).

Tabela 1. Precipitação acumulada para a Região de Florianópolis nos quatro meses antecedentes aos levantamentos de galhas realizados no Parque Municipal da Lagoa do Peri em 2008 e 2011. Fonte: EPAGRI.

Meses	Precipitação acumulada (mm)	
	2008	2011
Junho	73,4	85,4
Julho	7,3	141,6
Agosto	66,4	432,1
Setembro	204,6	226,3
Total	351,7	885,4

Para avaliar a riqueza de galhas presente na área, foram delineados 15 interceptos de 10 m de comprimento localizados paralelamente à borda de Trilhas pré-existentes. Os mesmos foram dispostos de forma intercalar à direita e à esquerda da Trilha, distando 1 m para dentro da vegetação. Foram analisadas todas as plantas lenhosas com altura acima de 0,5 m, incluindo as lianas, que eram abrangidas pelo intercepto, este contendo 1 m de largura. Todas as plantas interceptadas foram registradas, independentemente da presença ou não de galhas. Os indivíduos foram minuciosamente vistoriados até uma altura máxima de 2 m, a fim de verificar a existência de galhas, sendo estas classificadas em morfotipos e anotadas quanto à sua localização na planta (folha ou caule). Os indivíduos com galhas tiveram ramos coletados para posterior análise em laboratório, com auxílio de lupa para identificação dos indivíduos causadores destas.

Os dados obtidos foram organizados quanto à quantidade e riqueza de plantas com galhas, proporções de indivíduos com galha e morfotipos de galhas. De posse desses dados e dos dados de 2008 obtidos para esta mesma restinga em estudo de Viancelli et al. (2009), aplicou-se um teste T para amostras independentes (CALLEGARI-JACQUES, 2003) a fim de comparar os resultados dos dois anos, utilizando um nível de significância de 0,05. Foi realizada, também, a distribuição acumulada de espécies vegetais, classificando-as quanto à presença e ausência de galhas. Para avaliar a ocorrência de galhas entre os anos de 2008 e 2011 nas espécies de plantas mais abundantes, foi utilizado o teste de Qui-Quadrado de Independência (Tabela de

Contingência) com Correção de Continuidade de Yates (VERZANI, 2005) com a utilização do programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

Resultados

Foram contabilizados no ano de 2011, 159 indivíduos vegetais, totalizando 21 espécies lenhosas e lianas. As espécies mais representativas do levantamento foram: *Guapira opposita*, *Gomidesia palustris*, *Ilex theezans*, *Ocotea pulchella* e *Ouratea salicifolia*, contribuindo com 51, 26, 24, 19 e 12 indivíduos, respectivamente (Fig. 1).

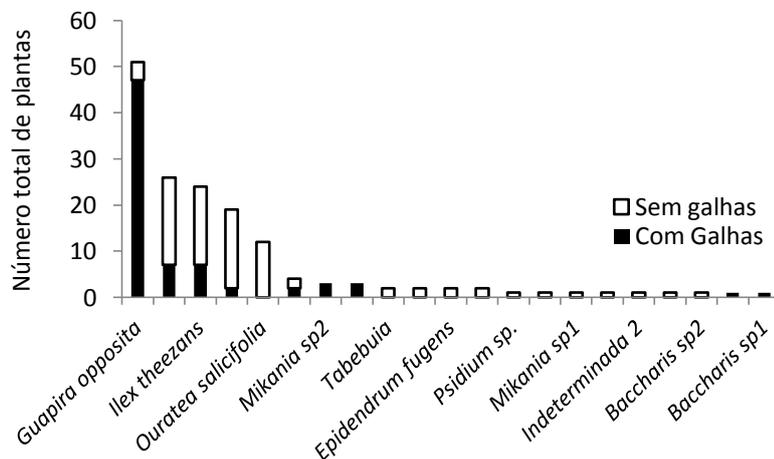


Figura 1. Número total de plantas com e sem galhas por espécie vegetal amostradas em 2011 na restinga arbustiva-arbórea do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC

Dos 159 indivíduos, 73 pertencentes a nove espécies apresentavam galhas, representando uma proporção de 46% do total das plantas avaliadas (Tabela 2).

Quanto aos representantes de galhadores, foram encontrados 15 morfotipos diferentes distribuídos em nove espécies vegetais (Tabela 3, Fig. 1), sendo *Guapira opposita* aquela com maior ocorrência de galhas.

Avaliando a comunidade de galhadores, não foram observadas diferenças significativas entre o ano de inverno mais úmido e o de inverno mais seco, tanto no número de espécies de plantas com galhas, na proporção de plantas com galhas, bem como no número de morfotipos encontrados (Tabela 2).

Foram testadas se existiam diferenças entre 2008 e 2011 na proporção de indivíduos com e sem galhas das espécies mais abundantes em termos de indivíduos: *Guapira opposita*, *Gomidesia palustris*, *Ilex theezans* e *Ocotea pulchella* (Tabela 4). *Ouratea salicifolia*, com 12 plantas amostradas em 2011 e sete plantas amostradas em 2007, não foi testada, uma vez que não apresentou indivíduos com galhas em nenhuma das avaliações. Entre as espécies, a hipótese de independência entre os anos do teste do χ^2 foi rejeitada apenas para *Ocotea pulchella* ($\chi^2 = 7,37$; GL = 1; $p < 0,05$), ocorrendo uma redução na presença de galhas em indivíduos desta espécie entre as avaliações de 2008 e 2011.

Foram encontradas sete morfotipos de galhas associadas a caules e 10 morfotipos associados a folhas (Tabela 3 e Fig. 2). Os morfotipos mais representativos foram gerados por Diptera (possivelmente larvas de Cecidomyiidae) e por Acari, contribuindo com cinco e quatro agentes, respectivamente (Tabela 3; Fig. 3). *Guapira opposita* foi a espécie de planta com maior riqueza de morfotipos de galhas associados.

Discussão

Em termos de comunidade de galhadores, não foi observada diferença significativa entre os anos avaliados, não sustentando a hipótese do estresse hídrico (MONTEIRO et al., 2004). Se a limitação hídrica fosse uma importante força organizando esta comunidade, seria esperado maior riqueza e ocorrência de galhas no ano mais seco do que no ano mais úmido. No entanto, a riqueza e ocorrência de galhas em plantas foram similares tanto no ano com inverno mais úmido quanto no ano de inverno mais seco.

Tabela 2. Abundância e riqueza de espécies de plantas e riqueza e ocorrência de morfotipos de galhas em uma área da restinga arbustiva-arbórea do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, nos anos de 2008 (VIANCELLI et al., 2009) e 2011 (este estudo)

	2008		2011		Teste t
	Total	Média* DP	Total	Média* DP	
Plantas					
nº de indivíduos	168	11,2 4,1	159	10,6 4,2	0,11 NS
nº de indivíduos com galhas	85	5,7 2,9	73	4,9 2,5	0,2 NS
nº de espécies	20	5,1 1,2	21	4,9 1,5	0,12 NS
nº de espécies com galhas	10	2,7 1,3	9	3,2 1,2	0,3 NS
indivíduos com galhas (proporção)	0,5	0,5 0,2	0,5	0,5 0,1	0,16 NS
Galhas					
nº de morfotipos	20	4,2 1,9	15	3,5 1,4	0,28 NS
morfotipos de galhas / nº de indivíduos com galhas	0,2	0,8 0,3	0,2	0,8 0,3	0,06 NS
morfotipos de galhas / nº de espécies com galhas	2	1,6 0,4	1,5	1,1 0,4	0,99 NS

* , média por intercepto.

Tabela 3. Espécies hospedeiras de galhas, localização das galhas e respectivos agentes galhadores encontrados em 2011 na restinga arbustiva-arbórea do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Espécie	Localização da galha		Agente galhador
	Caule	Folha	
<i>Baccharis</i> sp. 1	-	1	Acari 4
<i>Eupatorium</i> sp.	1	-	Acari 1
<i>Gomidesia palustris</i>	2	-	Diptera 2*, Thysanoptera
<i>Guapira opposita</i>	1	4	Lepidoptera, Diptera 4, Diptera 5, Indeterminado 2, Indeterminado 3
<i>Ilex theezans</i>	1	1	Hemiptera, Collembola + Acari 3
<i>Machaerium</i> sp.	-	1	Acari 2
<i>Mikania</i> sp. 2	1	1	Diptera 1**
<i>Ocotea pulchella</i>	1	1	Diptera 2*, Diptera 3
<i>Smilax</i> sp.	-	1	Indeterminado 1

* galha observada em *Gomidesia palustris* e *Ocotea pulchella*.

** mesmo tipo de galha ocorrendo em caule e folha

Tabela 4. Proporção de plantas com e sem galhas encontradas nos levantamentos de 2008 e 2011 para as quatro espécies mais abundantes no levantamento de 2011 em uma restinga arbustiva-arbórea do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC

Espécies	2011		2008		p
	sem	com	sem	com	
<i>Guapira opposita</i>	4	47	6	53	NS
<i>Gomidesia palustris</i>	19	7	1	0	NS
<i>Ilex theezans</i>	17	7	24	7	NS
<i>Ocotea pulchella</i>	17	2	7	10	< 0,05

Estudando uma restinga úmida, Lemes-Silva et al. (2009) encontraram menores proporções de galhas, indicando que o nível de estresse hídrico é um provável responsável pela diferença. Mesma indicação pode ser encontrada em Carneiro, Fernandes e Souza (2005) sugerindo maior ocorrência em ambientes xéricos do que em méxicos.

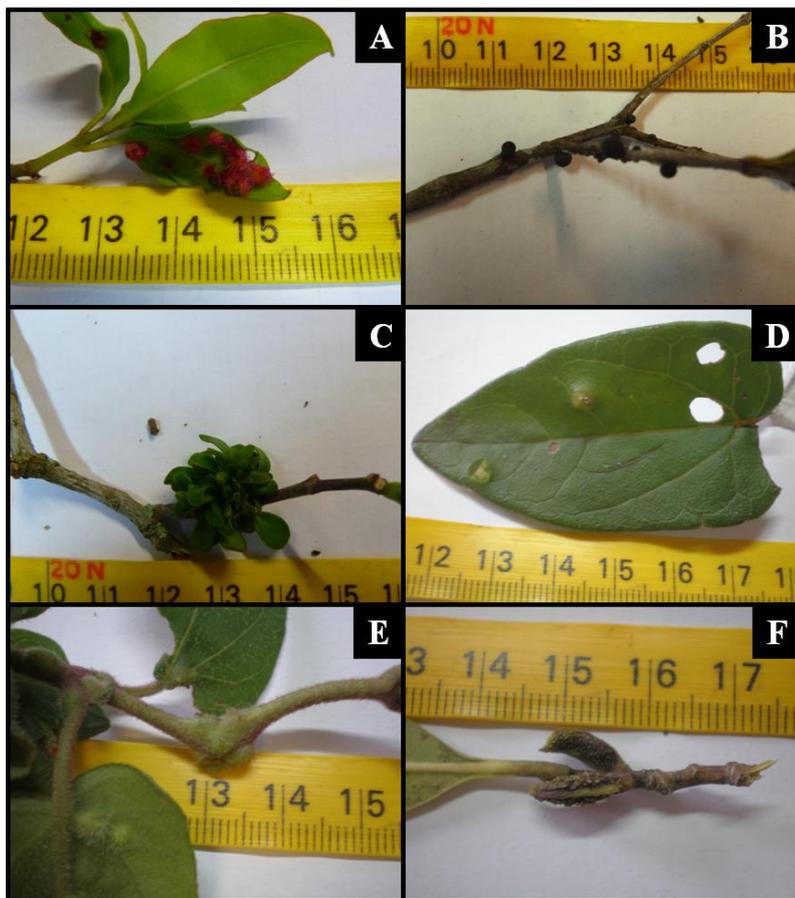


Figura 2. Morfotipos de galhas encontrados na restinga arbustiva-arbórea do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, onde: A – Galha de folha em *Guapira opposita*; B – Galha de caule em *Gomidesia palustris*; C – Galha de caule em *Guapira opposita*; D – Galha de folha em *Mikania* sp.; E – Galha de folha e de caule em *Mikania* sp.; F – Galha de caule em *Ilex theezans*

Porém, estes resultados são obtidos apenas quando analisado todo o conjunto de espécies do presente estudo. Quando se compararam individualmente as proporções da ocorrência de galhas para cada uma das cinco espécies mais abundantes deste estudo, uma espécie, *Ocotea pulchella* apresentou diferença significativa, indicando redução da ocorrência de galhas no ano mais úmido. Tal fato corrobora

com a hipótese do estresse hídrico (MONTEIRO et al., 2004), também verificada por Maia e Tavares (2000) em estudo sobre a dinâmica populacional de *Cordiamyia globosa* (Diptera, Cecidomyiidae) na Restinga da Barra de Marica, RJ. A referida espécie demonstrou maior abundância nos períodos secos do ano.

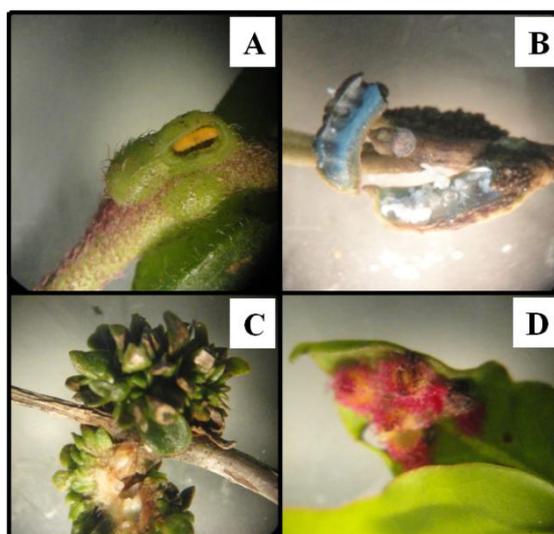


Figura 3. Organismos galhadores em plantas de restinga arbustiva-arbórea do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, onde: A – Larva de Diptera em galha de caule em *Mikania* sp.; B – Nínta de Hemiptera em galha de caule em *Ilex theezans*; C – Larva de Lepidoptera em galha de caule em *Guapira opposita*; D – Larva de Diptera em *Guapira opposita*

Pode ser que a situação de chuva acumulada em 2008 não tenha sido suficiente para gerar um estresse hídrico que causasse modificações na comunidade. Além da chuva acumulada, a frequência das chuvas também pode influenciar na disponibilidade hídrica, contudo, a mesma não foi avaliada neste trabalho. Mesmo com uma grande quantidade de chuva, sua distribuição muito agregada no tempo pode trazer efeitos estressantes similares a uma menor quantidade de chuva bem distribuída.

Carneiro, Fernandes e Souza (2005) encontraram que a ocorrência de galhas também variou de acordo com a altitude e com o

sexo da planta, sugerindo que mais de um fator pode estar envolvido na ocorrência de galhas. Estes autores também indicam que variações nas características das espécies de plantas também podem influenciar a ocorrência de galhas. Araújo e Santos (2009) também sugerem que outros fatores estão associados à abundância de galhas. Entre esses fatores, os autores incluem a maior disponibilidade de recursos, como quantidade de nutrientes e brotamento de folhas e ramos, durante o período chuvoso. Os referidos autores ainda ressaltam que diferentes espécies de galhas podem responder de forma distinta aos fatores ambientais, tais como pluviosidade e temperatura.

Este trabalho não encontrou uma resposta clara na abundância e ocorrência de galhas em função da variação na quantidade de chuva. A maioria dos resultados não corrobora com a hipótese do estresse hídrico, sugerindo que outra hipótese possa explicar melhor os resultados, ou que a variação natural não tenha sido possível para testar esta hipótese, ou ainda pode ser que outros fatores como a frequência de chuva possa ter influenciado mais do que o fator avaliado.

Agradecimentos

Agradecemos aos funcionários do PMLP, à FLORAM e à Professora Dra. Malva Isabel Medina Hernández pelo apoio prestado.

Referências bibliográficas

ARAÚJO, W. S.; SANTOS, B. B. Efeitos da sazonalidade e do tamanho da planta hospedeira na abundância de galhas de Cecidomyiidae (Diptera) em *Piper arboreum* (Piperaceae). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 53, p. 300-303, 2009.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: Princípios e Aplicações**. Porto Alegre: Artmed, 2003.

CARNEIRO, M. A. A.; FERNANDES, G. W.; SOUZA, O. F. F. Convergence in the variation of local and regional galling species richness. **Neotropical Entomology**, v. 34, p. 547-553, 2005.

FERNANDES, G. W.; NEGREIROS, D. N. A comunidade de insetos galhadores da RPPN Fazenda Bulcão, Aimorés, Minas Gerais, Brasil. **Lundiana**, v. 7, n. 2, p. 111-120, 2006.

LEMES-SILVA, A. L.; DIAS, B. B.; LOBATO F. L.; BRANDÃO, M. C.; OTEGUI, M. B. P.; CASTELLANI, T. T.; HANAZAKI, N.; LOPES, B. C. Análise de morfotipos de galhas em área de restinga úmida: um estudo realizado no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. In: CANTOR, M.; MACEDO-SOARES, L. C. P.; HANAZAKI, N. (Org.). **Ecologia de Campo na Lagoa do Peri 2008**. 1. ed. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2009. p. 6-12.

MAIA, V. C.; TAVARES, M. T. *Cordiamyia globosa* Maia (Diptera, Cecidomyiidae), flutuação populacional e parasitóides (Hymenoptera) associados. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17, p. 589-593, 2000.

MONTEIRO, R. F.; ODA, R. A. M.; NARAHARA, K. L.; CONSTANTINO, A. L. Galhas: diversidade, especificidade e distribuição. In: ROCHA, C. F. D. da, ESTEVES, F. A.; SCARANO, F. R. (Org.) **Pesquisas de longa duração de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação**. Rio de Janeiro: Rima, 2004. p. 127-142.

R CORE TEAM DEVELOPMENT. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em 03 nov. 2011.

SILVA, A. A. S. **Parque Municipal da Lagoa do Peri: subsídios para o gerenciamento ambiental**. Dissertação de Mestrado em Engenharia de Produção. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2000. 125 p.

VERZANI, J. **Using R for Introductory Statistics**. Boca Raton: Taylor e Francis, 2005.

VIANCELLI, A.; SOARES, A. D.; SILVEIRA, M.; HENNEMANN, M. C.; ZOCHE-DE-SOUZA, M. C.; LOPES, B. C.; HANAZAKI, N.; CASTELLANI, T. T. Ocorrência e diversidade de galhas na restinga arbustivo-arbórea do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. In: CANTOR, M.; MACEDO-SOARES, L. C. P.; HANAZAKI, N. (Orgs.). **Ecologia de Campo na Lagoa do Peri 2008**. 1. ed. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2009. p. 33-43.

**INFLUÊNCIA DAS CARACTERÍSTICAS DA VEGETAÇÃO NA RIQUEZA E
ABUNDÂNCIA DE BESOUROS ESCARABÉINEOS DO PARQUE
MUNICIPAL LAGOA DO PERI – FLORIANÓPOLIS/SC**

**STICCA, Sarah Carvalho
MELLO, Anna Jacinta Machado
SCHULZE, Beatriz
BEZAMAT, Carolina
ALVES, Rubana Palhares
HERNÁNDEZ, Malva Isabel Medina**

Introdução

Os insetos representam 70% das espécies animais conhecidas, sendo assim importantes representantes da biodiversidade do planeta (ALMEIDA; COSTA; MARINONI, 1998). Dentre os insetos, 40% são besouros, sendo que a família Scarabaeidae compreende cerca de 28.000 espécies, com aproximadamente 6.000 pertencentes à subfamília Scarabaeinae (HANSKI, 1991).

Os escarabeíneos possuem um importante papel nas florestas tropicais, por se utilizarem de matéria orgânica em decomposição para sua alimentação, principalmente fezes (coprófagos) e carcaças (necrófagos) de mamíferos, participando de forma relevante na ciclagem de nutrientes (HALFFTER; MATTHEWS, 1966).

Besouros escarabeíneos podem ser utilizados como indicadores de mudanças ambientais, por estarem intimamente relacionados com mamíferos, devido aos seus hábitos alimentares, indicando assim a presença ou ausência deste grupo, que responde rapidamente à qualidade do ambiente (HALFFTER; FAVILA, 1993).

Ambientes estruturalmente complexos podem oferecer mais habitats, possibilitando diversas formas de exploração dos recursos e assim propiciar um incremento na diversidade de espécies (TEWS et al., 2004). As gradativas variações na complexidade ambiental que ocorrem durante o processo de sucessão influenciam a diversidade e o funcionamento das comunidades animais associadas a esses ambientes, em especial a comunidade de besouros pertencentes à subfamília Scarabaeinae, a qual apresenta geralmente um aumento na riqueza de espécies em áreas em estágios sucessionais avançados (GARDNER et al., 2008; HERNÁNDEZ; VAZ-DE-MELLO, 2009).

Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo, testar, através de uma avaliação rápida, a hipótese de que a riqueza de besouros escarabeíneos aumenta de acordo com a complexidade da paisagem.

Material e métodos

Coleta de dados

Os dados foram coletados em uma área de Floresta Ombrófila Densa na Trilha do Saquinho, localizada na porção norte do Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP) em Florianópolis/SC. Os besouros escarabeíneos foram coletados em outubro de 2011 através do uso de armadilhas de queda “*pitfall*”.

Foram instaladas 10 armadilhas em 5 pontos distantes entre si por cerca de 75 m. As armadilhas foram enterradas no solo até a borda, contendo água e detergente. As tampas foram sustentadas no centro da armadilha por palitos de madeira e as iscas foram fixadas na parte inferior das tampas, desta forma, cada ponto tinha uma armadilha com carne de porco como isca e outra com fezes de macaco prego, para aumentar a probabilidade de captura tanto de espécies necrófagas, quanto coprófagas. Todas as armadilhas permaneceram 62 horas no local de coleta. Os besouros capturados em cada ponto foram acondicionados em recipientes plásticos devidamente etiquetados para posterior identificação em laboratório.

Para realizar uma caracterização ambiental da área, utilizou-se o método do ponto-quadrante. A partir de uma cruz de PVC colocada no ponto central entre as duas armadilhas de cada ponto, foram demarcados quatro quadrantes (NE, NW, SE, SW), onde foram feitas medidas da vegetação (Fig. 1).

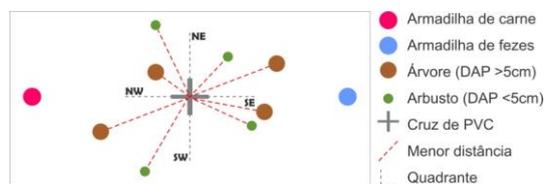


Figura 1. Representação do método ponto-quadrante e as variáveis da vegetação mensuradas em cada quadrante a partir do ponto central.

Em cada quadrante, para cada árvore (DAP > 5 cm) e arbusto (DAP < 5 cm e altura > 1 m) mais próximos, foram medidas suas distâncias até o centro da cruz, como uma forma de avaliar a densidade, a altura, e calculada a área basal a partir do perímetro do tronco (Fig. 2).

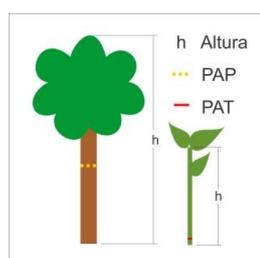


Figura 2. Parâmetros usados para a avaliação da estrutura da paisagem. Para as árvores foi estimada a altura (h) e medido o perímetro a altura do peito (PAP), enquanto que para os arbustos foram medidas a altura (h) e perímetro a altura do tornozelo (PAT).

Análise de dados

Para cada ponto amostrado, os indivíduos coletados foram identificados até espécie ao ser comparados com a Coleção de Referência do Departamento de Ecologia e Zoologia da Universidade Federal de Santa Catarina (ECZ/UFSC). Foram calculadas a riqueza, abundância, o índice de Shannon e a biomassa total. Uma análise de Escalonamento Multi-Dimensional (MDS) foi realizada a fim de analisar a similaridade entre pontos amostrados de acordo com os dados biológicos. Previamente, os dados foram transformados através de $\text{Log}(x+1)$ e estandardizados pelo valor máximo. Uma matriz de similaridade de Bray-Curtis foi calculada e a partir desta foi feita uma análise de agrupamento e um MDS para agrupar os pontos considerando 60% de similaridade.

Com relação aos dados ambientais foi calculada a média das variáveis medidas nos quatro quadrantes para cada ponto amostrado. Uma análise de MDS foi realizada a fim de analisar a similaridade entre pontos amostrados de acordo com os dados ambientais. Previamente, os dados foram normalizados. Uma matriz de distância euclidiana foi calculada e a partir desta foi feita uma análise de agrupamento e uma

de ordenação (MDS) para agrupar os pontos considerando 70% de similaridade.

A partir das duas matrizes obtidas fez-se uma correlação de Spearman utilizando a metodologia do BIOENV, para observar a relação entre os dados biológicos dos besouros e os dados ambientais da vegetação, e ainda apontar quais características ambientais apresentam maior influência na riqueza e abundância de besouros em cada ponto. Todas as análises foram realizadas utilizando o programa PRIMER 6 (CLARKE; WARWICK, 2001).

Resultados e discussão

Foram capturados um total de 48 besouros escarabeíneos pertencentes a cinco espécies (Tabela 1). As espécies mais abundantes foram *Deltochilum irroratum* (35%) e *Deltochilum morbillosum* (35%). Os pontos 3 e 4 apresentaram a maior diversidade (Shannon = 1,29 e 1,28, respectivamente). O número de indivíduos coletados e a biomassa total foi maior no ponto 3 (Tabela 1).

Tabela 1. Número de indivíduos coletados por espécie de besouros escarabeíneos, riqueza, abundância, biomassa e diversidade em cada um dos 5 pontos amostrados ao longo de um Trilha no Parque Municipal da lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil, em outubro de 2011.

	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5
<i>Coprophanaeus saphirinus</i>	1	0	4	0	1
<i>Deltochilum irroratum</i>	3	1	11	2	0
<i>Deltochilum morbillosum</i>	5	0	7	3	2
<i>Dichotomius sericeus</i>	1	1	4	1	0
<i>Canthon rutilans</i>	0	0	0	1	0
Número de espécies	4	2	4	4	2
Número de indivíduos	10	2	26	7	3
Biomassa total (g)	4,0	0,9	12,0	2,2	1,4
Índice de Shannon	1,2	0,7	1,3	1,3	0,6

Uma avaliação rápida da estrutura da vegetação pode fornecer algumas informações que mostrem características relativas ao estágio sucessional da floresta nos diferentes pontos de coleta, como

densidade arbórea e do sub-bosque, altura média de árvores e arbustos e área basal (Tabela 2).

Tabela 2. Valores médios para dados estruturais da vegetação em cinco pontos amostrados no Parque Municipal da Florianópolis, SC, Brasil.

	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5
Distância árvore (m)	1,6	2,4	4,1	2,3	2,3
Altura árvore (m)	5,5	6,9	5,9	6,9	8,4
Perímetro árvore (cm)	18,0	43,8	21,3	24,9	35,8
Distância arbusto (m)	1,3	1,7	1,2	0,9	0,9
Altura arbusto (m)	2,8	2,8	2,1	2,3	3,7
Perímetro arbusto (cm)	7,3	12,4	5,6	6,5	9,8

As análises de comparação da diversidade entre diferentes áreas e da relação da comunidade de besouros com o estágio sucessional e a complexidade ambiental fornecem subsídios para a discussão da relação desses insetos com o ecossistema em que estão inseridos.

Os dados biológicos coletados nos pontos 1, 3 e 4 apresentaram uma alta similaridade resultando no agrupamento destes na análise de MDS (Fig. 3). Este resultado indica que a riqueza e a diversidade de besouros escarabeíneos pode estar sendo influenciada por algum fator ambiental.

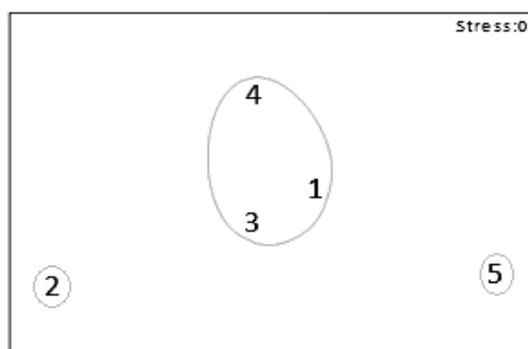


Figura 3. Análise de MDS para ordenação dos dados biológicos nos cinco pontos amostrados a partir da riqueza e abundância de besouros escarabeíneos no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil (considerando 60% de similaridade).

Analisando os dados ambientais, pode-se observar o mesmo tipo de agrupamento no pontos 1, 3 e 4 (Fig. 4). Os pontos 2 e 5 apresentaram baixa similaridade entre si e com os outros pontos com respeito aos dados ambientais, e portanto se encontram separados na análise de MDS (Fig. 4).

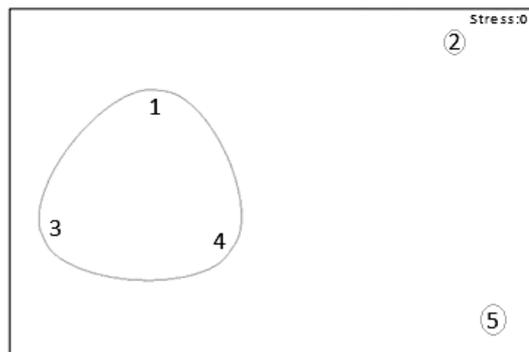


Figura 4. Análise de MDS para ordenação dos dados estruturais da vegetação nos cinco pontos amostrados numa área de Floresta Ombrófila Densa no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil (considerando 70% de similaridade).

Além dos resultados observados através de MDS, pode-se observar uma correlação ($r = 0,685$) entre os dados biológicos e os dados ambientais. Os dois fatores ambientais que têm maior influência na abundância e riqueza de besouros dos pontos amostrados foram a altura do arbusto e a distância do arbusto (Tabela 2). Uma distancia pequena dos arbustos para o centro da cruz reflete um maior adensamento do sub-bosque, indicando um estágio sucessional inicial. Enquanto a altura maior dos arbustos e das árvores e um sub-bosque menos denso reflete um estágio sucessional mais avançado na Floresta Ombrófila Densa.

A abundância e riqueza dos besouros se relaciona com a estrutura ambiental, quanto mais avançada a sucessão, mais besouros escarabeíneos podemos esperar. Este resultado pode indicar que nos locais de floresta mais avançada também apresentarão uma maior disponibilidade de recursos, permitindo a presença de mamíferos, portanto pode refletir em uma maior oferta de recursos para os besouros.

A distribuição de espécies ao longo de gradientes de diferentes características ambientais pode representar associações típicas dentro da paisagem (DAVIS et al., 2001). Essas associações são úteis na busca de espécies bioindicadoras que possam identificar níveis de respostas para distúrbios antropogênicos em florestas tropicais (DAVIS et al. 2001). Assim, os besouros escarabeíneos podem ser úteis como bioindicadores para avaliar o estágio sucessional e a complexidade ambiental, pois apresentam uma forte relação com mamíferos.

Essas análises ao longo do gradiente ambiental, descrevem uma forte tendência de diminuição da riqueza e diversidade em áreas de estágio sucessional inicial quando comparadas com áreas mais complexas e de sucessão mais antiga.

Os resultados dos testes de Correlação de Spearman entre as medidas de complexidade ambiental e as medidas biológicas da comunidade de Scarabaeinae coletadas no PMLP, apontaram aspectos-chaves da estrutura ambiental que apresentaram relação positiva com o padrão de estágios sucessionais. A altura das árvores, a distância de arbustos e a densidade de arbustos são aspectos importantes para a determinação do grau de conservação da área e se mostraram positivamente relacionados com a comunidade de besouros escarabeíneos. Neste contexto, ambientes com uma estrutura mais próxima de ambientes conservados tendem a apresentar uma maior diversidade de besouros Scarabaeinae.

Agradecimentos

Aos colegas e demais professores pelos comentários e sugestões para o enriquecimento do presente estudo. E, à direção do PMLP e seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante nossa pesquisa.

Referências bibliográficas

- ALMEIDA, L. M.; COSTA, C. S. R.; MARINONI, L. **Manual de Coleta, Conservação, Montagem e Identificação de Insetos**. Holos Editora, 1998. 78p.
- CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2nd edition. Plymouth, 2001. 172 p.

DAVIS, A. J.; HOLLOWAY, J. D.; HUIJBREGTS, H.; KRIKKEN, J.; KIRK-SPRIGGS, A. H.; SUTTON, S. L. Dung Beetles as Indicators of Change in the Forests of Northern Borneo. **The Journal of Applied Ecology**, v. 38, p. 593-616, 2001.

GARDNER, T. A.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; BARLOW, J.; PERES, C. A. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, p. 883–893, 2008.

HALFFTER, G.; FAVILA, M. E. The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analyzing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscapes. **Biology International**, v. 27, p. 15–21, 1993.

HALFFTER, G.; MATTHEWS, E. G. The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae). **Folia Entomológica Mexicana**, v. 12-14, p: 1-312, 1966.

HANSKI, I. The dung insect community. In: HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. (Eds.) **Dung Beetle Ecology**. Princeton: Princeton University Press, 1991. p. 5-21.

HERNÁNDEZ, M. I. M.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. Seasonal and spatial species richness variation of dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae s. str.) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 53, p. 607-613, 2009.

TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBÖRGER, K.; WICHMANN, M. C.; SCHWAGER, M.; JELTSCH, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, v. 31, p. 79-92, 2004.

**RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DE FORMIGAS COMO INDICADORES DE
DEGRADAÇÃO AMBIENTAL NO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO
PERI, FLORIANÓPOLIS, SC**

**SAITO, Erica Naomi
HERBST, Dannieli Firme
FUENTES, Eduardo Vetromilla
TSUDA, Érika Tiemi
SALDANHA, Juliana Hammel
LOPES, Benedito Cortês**

Introdução

A expansão de atividades socioeconômicas tem sido o principal fator responsável por modificações na estrutura de ecossistemas naturais. A supressão de vegetações nativas pela necessidade de usos múltiplos do solo vem atingindo níveis alarmantes em escala global (PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006). Níveis diferenciados de degradação ambiental são resultantes de diferentes intervenções antrópicas, tais como desmatamentos para fins de ocupação urbana, plantações de espécies exóticas para produção de madeira, entre outros (REIS; ZAMBONIN; NAKAZONO, 1999). Planos de monitoramento ambiental vêm sendo desenvolvidos no sentido de detectar e prevenir a ocorrência de impactos sobre os ecossistemas naturais. A utilização de comunidades biológicas, tais como plantas e animais, tem sido largamente empregada para tais finalidades. Medidas de riqueza de espécies podem ser indicadoras da perda de diversidade e do empobrecimento estrutural de ecossistemas (ALONSO, 2000).

Dentre as comunidades de insetos, as formigas (Hymenoptera, Formicidae) vêm sendo apontadas como indicadoras de degradação ambiental, em virtude de sua elevada diversidade e capacidade de adaptação. A diversidade de funções e relações ecológicas desenvolvidas com outros organismos, além da facilidade de amostragem e identificação e da rápida resposta destes organismos às mudanças ambientais são algumas das características que permitem sua utilização como indicadores ambientais (ARCILA; LOZANO-ZAMBRANO, 2003).

Diferentes técnicas de amostragem têm sido empregadas na estimativa da riqueza de espécies de formigas em ambientes edáficos. Dentre elas, a captura através da utilização de iscas é frequentemente utilizada, e a composição e abundância de organismos atraídos dependem do tipo de alimento utilizado como isca. Nestes casos, a categoria mais frequente é a de formigas generalistas (onívoras), que representam parcela significativa dessa comunidade (BESTELMEYER et al., 2000).

Neste contexto, este trabalho visa comparar a riqueza e a composição de formigas em uma área degradada (ambiente exposto pela retirada de *Pinus elliottii*) e uma área de restinga conservada, analisando a utilidade desses parâmetros como indicadores de degradação ambiental no Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP), Florianópolis, SC.

Material e métodos

A amostragem ocorreu em dois transectos de 100 m cada, um em ambiente de restinga e outro na área adjacente de plantação de *Pinus elliottii* recentemente sujeita a desmatamento, apresentando solo exposto e grande quantidade de agulhas (folhas) e estróbios (parte reprodutiva) de *P. elliottii*. Para a coleta de formigas em cada ambiente amostrado foram colocadas 10 iscas de sardinha dispostas sobre papel higiênico na serrapilheira, distantes de 10 m entre si (Fig. 1).

O tempo de exposição das iscas foi de uma hora, tempo suficiente para as formigas de espécies diferentes descobrirem e se alimentarem dela (BESTELMEYER et al., 2000). Após este tempo, as iscas foram recolhidas juntamente com parte da serrapilheira, e dispostas em bandeja plástica para coleta de indivíduos por morfoespécie, e armazenamento das formigas em tubos plásticos com álcool a 70%. Os táxons foram identificados ao menor nível taxonômico possível, com o auxílio de microscópio estereoscópico e com base nas chaves do livro "Introducción a las hormigas de la Región Neotropical" de Fernández (2003).

A riqueza foi estimada pelo número de espécies por amostra. Foi calculada a frequência de ocorrência, bem como as curvas de rarefação, utilizando os métodos Jackknife1 e Jackknife2, para cada área amostrada. Foi realizada análise de agrupamento de amostras

utilizando-se o índice de Jaccard e o método de agrupamento UPGMA, a partir dos dados de presença e ausência. A diferença entre os agrupamentos formados foi verificada através da análise de similaridade (ANOSIM). Foi realizado um ordenamento das amostras através de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). Todas as análises estatísticas foram realizadas através do pacote PRIMER 6 (CLARKE; WARWICK, 2001).

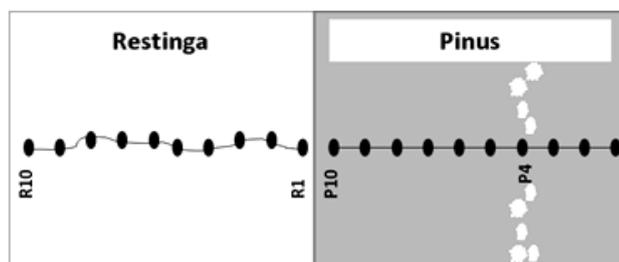


Figura 1. Esquema com o desenho amostral para coleta de formigas no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, mostrando 10 iscas na área de restinga (R1 a R10) e 10 iscas na área de pinus (P1 a P10), onde se encontra um remanescente de restinga em P4.

Resultados

Os indivíduos coletados pertencem a três subfamílias, totalizando 16 táxons, principalmente representados por Myrmicinae (10 spp.), seguida de Formicinae (4 spp.) e Ponerinae (2 spp.) (Tabela 1). Foram encontrados 15 táxons na área de restinga conservada. Apenas dois táxons foram encontrados na área de pinus cortado, sendo *Pheidole* sp.1 exclusiva deste ambiente (P4). *Pheidole* foi o gênero mais representativo (5 spp.). Os táxons mais frequentes na área preservada foram *Camponotus* sp.1, *Crematogaster* sp.2 e *Pheidole* sp.3 (40%), presentes em quatro amostras (Fig. 2).

Os índices de rarefação indicaram que a estimativa do número de espécies nos locais amostrados poderia ser maior do que a riqueza encontrada, na magnitude de duas a três vezes (Fig. 3).

A ANOSIM realizada considerando todas as amostras indicou que as áreas diferem significativamente entre si ($R=0,350$; $p=0,1\%$). Considerando que a maior parte dos táxons foi encontrada na área

preservada, nova análise de similaridade foi realizada considerando todas as estações que compartilharam pelo menos uma espécie entre si (Fig. 4).

Tabela 1. Táxons de formigas identificados nos ambientes de *Pinus elliottii* cortado e restinga conservada, no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

TÁXON Subfamília / Espécie	AMBIENTE	
	Pinus	Restinga
SUBFAMÍLIA FORMICINAE		
<i>Camponotus</i> aff. <i>rufipes</i>		×
<i>Camponotus</i> sp.1		×
<i>Camponotus</i> sp.2		×
SUBFAMÍLIA MYRMICINAE		
<i>Crematogaster</i> sp.1		×
<i>Crematogaster</i> sp.2		×
<i>Pheidole</i> sp.1	×	
<i>Pheidole</i> sp.2	×	×
<i>Pheidole</i> sp.3		×
<i>Pheidole</i> sp.4		×
<i>Pheidole</i> sp.5		×
<i>Solenopsis</i> sp.1		×
<i>Solenopsis</i> sp.2		×
<i>Wasmannia</i> sp.		×
SUBFAMÍLIA PONERINAE		
<i>Hypoponera</i> sp.1		×
<i>Hypoponera</i> sp.2		×

A análise de agrupamento revelou que a similaridade entre as amostras foi baixa (<50%), à exceção de R2 e R7, que compartilharam dois táxons (*Crematogaster* sp.2 e *Pheidole* sp.3), apresentando similaridade total entre si. A análise formou dois grupos que, de forma geral, representam o afastamento da área impactada. No entanto, a ANOSIM não indicou diferença significativa entre as mesmas (R=0,212, p=7,4%), provavelmente em função da similaridade total citada acima.

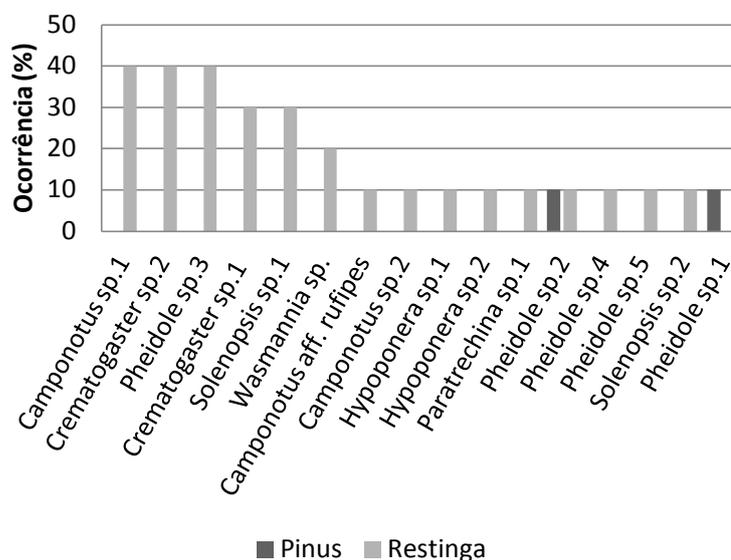


Figura 2. Frequência de ocorrência (%) de cada táxon de formiga, nos ambientes de *Pinus elliotii* cortado (P) e restinga conservada (R) do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

A ordenação por NMDS representou o distanciamento espacial entre as amostras, indicando a mudança gradativa das espécies à medida que as amostras vão se afastando da área de pinus cortado (Fig. 5).

Discussão

A análise apenas da diferença de riqueza de espécies de formigas entre as duas áreas analisadas já indica o empobrecimento ambiental da área de *P. elliotii*. Em áreas de florestas preservadas encontra-se uma ampla variedade de espécies de insetos, enquanto que em áreas impactadas ou utilizadas por monoculturas este cenário geralmente é diferente (LUTINSKI; GARCIA, 2005; DELABIE et al., 2006). Dessa forma, esperava-se menor riqueza no ambiente de pinus em relação à mata de restinga conservada. Embora isso tenha ocorrido, a presença de apenas duas espécies pertencentes a um único gênero

reflete um alto grau de empobrecimento ambiental. Vale ressaltar que a ocorrência dessas espécies se deu possivelmente devido à presença de um remanescente de mata de restinga no ponto quatro da área de pinus (P4) ou devido à proximidade do ponto dez (P10) ao fragmento de mata de restinga conservada.

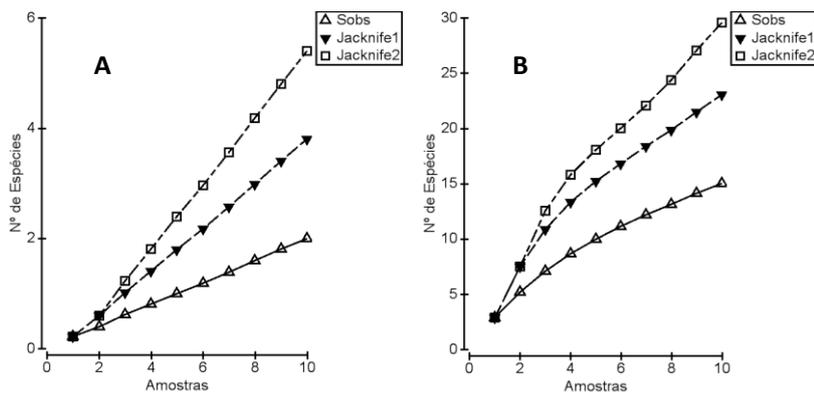


Figura 3. Estimativa de rarefação de espécies (Jackknife1 e Jackknife 2) para os ambientes de (A) Pinus cortado e (B) Restinga conservada do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. Sobs = nº de táxons observado.

As formigas coletadas neste estudo fazem parte dos gêneros considerados mais ricos no mundo, que são *Pheidole*, *Crematogaster* e *Camponotus* (WILSON, 1976). Além desses, outros gêneros considerados prevalentes em escala global também foram amostrados neste estudo: *Hypoponera* e *Solenopsis* (WILSON, 1976). Dentre os gêneros encontrados *Pheidole* foi o mais representativo, estando presente com cinco morfoespécies. A grande representatividade de formigas desse gênero está presente em vários levantamentos de mirmecofauna, já que *Pheidole* é um dos gêneros mais comuns da região Neotropical (FERNÁNDEZ, 2003). As duas únicas espécies encontradas no ambiente de pinus cortado pertenciam ao gênero em questão, reforçando a ampla capacidade de ocupar nichos diferentes mesmo em ambientes empobrecidos.

Camponotus possui adaptações ecológicas bastante amplas, apresentando grande número de espécies e grande distribuição geográfica (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990). Além disso, *Camponotus*

rufipes é característica de ambientes perturbados e abertos (LUTINSKI; GARCIA, 2005). Dessa forma, a ocorrência dessa espécie e do gênero *Camponotus* no ambiente considerado conservado indica que este ambiente também deve estar sofrendo perturbações (presenças de Trilhas, retirada de plantas, interferência da monocultura, entre outros). Em contrapartida, supõe-se que a ausência desse gênero, na área de *P. elliotii* cortada, indica que o nível de empobrecimento ambiental foi tão elevado que levou ao desaparecimento de espécies deste gênero na área.

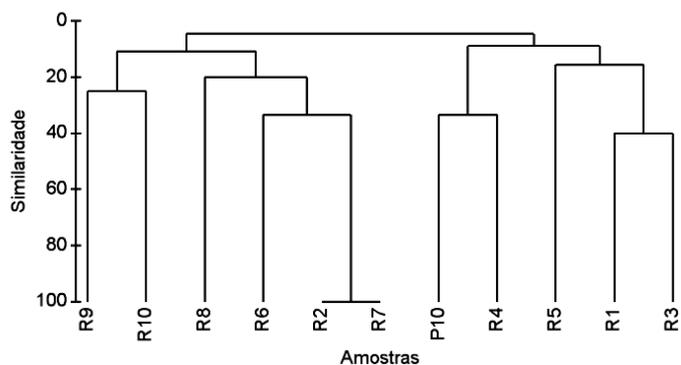


Figura 4. Análise de agrupamento das amostras com compartilhamento de espécies de formigas no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

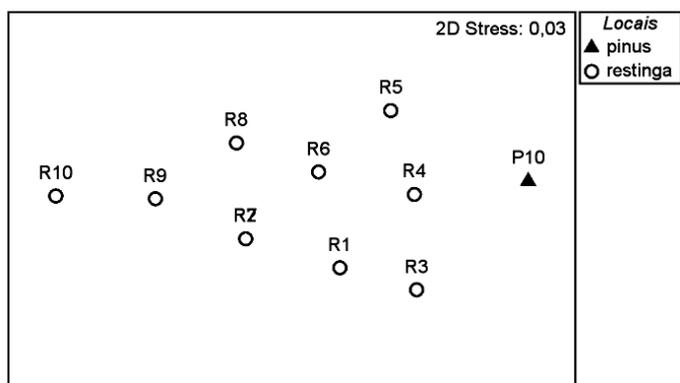


Figura 5. Ordenação NMDS das amostras com compartilhamento de espécies de formigas no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Todas as espécies coletadas no presente trabalho são onívoras, já que as espécies que costumam visitar iscas de sardinha são forrageadoras generalistas (SARMIENTO-M., 2003). Grupos especialistas, como por exemplo, as formigas cortadeiras ou as formigas de correição, devem ser estudados pelo uso de técnicas ou iscas apropriadas. Durante a retirada das iscas do ambiente, foi coletado parte do substrato junto com as iscas e o papel impermeável. Esta é uma importante medida, pois o óleo encontrado na isca de sardinha fica ao redor e abaixo do papel e atrai formigas menores e/ou menos agressivas, enquanto a isca em si, atrai mais formigas de comportamento dominante (SARMIENTO-M., 2003).

Com base nos dados discutidos, percebe-se que as áreas possuem riquezas distintas e que as perturbações ambientais afetam a fauna de formigas. Estes são organismos de fácil coleta e que permitem rápida obtenção de resultados e inferências a respeito de áreas com certo grau de degradação ambiental.

Agradecimentos

À direção do PMLP e seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante nossa pesquisa.

Referências bibliográficas

ALONSO, L. E. Ants as indicators of diversity In: AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. (Eds.). **Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution Press, 2000. p. 80–88.

ARCILA, A. M.; LOZANO-ZAMBRANO, F. H. Hormigas como herramienta para la bioindicación y el monitoreo. In: FERNÁNDEZ, F. (Ed.). **Introducción a las hormigas de la región Neotropical**. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2003. p. 159-166.

BESTELMEYER, B. T.; AGOSTI, D.; ALONSO, L. E.; BRANDÃO, C. R. F.; BROWN JR., W. L.; DELABIE, J. H. C.; SILVESTRE, R. Field techniques for the study of ground-dwelling ants. In: AGOSTI, D.; MAJER, J.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. (Eds.). **Ants. Standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution Press, 2000. p. 122-144.

CLARKE, K .R.; WARWICK, R. M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2nd edition. Plymouth, 2001. 172 p.

DELABIE, J. H. C.; PAIM, V. R. L.; NASCIMENTO, E. C.; CAMPIOLO, S.; MARIANO, C. dos S. F. As formigas como indicadores biológicos do impacto humano em manguezais da costa sudeste da Bahia. **Neotropical Entomology**, v. 35, n. 5, p. 602-615, 2006.

FERNÁNDEZ, F. **Introducción a las hormigas de la Región Neotropical**. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2003. 398 p.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. **The ants**. Belknap: Harvard University Press, 1990. 732 p.

LUTINSKI, J. A.; GARCIA, F. R. M. Análise faunística de Formicidae (Hymenoptera: Apocrita) em ecossistema degradado no município de Chapecó, Santa Catarina. **Biotemas**, v. 18, n. 2, p. 73-86, 2005.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, A. S.; BARROS, C. S. Vivendo em um Mundo em Pedacos: Efeitos da Fragmentação Florestal sobre Comunidades e Populações Animais. In: ROCHA, C. F.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. (Eds.). **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos: RIMA, 2006. p. 231-260

REIS, A.; ZAMBONIN, R. M.; NAKAZONO, E. M. **Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal**. Série Cadernos da Biosfera 14. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica / Governo do Estado de São Paulo, 1999. 42 p.

SARMIENTO, C. E. 2003. Metodologías de captura y estudio de las hormigas. In: FERNÁNDEZ, F. (Ed.) **Introducción a las hormigas de la Región Neotropical**. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2003. p. 201-210.

WILSON, E. O. Which are the most prevalent ant genera? **Studia Entomologica**, v. 19, p. 187–200, 1976.

ECOSSISTEMAS DE ÁGUAS CONTINENTAIS

**VARIAÇÃO DIÁRIA E ESPACIAL DO FLUXO DE CO₂ NA INTERFACE
ÁGUA-ATMOSFERA DE UMA LAGOA OLIGOTRÓFICA SUBTROPICAL
(LAGOA DO PERI, SC).**

**HESSEL, Mônica
PALUDO, Giovani Festa
SOUZA, Julia Nunes de
TOMAZI, Aline Luiza
MAROTTA, Humberto**

Introdução

O dióxido de carbono (CO₂) é um gás produzido pela respiração e fixado pela produção primária, sendo naturalmente presente na atmosfera. Além disso, as emissões de carbono inorgânico à atmosfera vêm sendo aumentadas em escala global devido às atividades antrópicas. O CO₂ é um reconhecido gás que intensifica o aquecimento global por efeito estufa, consequência de sua propriedade de absorver calor na atmosfera (ROYER; BERNER; PARK, 2007).

Lagos e lagoas são destinos comuns aos aportes advindos de vastas áreas na bacia de drenagem. Essa característica pode favorecer o aporte de carbono tanto orgânico quanto inorgânico nesses ecossistemas. Nesse sentido, é o balanço entre a contribuição alóctone, a exportação a outros ecossistemas ou atmosfera, a produção e a fixação autóctones de carbono que determina a pressão parcial de dióxido de carbono ($p\text{CO}_2$) nas águas lacustres (COLE et al., 2007). O balanço entre a liberação de CO₂ pela respiração e a apreensão deste gás pela fotossíntese, denominado metabolismo aquático, pode influenciar fortemente as concentrações e o subsequente fluxo do gás dos lagos à atmosfera, (COLE et al., 2000). Os lagos podem apresentar um alto dinamismo de importantes recursos e condições à atividade biológica, tais como disponibilidade de luz solar e de substratos orgânicos, concentrações de nutrientes, temperatura, salinidade e pH - o que pode tornar altamente variáveis os fluxos de CO₂ na interface água-atmosfera (MAROTTA et al. 2010a; MAROTTA et al. 2010b). Considerando o balanço entre esses processos, o metabolismo aquático autotrófico é caracterizado por taxas de produção primária superiores às taxas de respiração, tendendo a apresentar, portanto,

baixa saturação de CO₂ e, conseqüentemente, sequestro desse gás em relação à atmosfera. Por outro lado, o metabolismo aquático heterotrófico se caracteriza por taxas de respiração mais elevadas do que as taxas de produção primária, tendendo a apresentar maior saturação de CO₂ e liberação desse gás à atmosfera. Esse balanço pode variar fortemente ao longo da oscilação diária da taxa de incidência luminosa (MAROTTA; PAIVA; PETRUCIO, 2009).

Nesse contexto, o objetivo do presente estudo é avaliar a dinâmica diurna e a variação espacial do fluxo de CO₂ na interface água-atmosfera na Lagoa do Peri. A hipótese do trabalho é de que o fluxo de CO₂ para a atmosfera tende a diminuir próximo ao meio-dia, quando se espera maior incidência solar à produção primária. Já em escala espacial, espera-se que regiões com maior adensamento de macrófitas emersas - mais ricas em substratos orgânicos não fixados no meio aquático à respiração, devem apresentar maior liberação de CO₂ do que em áreas abertas.

Material e métodos

A lagoa do Peri é um ecossistema subtropical costeiro oligotrófico e apresenta, em sua zona pelágica, alternância entre regiões com adensamento de macrófitas aquáticas emersas e regiões marginais abertas. Nesse contexto, foram avaliadas duas áreas distintas na porção nordeste da lagoa, adjacentes à Trilha do Saquinho: o primeiro ponto localiza-se próximo à praia - área de lazer, com características mais abertas, maior mistura e fluxo d'água, e o segundo ponto localiza-se em uma área mais remota, onde é encontrado um banco de macrófitas da espécie *Scirpus californicus* (Cyperaceae) - região de águas mais calmas e turvas.

Coleta de dados

Para a coleta de dados, os pontos amostrais (área com e sem macrófitas) foram monitorados ao longo de 12h em cinco momentos diferentes, respeitando um intervalo de no mínimo uma 1h30 entre cada coleta (9h45, 11h45, 15h10, 16h40, 20h). Os locais foram amostrados alternadamente, sendo o ponto sem macrófitas o primeiro a ser coletado em cada período. Utilizou-se uma distância de

aproximadamente 30 m da margem. O fluxo de dióxido de carbono na interface água-atmosfera foi determinado através de uma câmara em circuito fechado com analisador de CO₂. O referido aparelho fornece medidas a cada intervalo de 30 segundos, sendo considerada a fase linear ao longo de aproximadamente 20 minutos. Outras medidas ambientais aferidas *in situ* foram: oxigênio dissolvido e temperatura da água com auxílio de uma sonda multiparâmetros. O pH de cada amostra foi medido logo após a coleta, através do “titulação potenciométrica de Gran” (CARMOUZE, 1994), utilizando H₂SO₄ 0,01N como agente titulante.

Análise dos dados

Com objetivo de comparar o fluxo de dióxido de carbono na interface água-atmosfera entre as áreas com presença e ausência de macrófitas, aplicou-se o teste T pareado, utilizando o nível de significância de 0,05. Paralelamente, foi calculado o coeficiente de correlação de Pearson a fim de verificar a relação entre as taxas de fluxo de dióxido de carbono e de saturação de oxigênio (O₂), utilizando-se um nível de significância de 0,005.

Resultados e discussão

O fluxo de CO₂ na interface água-atmosfera apresentou sensíveis diferenças entre as áreas com e sem macrófitas (teste T pareado, GL = 8, $p < 0,01$). Enquanto a área com macrófitas apresentou emissão média líquida de CO₂ à atmosfera (1,09 mmol m⁻² d⁻¹ e $n = 5$), a área sem macrófitas apresentou apreensão líquida de CO₂ atmosférico (-0,458 mmol m⁻² d⁻¹) durante o período diurno estudado. No transcorrer do dia, as taxas de fluxo de CO₂ também variaram em ambas as estações (Fig. 1), apresentando, na área com macrófitas, emissão de CO₂ à atmosfera durante todo o monitoramento. Já a estação sem macrófitas manteve taxas negativas de fluxo de CO₂ na interface água-atmosfera durante o período amostrado, ou seja, indicando uma persistência no seqüestro do carbono.

Em relação à variação diurna de cada estação, foi observado um aumento na captura de CO₂ da atmosfera até a medição das 11h na área sem macrófitas, quando, possivelmente, a fotossíntese alcançava

seus níveis máximos, em congruência à maior incidência solar do dia (Fig. 1). Após, constatou-se uma diminuição no sequestro de CO₂, indicando o início da queda da atividade fotossintética dos produtores primários, com a diminuição da radiação solar, corroborando a primeira hipótese deste trabalho. No entanto, a estação com macrófitas não apresentou este padrão de variação diurna, não confirmando esta hipótese, possivelmente pela maior participação da respiração dos substratos orgânicos, processo que independe da disponibilidade de luz solar.

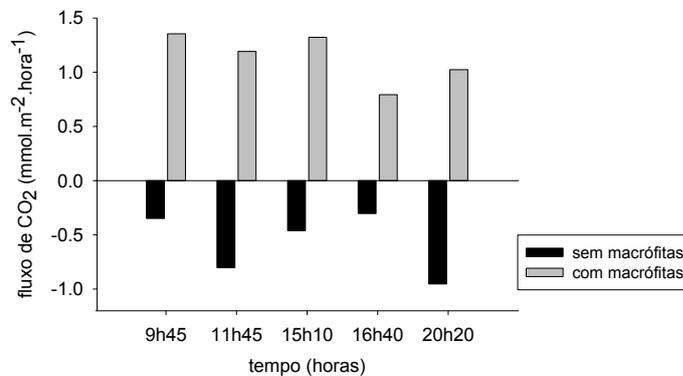


Figura 1. Fluxo de CO₂ na interface água-atmosfera nas estações com e sem macrófitas aquáticas emersas na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Em sistemas costeiros, locais protegidos e com profundidades baixas tendem a favorecer a produção de macrófitas (NEUE et al. 1997; ROONEY; KALFF; HABEL, 2003). Nesse sentido, as águas da Lagoa do Peri próximas à região com macrófitas e com características de menor fluxo d'água poderiam apresentar maior disponibilidade de matéria orgânica não fixada pela produção primária submersa, seja pela lixiviação terrestre ou pela entrada direta de biomassa das macrófitas aquáticas emersas que fixam CO₂ diretamente da atmosfera (MAROTTA et al. 2010a). A degradação da biomassa morta das macrófitas aquáticas emersas contribui para intensificar a atividade heterotrófica na coluna d'água (KUEHN; SUBERKROPP, 1998).

Os resultados de outro gás biológico envolvido no metabolismo aquático, o oxigênio, confirmou os dados obtidos para o fluxo de gás carbônico (Fig. 2). A estação com macrófitas apresentou menor

saturação de O₂ do que a sem macrófitas, provavelmente devido a um balanço heterotrófico mais intenso, justificado pela presença desta vegetação. Nesse sentido, a correlação significativa negativa entre o fluxo de CO₂ na interface água-atmosfera e a saturação de O₂ (Pearson $r^2 = -0.89$; $p = 0,005$) sugeriu que o balanço biológico entre a respiração e a fotossíntese poderia explicar o fluxo de CO₂ na interface água-atmosfera na Lagoa do Peri.

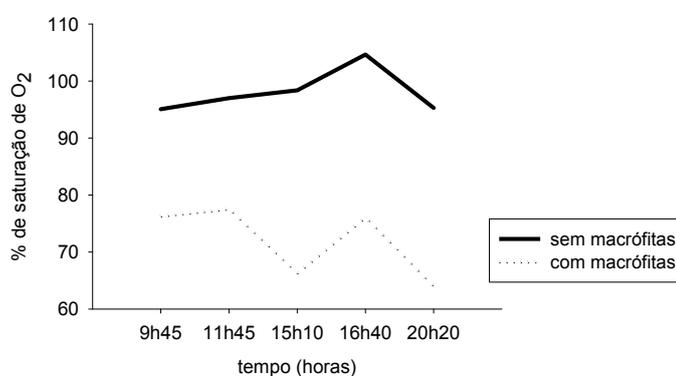


Figura 2. Curva de saturação de oxigênio em diferentes horário no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

É possível inferir, a partir dos resultados obtidos, que a função de lagos e lagoas como fonte de CO₂ não é estático tanto no que se refere à variação temporal quanto à dinâmica espacial, particularidade já constatada anteriormente (MAROTTA et al, 2010b). Além disso, os níveis mais elevados de $p\text{CO}_2$ encontrados na área com macrófitas emersas confirma que o potencial destas de aumentar as concentrações do gás na água devido sua característica de incorporar CO₂ diretamente da atmosfera, disponibilizando o carbono acumulado em biomassa durante o processo de decomposição após sua morte (KUEHN; SUBERKROPP, 1998). Apesar disso, ainda há uma escassez de trabalhos que avaliem o importante papel das macrófitas aquáticas emersas sobre o metabolismo desses ecossistemas, considerando o acúmulo de carbono por esses organismos vegetais.

Portanto, confirmou-se parcialmente a primeira hipótese no presente estudo, uma vez que as tendências de variação de dióxido de

carbono ao longo do dia foi constatada, embora a estação com macrófitas não tenha apresentado menor fluxo de CO₂ próximo ao meio-dia. A segunda hipótese, por sua vez, foi confirmada, pois a estação com macrófitas apresentou sensivelmente mais pCO₂ do que a sem vegetação aquática. Os nossos resultados na lagoa do Peri sugerem que lagos subtropicais podem apresentar elevada heterogeneidade tanto ao longo do ciclo diário quanto na escala espacial intra-lagunar, um importante componente do ciclo do carbono nestes ecossistemas.

Agradecimentos

Os alunos agradecem aos funcionários do Parque Municipal da Lagoa do Peri, à FLORAM e à Prof^a Dr^a Malva Isabel Medina Hernández por todo apoio prestado.

Referências bibliográficas

- CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. São Paulo: FAPESP, 1994. 253 p.
- COLE, J. J.; PACE, M. L.; CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F. Persistence of net heterotrophy in lakes during nutrient addition and food web manipulations. **Limnology and Oceanography**, v. 45, p. 1718-1730, 2000.
- COLE, J. J.; PRAIRIE, Y. T.; CARACO, N. F.; MCDOWELL, W. H.; TRANVIK, L. J.; STRIEGL, R. G.; DUARTE, C. M.; KORTELAINEN, P.; DOWNING, J. A.; MIDDELBURG, J.; MELACK, J. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. **Ecosystems**, v. 10, p. 171-184, 2007.
- KUEHN, K.A.; SUBERKROPP, K. Diel fluctuations in rates of CO₂ evolution from standing dead leaf litter of the emergent macrophyte *Juncus effusus*. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 14, p. 171-182, 1998.
- MAROTTA, H.; DUARTE, C. M.; MEIRELLES-PEREIRA, F.; BENTO, L.; ESTEVES, F. A.; ENRICH-PRAST, E A. Long-term variability of CO₂ in two shallow tropical lakes experiencing episodic eutrophication and acidification events. **Ecosystems**, v. 13, p. 382–392, 2010a

MAROTTA, H.; DUARTE, C. M.; PINHO, L.; ENRICH-PRAST, A. Rainfall leads to increased pCO₂ in Brazilian coastal lakes. **Biogeosciences**, v. 7, p. 1607-1614, 2010b.

MAROTTA, H.; PAIVA, L. T.; PETRUCIO, M. M. Changes in thermal and oxygen stratification pattern coupled to persistence of CO₂ outgassing in shallow lakes of the surroundings of Atlantic Tropical Forest, Brazil. **Limnology**, v. 10, p. 195-202, 2009.

NEUE, H. U.; GAUNT, J. L.; WANG, Z. P.; BECKERHEIDMANN, P.; QUIJANO, C. Carbon in tropical wetlands. **Geoderma**, v. 79, p. 163-185, 1997.

ROONEY, N.; KALFF, J., HABEL, C. The role of submerged macrophyte beds in phosphorus and sediment accumulation in Lake Memphremagog, Quebec, Canada. **Limnology and Oceanography**, v. 48, p. 1927-1937, 2003.

ROYER, D. L.; BERNER, R. A.; PARK, J. Climate sensitivity constrained by CO₂ concentrations over the past 420 million years. **Nature**, v. 446, p. 530-532, 2007.

O EFEITO DO ACRÉSCIMO DE NUTRIENTES SOBRE A CONCENTRAÇÃO DE DIÓXIDO DE CARBONO NA ÁGUA DA LAGOA DO PERI

SCHULZE, Beatriz
ALVES, Rubana Palhares
MELLO, Anna Jacinta Machado
BEZAMAT, Carolina
STICCA, Sarah Carvalho
MAROTTA, Humberto

Introdução

O ciclo do carbono se destaca dentre os diferentes ciclos biogeoquímicos pela sua complexidade e abrangência, englobando todos os aspectos da Limnologia, desde produção primária, passando por cadeias alimentares, até fenômenos de sucessão biológica em todos os ecossistemas. Dentre os processos relacionados a ciclagem do carbono nos sistemas aquáticos e terrestres, vale destacar as reações assimilativas (e.g. fotossíntese e quimiossíntese) e desassimilativas (e.g. respiração e outros processos de decomposição de matéria orgânica) de carbono na fotossíntese e na respiração (RICKLEFS, 2003). Por ser um gás diretamente envolvido nas atividades biológicas, o gás carbônico (CO_2) é considerado como o parâmetro mais conveniente para a caracterização do balanço entre a produção primária e a respiração, denominado metabolismo aquático (CARMOUZE, 1994).

Nos ecossistemas aquáticos, o carbono inorgânico pode ocorrer em três formas principais: carbono inorgânico "livre" ($\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{CO}_3$), íons bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}). Estas formas estão fundamentalmente relacionadas com o pH do meio. Na maioria das águas naturais, quando o pH é ácido, há uma maior proporção de moléculas de CO_2 livre (H_2CO_3), e quando o pH é alcalino, há uma proporção maior de bicarbonato e/ou carbonato ($\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{H}_2\text{CO}_3 \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{HCO}_3^- \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{CO}_3^{2-}$). Assim, podemos estimar a proporção de CO_2 presente na água através da medição dos valores de pH. A pressão parcial de CO_2 ($p\text{CO}_2$) indica a maior entrada ou evasão de CO_2 à atmosfera, uma vez que seus valores podem estar, respectivamente, abaixo ou acima ao equilíbrio atmosférico, estimado em $380 \mu\text{atm}$

Vários fatores interferem na assimilação de carbono pelos ecossistemas aquáticos, dentre eles, pode-se destacar nutrientes,

principalmente o nitrogênio (N) e o fósforo (P). O N é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos principalmente devido à participação na formação de proteínas (ESTEVEZ, 1998). Enquanto o P, participa do armazenamento de energia, na forma de ATP, e na estruturação da membrana celular, compondo os fosfolipídios (ESTEVEZ, 1998). No entanto, o excessivo aporte de nutrientes pelas atividades humanas na bacia de drenagem (especialmente agropecuária e lançamento de esgotos) resulta comumente na degradação ecológica dos ecossistemas aquáticos e em sérios problemas de saúde pública pela contaminação das águas (SCHINDLER, 2006).

Neste contexto, o objetivo do presente estudo foi avaliar o efeito do acréscimo de nutrientes sobre a $p\text{CO}_2$ na água superficial da Lagoa do Peri em curto prazo no período diurno. A hipótese é de que o enriquecimento da água com N e P reduz a $p\text{CO}_2$, possivelmente devido ao potencial favorecimento da produção primária.

Material e métodos

O experimento foi realizado na Lagoa do Peri, classificada como “lagoa suspensa” por se encontrar a aproximadamente três metros acima do nível do mar (POLI et al., 1978). É uma lagoa de água doce considerada oligotrófica em relação ao nitrogênio, que mantém contato permanente com o mar através de um canal de despejo (Rio Sangradouro) com fluxo unidirecional lagoa → mar.

Coleta de dados

Para avaliação do efeito do aumento de nutrientes (N e P) na água foi conduzido um experimento de curto prazo em microcosmos representados por quatro bacias, nas quais foram acondicionados cinco litros de água coletados a 20 metros da margem da Lagoa do Peri, diretamente nas bacias. Durante a coleta foram tomados cuidados no sentido de não permitir perturbações na água que pudessem alterar a composição dos gases presentes. A água foi coletada às 11 horas, sendo que as bacias permaneceram na margem da lagoa para que o experimento sofresse similares variações ambientais (chuva, luminosidade, vento, etc.). Duas bacias foram consideradas controles

do experimento, permanecendo sem adição de nutrientes, enquanto as outras duas receberam o tratamento, enriquecimento simultâneo de N ($200\mu\text{M}$ como $\text{NH}_4\text{Cl}+\text{NaNO}_3$) e P ($30\mu\text{M}$ como $\text{KH}_2\text{PO}_4+\text{KHPO}_4$) (Fig. 1).

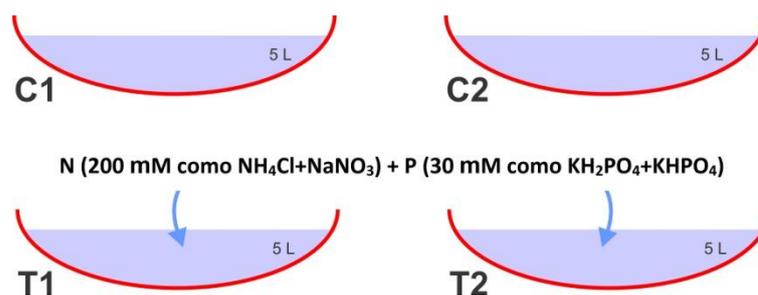


Figura 1. Representação do desenho experimental nos microcosmos: 4 bacias contendo 5 litros de água cada, sendo: duas controle (C1 e C2) e duas submetidas ao tratamento de enriquecimento simultâneo dos nutrientes N e P (T1 e T2).

Após 3:00 e 3:30 horas de incubação, foi retirada uma amostra de 50mL de cada bacia para determinar as concentrações de CO_2 pelo método do pH-alcalinidade. Os valores foram posteriormente corrigidos para $p\text{CO}_2$ considerando a salinidade e temperatura como descrito por COLE et al., 1994 (CARMOUZE, 1994).

Resultados e discussão

A comparação da $p\text{CO}_2$ do controle com a do tratamento mostra que o enriquecimento da água com nutrientes resultou na redução de $p\text{CO}_2$ após o curto período de 30 minutos e uma hora, respectivamente de 19,2% e 16,9% (Tabela 1).

Essa redução da $p\text{CO}_2$ de curto prazo observada após o acréscimo de nutrientes confirmou nossa hipótese. O acréscimo de nutrientes pode influenciar a concentração de CO_2 em lagos, havendo o maior favorecimento da remoção de CO_2 por seres autotróficos, que sobressai ao incremento pela produção líquida de CO_2 na respiração, explicando assim, a relação inversa entre concentração de nutrientes e

a $p\text{CO}_2$ (MAROTTA et al., 2010), relação observada no presente experimento.

Tabela 1. Medidas de pH e $p\text{CO}_2$ (μatm) nos microcosmos controles e tratamentos na coluna de água da Lagoa do Peri, nos dois momentos de amostragens (14:00 e 14:30 horas) e a comparação da pressão parcial de CO_2 encontrada na água com a atmosférica (em %).

	Hora do Dia	pH	$p\text{CO}_2$ (μatm)	$p\text{CO}_2$ (%) acima do atmosférico*
Controle 1	14:00	5,1	29635,0	78,0
Tratamento 1	14:00	5,7	5681,3	15,0
Controle 2	14:30	5,8	10493,0	27,6
Tratamento 2	14:30	6,5	1769,5	4,7

* Número de vezes acima do $p\text{CO}_2$ estimado na atmosfera (380 μatm ; IPCC, 2007).

O enriquecimento da água também exerce efeito direto no comportamento emissor/ sequestrador de gás carbônico em relação à atmosfera. As amostras, 30 minutos após o seu enriquecimento, apresentaram uma $p\text{CO}_2$ 15,0% maior que a atmosfera e, após uma hora, de 4,7%, diferindo consideravelmente das $p\text{CO}_2$ apresentadas pelos controles nos dois momentos de 78,0% e 27,6%, respectivamente. Assim, o acréscimo de nutrientes na água reduziu a emissão de CO_2 para a atmosfera, no entanto, devemos observar este tipo de resultado com muita cautela. Este trata-se de um experimento extremamente limitado pelo reduzido tempo, pelas poucas variáveis analisadas e por avaliar somente um compartimento da lagoa (o pelágico), no entanto, cabe ressaltar as relevantes interpretações do elevado dinamismo observado na coluna d'água frente a alteração na disponibilidade de recursos.

Como conclusão, os resultados obtidos permitem inferir que o acréscimo de nutrientes nas águas lacustres pode resultar em substanciais redução de curto prazo no CO_2 , possivelmente refletindo importantes mudanças rápidas na comunidade biológica e no fluxo de energia do ecossistema.

Agradecimentos

Somos gratos aos funcionários do Parque Municipal da Lagoa do Peri, à FLORAM e à Prof^a. Dr^a. Malva Isabel Medina Hernández.

Referências bibliográficas

- CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. São Paulo: Editora Edgard Blücher / FAPESP, 1994. 255 p.
- COLE, J. J.; CARACO, N. F.; KLING, G. W.; KRATZ, E T. K. Carbon-dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. **Science**, v. 265, p. 1568-1570, 1994.
- ESTEVES, F. A. Lagoas costeiras: origem, funcionamento e possibilidades de manejo. In. ESTEVES, F. A. (Ed.). **Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1998, p. 63-87.
- MAROTTA, H.; DUARTE, C. M.; MEIRELLES-PEREIRA, F.; BENTO, L.; ESTEVES, F. A.; ENRICH-PRAST, A. Long-term CO₂ variability in two shallow tropical lakes experiencing episodic eutrophication and acidification events. **Ecosystems**, v. 13, p. 382–392, 2010.
- POLI, C. R.; SNIZEK, F. N.; LAGO, P. A. **Levantamento técnico da fauna aquática da Lagoa do Peri**. Relatório Técnico preliminar. Florianópolis: IPUF/UFSC, 1978. 67p.
- RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 5^a Ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S. A., 2003. 503p.
- SCHINDLER, D. W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. **Limnology and Oceanography**, v. 51, p. 356-363, 2006.

O EFEITO DA EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL SOBRE A PRODUÇÃO PRIMÁRIA FITOPLANCTÔNICA DA LAGOA DO PERI, FLORIANÓPOLIS, SC

SALDANHA, Juliana Hammel

HERBST, Dannieli

FUENTES, Eduardo Vetromilla

SAITO, Erica Naomi

TSUDA, Érika Tiemi

FONTES, Maria Luiza

Introdução

Lagoas costeiras são corpos d'água amplamente distribuídos ao longo de regiões costeiras do território nacional brasileiro, sendo de grande importância econômica devido à multiplicidade de usos, tais como abastecimento público de água, descarga de efluentes urbanos, aquicultura, além da importância ecológica em função das altas taxas de produtividade observadas nesses ecossistemas (ESTEVEZ et al., 2008).

O aumento da quantidade de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) em lagoas costeiras, tanto de forma natural como artificial, pode acarretar em "eutrofização", processo em que o ecossistema se torna mais produtivo pelo estímulo ao desenvolvimento de organismos responsáveis pela produção primária, especialmente o fitoplâncton (DODDS, 2002). Conseqüentemente, esse aumento dos nutrientes frequentemente altera processos físicos, químicos e biológicos do ambiente aquático (BUOLO; SULLIVAN; ZIMBA, 2008). Concentração de nutrientes, biomassa fitoplanctônica e transparência da água são algumas das variáveis que definem o estado trófico em lagoas costeiras, as quais podem ser classificadas como oligotróficas, mesotróficas ou eutróficas (HENNEMANN; PETRUCIO, 2010).

A produção primária de um ecossistema aquático é medida pela quantidade de matéria orgânica obtida através da fotossíntese ou quimiossíntese, somada às perdas em função dos processos de morte, herbivoria e parasitismo. A produção primária bruta ou real é o aumento da biomassa somado a todas as formas de perda ocorridas em função do tempo, enquanto que a produção primária líquida ou aparente é estimada pela produtividade bruta menos as perdas,

atribuídas principalmente a energia gasta na respiração. Dessa forma, o consumo de oxigênio pode ser utilizado como forma de estimar as taxas de respiração e fotossíntese, resultando na estimativa da produção primária nesses ecossistemas (ESTEVEZ, 1998).

Alguns fatores influenciam na produção primária em ambientes aquáticos: radiação solar (taxa de fotossíntese e profundidade da zona eufótica); temperatura (fisiologia dos organismos e distribuição de nutrientes na zona eufótica – diferenças de densidade); e disponibilidade de nutrientes (ESTEVEZ, 1998).

As comunidades fitoplanctônicas podem indicar processos de eutrofização, pois o crescimento destes organismos está diretamente relacionado com a concentração de nutrientes no meio. Da mesma forma, estes organismos são de grande importância nos processos de transferência de energia aos demais níveis da cadeia trófica. Experimentos de manipulação da concentração de nutrientes e de estimativa da produção primária em lagoas são fundamentais para o conhecimento dos efeitos do processo de eutrofização sobre o funcionamento desses ambientes (HENNEMANN, 2010).

Este trabalho objetivou avaliar o efeito do enriquecimento de nutrientes (fósforo e nitrogênio) sobre a taxa de produção primária na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, verificando se a eutrofização artificial pode resultar em aumento da produtividade neste sistema.

Material e métodos

O experimento (7/10/11) foi realizado na margem Nordeste da lagoa, em local próximo ao Centro de Visitantes, dentro de recipientes plásticos (microcosmos) de 5 L abertos e incubados sob luz natural do ambiente durante um período entre 10:50 h às 14:50 h, totalizando quatro horas. As coletas de água foram realizadas na região litorânea da lagoa (distância da margem \approx 20 m), com réplica, sendo duas para controle e duas para o tratamento ($n = 4$). A água foi coletada na superfície, evitando a formação de bolhas. Os tratamentos foram realizados através da adição de nitrato (acréscimo de 200 μ M na forma de $\text{NaNO}_3 + \text{NH}_4^+$) e adição de fosfato (acréscimo de 30 μ M, na forma de NaH_2PO_4), seguida de cuidadosa homogeneização da solução. Dentro dos microcosmos foram incubadas duas garrafas de DBO de 100 mL claras e escuras (cobertas com papel alumínio), destinados à

determinação das taxas de respiração e produção de oxigênio, segundo o método de Winkler de acordo com Grasshoff et al. (1983), onde as garrafas claras possibilitam a estimativa da taxa de produção de oxigênio pela atividade fotossintética (produção primária líquida), enquanto as escuras possibilitam estimar a taxa de respiração fitoplanctônica (sem penetração de luz) (CARMOUZE, 1994).

Em cada réplica, a produção primária líquida (PPL) foi medida através da diferença entre a concentração de oxigênio nas garrafas claras e a concentração inicial do experimento. A respiração (R) foi estimada através da diferença entre a concentração de oxigênio das amostras das garrafas escuras e a concentração inicial. Ambas consideraram o tempo de incubação do experimento (GRASSHOFF et al., 1983). A produção primária bruta (PPB) foi obtida a partir da soma da produção líquida e da respiração. A taxa de produção primária foi estimada em $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

Os dados coletados foram analisados de forma descritiva, através de gráfico da variação de oxigênio entre os microcosmos (tratamentos e controle).

Resultados e discussão

De acordo com os resultados obtidos, a eutrofização artificial não promoveu alterações significativas sobre a PPL na Lagoa do Peri. A PPL do tratamento com adição de nutrientes mostrou-se semelhante ao controle (valores negativos), com médias de $-0,154 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ no tratamento e de $-0,117 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ no controle. Os valores negativos de PPL indicam consumo de O_2 nas garrafas claras, onde eram esperadas maiores taxas de fotossíntese (produção de O_2). Também foi observada pouca variação em relação à produção primária bruta, com PPB média de $0,063 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ no tratamento com adição de nutrientes e de $0,018 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ no controle. Quanto à respiração nas garrafas escuras, observa-se que a média do tratamento ($-0,216 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$) foi cerca de duas vezes maior que a do controle ($-0,135 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

Os resultados encontrados podem ser atribuídos às condições de luminosidade no dia do experimento, considerando que a produtividade primária depende principalmente da disponibilidade de luz, além dos nutrientes (WETZEL, 1990). Durante o experimento

observou-se baixa insolação, devido às condições meteorológicas (céu nublado, com precipitação).

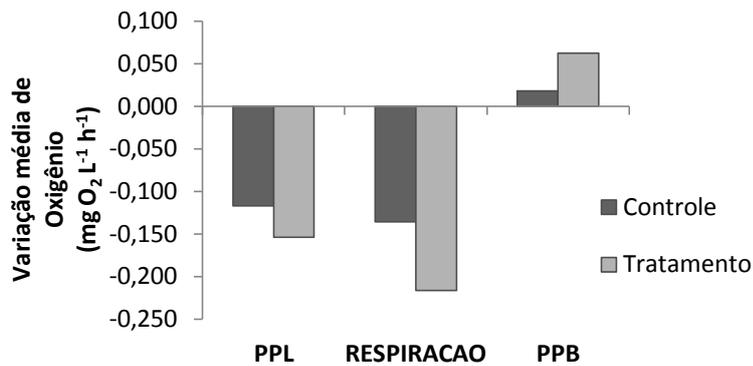


Figura 1. Estimativas de produção primária líquida, respiração e produção primária bruta nos microcosmos controle e tratamento com adição de nutrientes inorgânicos dissolvidos na Lagoa do Peri.

Outros fatores podem estar relacionados, tais como o grau de trofia do ambiente. Em lagoas oligotróficas, a comunidade fitoplanctônica tende a apresentar composição de espécies com características fisiológicas que permitem maior adaptação à baixa concentração de nutrientes. Nessas condições, o aumento da fotossíntese como resposta do fitoplâncton à eutrofização costuma ser mais lento que o aumento da respiração por parte de bactérias heterotróficas.

Estudo realizado por Hennemann e Petrucio (2010) na Lagoa do Peri demonstrou que o aumento do fósforo por si só não foi capaz de promover aumento nos valores de clorofila-a. Ao contrário, este aporte produziu resultados negativos sobre a produção fitoplanctônica em algumas réplicas do experimento, também realizado em microcosmos. Considerando que a Lagoa do Peri apresenta condições oligotróficas com relação à disponibilidade de nutrientes (HENNEMANN; PETRUCIO, 2011), o presente estudo sugere que a comunidade bacteriana pode apresentar vantagem competitiva em relação ao fitoplâncton, no que se refere ao consumo de nutrientes, especialmente em condições de baixa luminosidade. Dessa forma, as taxas negativas de produção

primária encontradas podem ser resultantes de um predomínio da atividade heterotrófica neste local.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao professor Humberto Marotta pelo auxílio e críticas ao trabalho, e à direção do Parque Municipal da Lagoa do Peri e seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante o estudo.

Referências bibliográficas

- BUCOLO, P.; SULLIVAN, M. J.; ZIMBA, P. V. Effects of nutrient enrichment on primary production and biomass of sediment microalgae in a subtropical seagrass bed. **Journal of Phycology**, v. 44, p. 874–881, 2008.
- CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. São Paulo: Editora Edgard Blücher / FAPESP, 1994. 255 p.
- DODDS, W. K. **Freshwater ecology: concepts and environmental applications**. London: Academic Press, 2002.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos da Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciências, 1998. 602 p.
- ESTEVES, F. A.; CALIMAN, A.; SANTANGELO, J. M.; GUARIENTO, R. D.; FARJALLA, V. F.; BOZELLI, R. L. Neotropical coastal lagoons: an appraisal of their biodiversity, functionings, threats and conservation management. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 967–981, 2008.
- GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M.; KREMILING, K. **Methods of Seawater Analysis**. 2^ªedition. Weinheim: Willey-VCH, 1983. 419 p.
- HENNEMANN, M. C. **Dinâmica da qualidade da água em uma lagoa costeira: o caso peculiar da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Brasil**. Dissertação de mestrado em Ecologia. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2010.
- HENNEMANN, M. C.; PETRUCIO, M. M. Seasonal phytoplankton response to increased temperature and phosphorus inputs in a freshwater coastal lagoon, Southern Brazil: a microcosm bioassay. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, p. 295-304, 2010.

HENNEMANN, M. C.; PETRUCIO, M. M. Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 181, n. 1-4. p. 347-361, 2010.

WETZEL, R. G. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. Baldi Memorial Lecture. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 25, p. 6-24, 1990.

EFEITO DA PROFUNDIDADE SOBRE A ALTURA E NÚMERO DE INDIVÍDUOS DA POPULAÇÃO DE *Schoenoplectus californicus*, NO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, FLORIANÓPOLIS, SC

**HERBST, Danniele
FUENTES, Eduardo Vetromilla
SAITO, Erica Naomi
TSUDA, Érika Tsuda
SALDANHA, Juliana Hammel
SORIANO-SIERRA, Eduardo Juan**

Introdução

As macrófitas aquáticas são importantes componentes dos ecossistemas aquáticos, podendo contribuir de maneira significativa para a produtividade primária e para a regulação do metabolismo destes ecossistemas (THOMAS; ESTEVES, 1986).

Segundo Irgang e Gastal-Junior (1996), as macrófitas aquáticas são vegetais visíveis a olho nu, cujas partes fotossintetizantes ativas estão permanentemente submersas ou flutuantes, tanto em água doce quanto salobra. Sua participação na produção orgânica de um lago varia muito, dependendo da morfologia, da disponibilidade de nutrientes, entre outros fatores. Margalef (1983) aponta que a contribuição da vegetação de macrófitas aquáticas é muito importante e complexa, atuando nos ciclos de matérias, reciclando nutrientes extraídos pelas raízes do sedimento.

Devido a sua heterogeneidade filogenética e taxonômica, as comunidades de macrófitas aquáticas são classificadas quanto ao seu biótipo, o qual procura refletir principalmente o grau de adaptação ao meio aquático, organizando-os em grupos ecológicos (ESTEVES, 1998). As comunidades de macrófitas aquáticas são de extrema importância, uma vez que influenciam a química da água, atuam como substrato para algas, sustentam as cadeias de herbivoria e de detritos e funcionam como compartimentos estocadores de nutrientes (NOGUEIRA; ESTEVES, 1990).

A vegetação aquática da Lagoa do Peri é formada por diversas espécies herbáceas flutuantes, fixas ou não ao fundo lagunar. A vegetação mais abundante presente entre as macrófitas é de indivíduos de *Schoenoplectus californicus* que tem sua maior densidade

na faixa litorânea intermediária da Lagoa do Peri. Esta espécie também apresenta, em geral, as maiores alturas, além de um padrão médio para o mesmo, pois nessa região é onde se apresentam as melhores condições para o seu desenvolvimento, principalmente com relação à radiação solar (SORIANO-SIERRA; BERLINCK, 1999).

O acúmulo de biomassa e de energia associada à estrutura morfológica desta comunidade representa a abertura de muitos nichos, sendo que a determinação de biomassa é essencial, uma vez que possibilita avaliar o estoque de nutrientes que estas plantas representam, ou inferir sobre o fluxo de energia no ambiente em estudo (NOGUEIRA; ESTEVES, 1990).

Neste sentido, o presente estudo objetivou investigar o efeito da profundidade sobre a altura e número de indivíduos da população de Peri (*Schoenoplectus californicus*), no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. Buscamos testar a hipótese de que quanto mais submersas, maior é o investimento das macrófitas em altura do que em número de indivíduos.

Material e métodos

Coleta de dados

Três transectos foram demarcados a partir da margem da lagoa, tendo como origens as coordenadas: Transecto 1: 27°43'20,7"S – 48°30'30,9"W; Transecto 2: 27°43'18,3"S – 48°30'31,6"W; Transecto 3: 27°43'16,0"S – 48°30'31,9"W.

A espécie em estudo, *Schoenoplectus californicus* (C.A.Mey.) Soják (Peri), é uma ciperácea dominante no banco de vegetação ribeirinha (Fig. 1). Nas áreas permanentemente inundadas, ocorre secundariamente *Typha domingensis* Pers. e *Nymphoides indica* Kuntze. Também foram encontrados quatro exemplares de *Annona palustris* L.. Da parte terrestre até onde o solo permanece saturado em água, *Schoenoplectus californicus* se torna cada vez mais rara até desaparecer totalmente. Nesta faixa, a espécie dominante passa a ser *Brachiaria humidicola* (Rendle) Schweick, sendo também observadas manchas densas de *Cladium mariscus* (L.) Pohl.

As amostragens foram realizadas a partir de três transectos delimitados a uma distância de 75 m entre si. Tais transectos foram

traçados desde a borda da lagoa (microfalésias) até o último indivíduo de Peri emergente. A partir do comprimento de cada transecto, eram marcados três pontos, sendo esses localizados a 25%, 50% e 75% do transecto (Fig. 2).



Figura 1. *Schoenoplectus californicus* (C.A.Mey.) Soják (Peri), espécie dominante da macrófita aquática da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. (Foto: Eduardo Juan Soriano-Sierra).

Em cada ponto de amostragem, foram coletados todos os indivíduos (ramets) de Peri dentro de duas parcelas de 25 × 25 cm, sendo estas parcelas localizadas a dois metros à direita e dois metros à esquerda. Medidas de profundidade e pH foram verificados em cada ponto, e as coordenadas geográficas foram marcadas na borda de cada transecto.

O material coletado foi medido quanto à altura do indivíduo vivo, peso fresco e seco do material vivo (biomassa) e morto (necromassa), e também foi verificada a presença de herbivoria e partes reprodutivas.

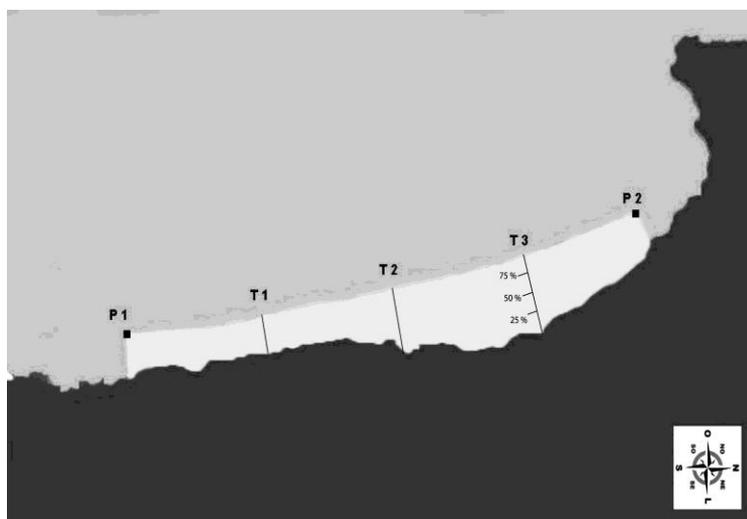


Figura 2. Delimitação do banco de *Schoenoplectus californicus* localizado na porção nordeste da Lagoa do Peri. P1 e P2 correspondem aos limites do banco; T1, T2 e T3 indicam os transectos e 25%, 50% e 75% representam as parcelas 1, 2 e 3, respectivamente. Fonte: CERETO et al., 2010.

Análise de dados

Os dados coletados foram analisados através de estatística descritiva. Para verificar o efeito da submersão da macrófita sobre o investimento em altura, biomassa e número de indivíduos foi utilizada ANOVA one-way e regressão linear simples, através do programa STATISTICA 7 (STATSOFT, 2004).

Resultados e discussão

De acordo com os dados amostrados, a máxima profundidade encontrada dentre as parcelas foi de 1,19 m, com média de 0,90 m. Para Berlinck e Soriano-Sierra (1999), a distribuição da vegetação ribeirinha típica da Lagoa do Peri, apresenta-se muito ampla, estando presente desde ambientes continentais, próximo à linha d'água, até profundidades acima de 100 cm.

Tabela 1. Variação média da profundidade, distância da margem, densidade, peso fresco e peso seco vivo, peso fresco morto, biomassa e comprimento de ramets de *Schoenoplectus californicus* entre as diferentes parcelas e transectos, na Lagoa do Peri, SC..

Parâmetros	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3
Profundidade (cm)	61,0 ± 7,0	95,3 ± 16,7	105,3 ± 26,3
Distância da margem (m)	7,0 ± 1,7	16,7 ± 3,8	26,3 ± 7,1
Densidade (ramets m⁻²)			
Transecto 1	120	48	96
Transecto 2	136	32	24
Transecto 3	144	48	48
Peso fresco vivo (g m⁻²)			
Transecto 1	672,6	502,6	2000,9
Transecto 2	2032,2	127,2	646,4
Transecto 3	1072,9	493,7	476,6
Peso seco vivo (g m⁻²)			
Transecto 1	122,3	81,0	311,0
Transecto 2	390,5	14,7	111,5
Transecto 3	409,5	168,4	144,3
Peso fresco morto (g m⁻²)			
Transecto 1	1164,2	519,3	799,6
Transecto 2	1568,2	185,2	676,9
Transecto 3	3427,1	334,9	1087
Biomassa ramets⁻¹ (g m⁻²)			
Transecto 1	44,8	38,7	333,5
Transecto 2	119,5	11,6	161,6
Transecto 3	119,2	61,7	158,9
Comprimento ramets⁻¹ (cm)			
Transecto 1	58,5	85,3	109,6
Transecto 2	126,8	79	184,7
Transecto 3	116,6	176,7	199,8

A densidade de ramets por metro quadrado foi maior nas parcelas próximas a borda, conforme pode ser observado na Fig. 3A. A partir da ANOVA, observamos que os valores de densidade em relação à profundidade diferem-se significativamente ($F_{(2,6)} = 13,66$; $p = 0,0058$), corroborando a hipótese de que a densidade diminui de acordo com o aumento da profundidade. Segundo NEMAR (1999), a espécie *S.*

californicus tem sua maior densidade na faixa litorânea intermediária da lagoa do Peri onde também apresenta, em geral, as maiores alturas, além de um padrão médio para o mesmo, pois nessa região é onde se apresentam as melhores condições para o seu desenvolvimento, principalmente com relação à radiação solar. No estudo feito por Berlinck e Soriano-Sierra (1999) na Lagoa do Peri, a espécie *S. californicus* foi dominante neste ambiente, tanto na ocupação de espaço quanto em densidade.

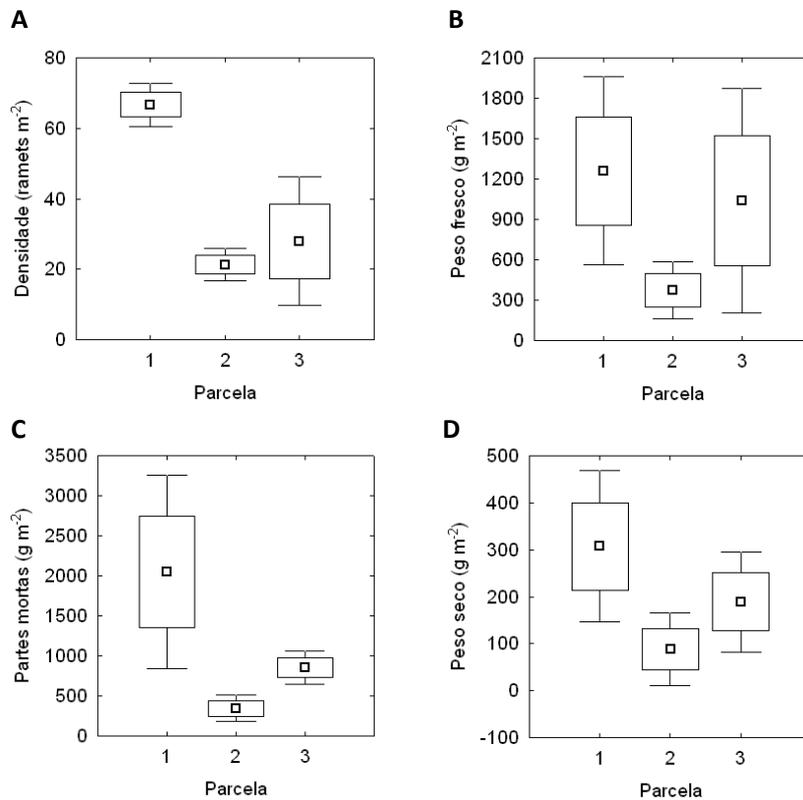


Figura 3. Variação da densidade média (A), peso fresco médio ou biomassa (B), peso das partes mortas ou necromassa (C) e peso seco vivo (D), em três parcelas na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. □, média; caixa, média ± erro padrão; barras, média ± desvio padrão.

Em relação à biomassa e necromassa, as parcelas próximas da margem apresentaram maior valor em relação às demais, havendo uma tendência de diminuição do peso a medida que aumenta a profundidade, mas a diferença não foi significativa (biomassa: $F_{(2,6)}=1,95$; $p = 0,2224$ e necromassa: $F_{(2,6)}=4,52$; $p = 0,0635$). Os gráficos com os valores de biomassa e necromassa podem ser observados nas Figs. 3B e 3C, respectivamente. O peso seco apresentou o mesmo padrão, de maior valor nas parcelas próximas a margem, mas não apresentou tendência de diminuição a medida que aumenta a profundidade. Sendo assim, a diferença não foi significativa (biomassa seca (g m^{-2}): $F_{(2,6)} = 2.5138$; $p = 0,1611$). O gráfico que representa este resultado encontra-se na Fig. 3D.

A partir do comprimento dos indivíduos coletados, pode-se notar uma tendência de aumento em direção ao interior da lagoa, porém estes valores não diferem significativamente ($F_{(2,6)}= 1,54$; $p = 0,2878$). A biomassa por ramet apresenta a mesma tendência ($F_{(2,6)}=6,14$; $p = 0,0353$). Essas duas análises estão ilustradas nas Figs. 4A e 4B.

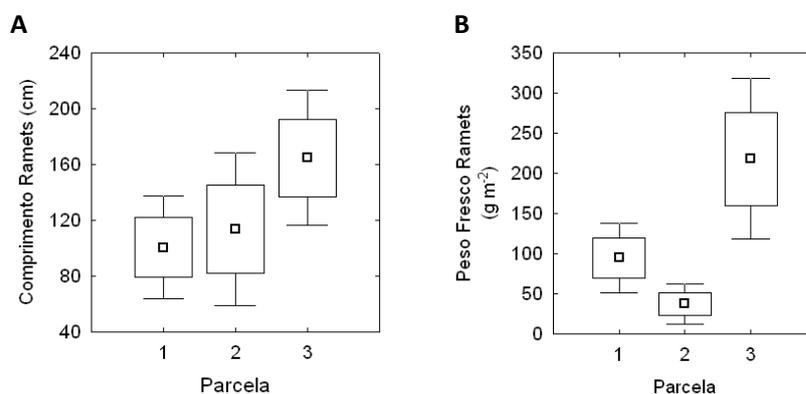


Figura 4. Variação do comprimento médio por ramet de *Schoenoplectus californicus* (A) e peso fresco médio por ramet (B) em três parcelas na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. □, média; caixa, média \pm erro padrão; barras, média \pm desvio padrão

Quanto à altura média da vegetação típica observa-se que na faixa intermediária os indivíduos apresentam maior porte (195,27 cm),

sendo seguido pela faixa mais interna à lagoa (163,95 cm) e, posteriormente pela faixa distal (145,44 cm) (BERLINCK; SORIANO-SIERRA, 1999).

A partir da análise de regressão linear é possível observar que o comprimento dos ramets é diretamente proporcional à distância da margem e a profundidade (Figs. 5A e 5B), ou seja, os indivíduos que estão mais no interior na lagoa são maiores em altura do que aqueles encontrados próximo à margem (distância da margem: $r^2 = 0,1247$; $r = 0,3532$; $p = 0,0008$; $y = 76,4835 + 2,8841x$ e profundidade: $r^2 = 0,1875$; $r = 0,4330$; $p = 0,00003$; $y = 14,0158 + 0,3105x$).

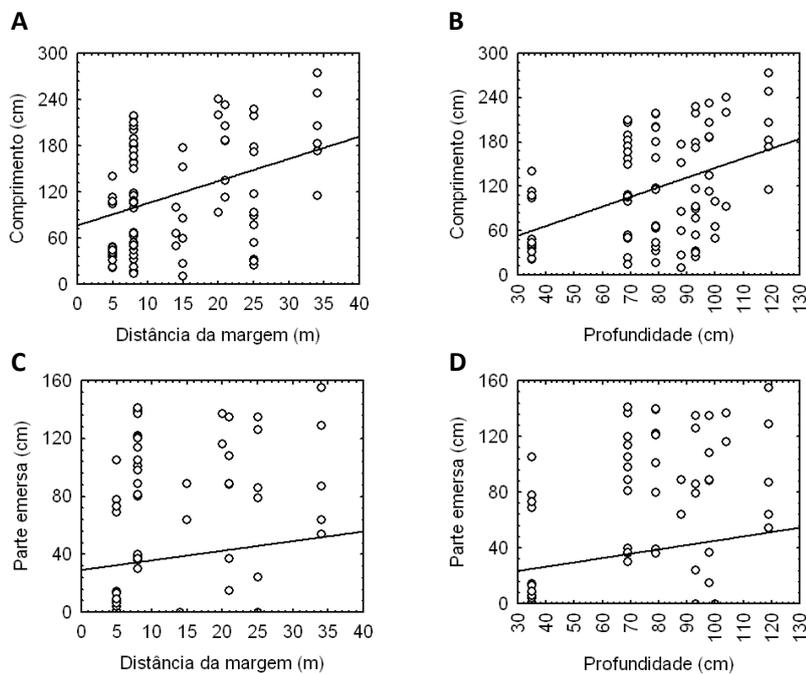


Figura 5. Variação do comprimento do ramet de *Schoenoplectus californicus* em função da distância da margem (A) e em função da profundidade (B) e variação da parte emersa do ramet em função da distância da margem (C) e em função da profundidade (D) na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Em relação ao comprimento da parte emersa dos ramets, a regressão linear não confirmou associação entre o aumento deste com

a distância da margem e a profundidade (distância da margem: $r^2 = 0,0080$; $r = 0,0896$; $p = 0,4094$; $y = 29,0903 + 0,6634x$ e profundidade: $r^2 = 0,0128$; $r = 0,1131$; $p = 0,2970$; $y = 14,0158 + 0,3105x$), assim, esta população apresentou um padrão no tamanho da parte emersa, independentemente da localização (Figs. 5C e 5D).

A partir dessas análises foi possível concluir que os indivíduos desta espécie aumentam em comprimento em função do aumento da profundidade, corroborando a hipótese da pesquisa.

Referências bibliográficas

BERLINCK, C. N.; SORIANO-SIERRA, E. J. Comunidade vegetal ribeirinha e fauna associada da Lagoa do Peri. Cap. 7. In: NEMAR (Ed.). **Diagnostico ambiental visando um programa de monitoramento da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, SC**. Programa Institucional de Estudo de Sistemas Costeiros, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1999.

CERETO, C. E.; AUED, A. W.; COSTA, L. A. R.; DORIA, J. G.; MENEZES, B. S.; DALTRINI, C. N.; SORIANO-SIERRA, E. J. Variação temporal da população de Peri (*Scirpus californicus*), no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis-SC. In: DORIA, J. G.; GIANUCA, N.; HERNÁNDEZ, M. I. M. (Orgs.) **Ecologia de Campo no Parque Municipal da Lagoa do Peri**. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2011, p. 133-137.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência. 1998. 602 p.

IRGANG, B. E.; GASTAL-JUNIOR, C. V. S. **Macrófitas aquáticas da planície costeira do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Edição dos Autores, 1996. 290 p.

MARGALEF, R. **Limnología**. Barcelona: Omega, 1983.

NEMAR. Núcleo de Estudos do Mar. **Diagnostico ambiental visando um programa de monitoramento da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, SC**. Vol. I e II. Programa Institucional de Estudo de Sistemas Costeiros, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1999. 286 p.

NOGUEIRA, F.; ESTEVES, F. A. Variação temporal da biomassa de duas espécies de macrófitas aquáticas em uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu (SP). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 3, n. 2, p. 617-632, 1990.

SORIANO-SIERRA, E. J.; BERLINCK, C. N. Efeito da submersão sobre a vegetação ribeirinha da Lagoa do Peri (Ilha de Santa Catarina, SC) – Cap. 12. In: NEMAR (Ed.). **Diagnostico ambiental visando um programa de monitoramento da**

Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, SC. Programa Institucional de Estudo de Sistemas Costeiros, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1999

STATSOFT. STATISTICA (data analysis software system), version 7.0. Tulsa: Stat Soft Inc., 2004

THOMAS, S. M.; ESTEVES, F. A. Valores energéticos da biomassa de algumas espécies de macrófitas aquáticas tropicais. **Ciência e Cultura**, v. 38, n. 10, p. 1691-1695, 1986.

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS NA
LAGOA DO PERI: INFLUÊNCIA DA COMPLEXIDADE DO SUBSTRATO E
DISTÂNCIA DO RECURSO DE HÁBITAT**

BUELONI, Fernanda Soares

NAKAMURA, Elaine Mitie

BAPTISTA, Itamê Karpinski

GERZSON, Natália Dozza

SILVA, Pedro Giovani da

SIEGLOCH, Ana Emilia

Introdução

Diversos fatores podem influenciar conjuntamente na diversidade de espécies em uma comunidade, tais como a distância do recurso de hábitat e a complexidade estrutural do hábitat (MORMUL et al., 2011). Existem evidências que a diversidade aumenta conforme a heterogeneidade de hábitat, devido a um maior número de hábitats e/ou nichos disponíveis (MORMUL et al., 2011). Em relação a ecossistemas aquáticos, estudos que compreendem a ecologia de comunidades de invertebrados aquáticos se destacam em relação aos demais grupos (SILVA, 2010). O grupo é reconhecidamente importante para esses ecossistemas, sendo conectores fundamentais dos diferentes níveis tróficos existentes em corpos d'água (COSTA, 2006), participando do fluxo de energia e da ciclagem de nutrientes (ABÍLIO et al., 2007), além de serem usados como bioindicadores da qualidade da água.

Um conjunto de variáveis ambientais, tais como o tipo de substrato, as características químicas da água e as condições de hábitat, podem influenciar localmente a estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos (SILVA, 2010). Além disso, acredita-se que macrófitas aquáticas desempenhem papel fundamental na diversidade de invertebrados, de acordo com a complexidade de hábitat provida pelas mesmas (JEFFRIES, 1993; McABENDROTH et al., 2005; MORMUL et al., 2011). Esses vegetais representam, em ambientes lênticos, uma fonte de invertebrados para outros hábitats (SAKUMA, 2008), assim os hábitats mais próximos aos bancos de macrófitas poderiam hipoteticamente ter maior diversidade (MORMUL et al., 2011). As raízes das macrófitas aquáticas fornecem refúgio de predadores e

alimento para diferentes invertebrados aquáticos (COSTA, 2006). Assim, em ambientes aquáticos onde há maior heterogeneidade espacial – relacionada a parâmetros como macrófitas e tipo de substrato – é possível encontrar uma maior riqueza e abundância de espécies (HEINO; MUOTKA; PAAVOLA, 2003).

A distância de um recurso de hábitat é também um determinante na comunidade de invertebrados aquáticos, pois influencia a dispersão da fauna (MORMUL et al., 2011). Uma possível razão para isso é que quanto mais próximo um hábitat está de um recurso de hábitat, maior a imigração. Em contraste, mesmo que hábitats mais complexos estejam longe de recursos de hábitat, eles podem suportar alta diversidade de espécies simplesmente por oferecerem proteção, alimento, hábitat e espaço de nicho (MORMUL et al., 2011).

Considerando o contexto apresentado, as perguntas de pesquisa são: i) A complexidade (heterogeneidade) do substrato influencia a riqueza e composição da comunidade de invertebrados aquáticos?; e ii) Existe um gradiente positivo de riqueza em relação a distância do substrato homogêneo em direção ao mais heterogêneo?

As hipóteses testadas foram: i) Existe maior riqueza no substrato de maior complexidade, no caso, o banco de macrófitas; e ii) quanto maior a distância dos bancos de macrófitas, isto é, do recurso de hábitat, menor a riqueza encontrada e mais dissimilar é a comunidade.

Material e métodos

Coleta de dados

As coletas foram realizadas em duas áreas localizadas na margem leste da Lagoa do Peri, a primeira área (Área 1) situada ao norte da sede do Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP) e a segunda (Área 2) ao sul da sede, após o riacho Sangradouro. Em cada área foram selecionados três locais distintos para coleta, onde estava presente a macrófita *Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey.) Soják, conhecida como “peri” ou “piri”. Escolheu-se esta espécie de macrófita para o estudo pois, na faixa marginal da Lagoa, é a mais abundante (SAKUMA, 2008). *Schoenoplectus californicus* pertence à família

Cyperaceae, e apresenta indivíduos com caule triangular ou cilíndrico (SAKUMA, 2008).

Em cada ponto de coleta foram coletadas três amostras em determinadas distâncias: a primeira, na região marginal da lagoa, onde há maior concentração de macrófitas aquáticas; a segunda, a cinco metros de distância da primeira amostra em direção ao centro da lagoa; a terceira, a 10 metros de distância da primeira amostra em direção ao centro da lagoa. Cada ponto amostral ficou distante 20 metros entre si (Fig. 1).

Para a coleta dos macroinvertebrados aquáticos foi utilizado um amostrador de *Surber*, com malha de 0,25 mm e área de 361 cm². Em cada ponto, foi coletado o substrato referente ao tamanho da área do amostrador de *Surber*. Em laboratório as amostras foram triadas com auxílio de bandejas e pissetes, com um esforço padrão de 15 minutos de procura pelos organismos por amostra. A fauna foi depositada em frascos, fixada em álcool 70% e os invertebrados foram contados e identificados no menor nível taxonômico possível sob lupa, com auxílio de manuais de identificação de Domínguez e Fernández (2009) e Mugnai, Nessimian e Baptista (2010).

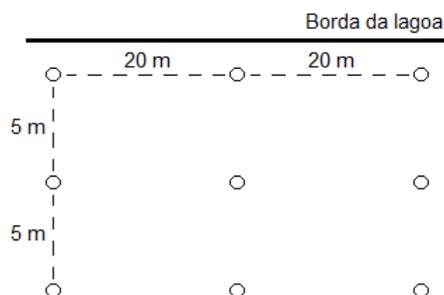


Figura 1. Esquema do delineamento amostral utilizado para a amostragem dos invertebrados aquáticos na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC

A matéria orgânica grossa retida no amostrador em cada amostra foi seca em estufa por 5 h a 50°C. Além disso, em cada ponto de coleta foi medida a profundidade (três vezes, a fim de se obter uma profundidade média do ponto) com auxílio de uma trena. A condutividade, o oxigênio dissolvido e a temperatura da água foram mensurados por uma sonda multiparâmetros da marca YSI.

Análise dos dados

Para testar as hipóteses foram realizadas análises de similaridade Bray-Curtis e Distância Euclidiana com posterior agrupamento, utilizando o método de UPGMA: a primeira com os grupos taxonômicos e outra com os dados ambientais de cada ponto, seguidas do teste SIMPROF para avaliar a significância estatística dos grupos. Os dados de abundância foram transformados por $\log(x+1)$ e os dados ambientais foram padronizados. Foi realizado também uma correlação de matrizes de similaridade de variáveis ambientais e abundância de grupos taxonômicos pela análise BIOENV no programa PRIMER 6 Beta.

Para analisar a riqueza entre o substrato heterogêneo e homogêneo e em relação às distâncias do banco de macrófitas, as amostras coletadas nas mesmas distâncias em cada área foram somadas e construídas curvas de rarefação para cada distância (5m e 10m distante do banco de macrófitas), sendo comparadas na menor abundância, onde as sobreposições dos intervalos de confiança não refletem diferenças na diversidade. As curvas foram construídas com o auxílio do programa PAST 2.02.

Para analisar a diferença na quantidade de material vegetal particulado grosso entre as distâncias amostradas das duas áreas, foi realizado o teste ANOVA (um critério) no programa STATISTICA 7.0.

Resultados e discussão

No total foram identificados nove táxons de invertebrados aquáticos: Tanaidacea (n=334), Chironomidae (n=141), Oligochaeta (n=77), Paleomonidae (n=3), Chaoboridae (n=2), Hydracarina (n=2), Baetidae (n=1), Ceratopogonidae (n=1), Turbellaria (n=1).

Estudos prévios na área mostraram que Tanaidacea e Chironomidae são os táxons de maior representatividade na Lagoa do Peri, o que corrobora com os resultados encontrados (SILVA, 2010). Era esperado que os substratos mais heterogêneos possuíssem maior riqueza e abundância devido à maior disponibilidade de recursos, e portanto, de nichos disponíveis (MORMUL et al., 2011). Para avaliar a heterogeneidade do substrato foram coletados alguns parâmetros do substrato e variáveis da água (Tabela 2).

Tabela 1. Abundância dos táxons de macroinvertebrados aquáticos encontrados na Lagoa do Peri, Florianópolis – SC. Onde: 0 m: coleta realizada no banco de macrófita, 5 m: coleta realizada a 5 m do banco de macrófita, 10 m: coleta realizada a 10 m do banco de macrófita

Táxons	Área 1			Área 2			Total
	0 m	5 m	10 m	0 m	5 m	10 m	
Tanaidacea	25	81	74	30	47	77	334
Chironomidae	20	35	18	7	22	39	141
Oligochaeta	9	6	2	0	28	32	77
Paleomonidae	0	0	0	3	0	0	3
Chaoboridae	0	0	1	1	0	0	2
Hydracarina	0	2	0	0	0	0	2
Baetidae	0	1	0	0	0	0	1
Ceratopogonidae	1	0	0	0	0	0	1
Turbellaria	0	0	0	1	0	0	1
Número de indivíduos	55	125	95	42	97	148	562
Número de táxons	4	5	4	5	3	3	9

A fim de analisar a relação da abundância e composição taxonômica da comunidade de invertebrados com a heterogeneidade do substrato e com a distância do substrato homogêneo ao banco de macrófita, foram realizadas análises de similaridade com posterior agrupamento e teste SIMPROF (Fig. 2). A análise mostrou a formação de dois grupos: um formado pela amostra do substrato heterogêneo (banco de macrófita) da área 2 e um segundo grupo formado pelas demais amostras, ou seja a análise evidenciou tendência de segregação das amostras conforme o tipo de substrato. No entanto, essa tendência não foi confirmada pela análise de similaridade (ANOSIM) que mostrou uma estrutura de comunidade similar entre macrófitas e areia (Global R = 0,25, $p = 0,2$) e entre as diferentes distâncias do substrato homeogeneo (areia) à fonte de recursos de hábitat (Global R = -0,16, $p = 0,8$).

Tabela 2. Média (M) e desvio padrão (DP) dos parâmetros ambientais mensurados no banco de macrófitas (0 m), a 5 m de distância do banco e 10 m de distância, nas duas áreas de estudo situada na margem leste da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil. Temp.: temperatura; O₂: Oxigênio; Cond.: condutividade; Profund.: profundidade; MVG: matéria vegetal grossa;

Variáveis	Área 1			Área 2		
	0 m	5 m	10 m	0 m	5 m	10 m
	M (± DP)	M (± DP)	M (± DP)	M (± DP)	M (± DP)	M (± DP)
Temp. (°C)	21,6 (± 0,1)	21,6 (± 0,1)	21,6 (± 0,1)	21,7 (± 0,6)	21,9 (± 0,1)	21,9 (± 0,1)
O ₂ (mg L ⁻¹)	8,6 (± 0,3)	8,3 (± 0,6)	7,6 (± 1,0)	8,7 (± 0,5)	8,8 (± 0,5)	9,0 (± 0,2)
Cond. (µs)	62,9 (± 2,4)	62,3 (± 1,1)	249,1 (± 324, 6)	61,5 (± 0,0)	61,4 (± 0,1)	61,5 (± 0,1)
Profund. (cm)	30,5 (± 4,5)	50,1 (± 8,9)	63,2 (± 10,2)	28,3 (± 8,3)	54,2 (± 15,9)	59,6 (± 17,0)
MVG (g)	29,2 (± 16,2)	11,3 (± 18,8)	1,5 (± 1,6)	40,8 (± 31,5)	0	0

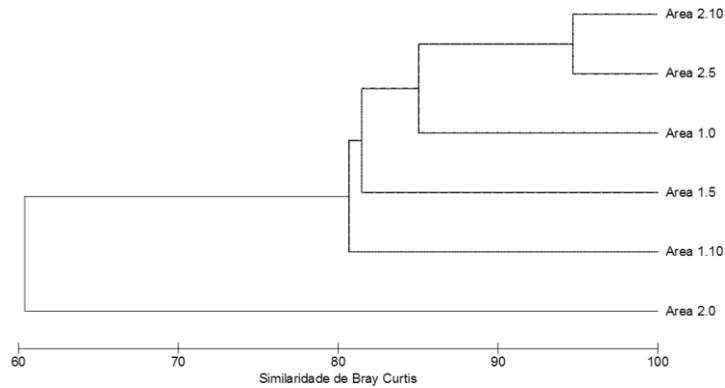


Figura 2. Dendrograma das amostras de invertebrados aquáticos da Lagoa do Peri, utilizando similaridade de Bray-Curtis. A=Ponto 1, B=Ponto 2, C=Ponto 3 (Área 1), D=Ponto 4, E=Ponto 5, F=Ponto 6 (Área 2); 0: coleta realizada no banco de macrófita, 5: coleta realizada a 5 m do banco de macrófita, 10: coleta realizada a 10 m do banco de macrófita

Resultado similar foi encontrado para os parâmetros ambientais. A análise de similaridade e agrupamento evidenciou a formação apenas de um grande grupo, mostrando que não houve variação significativa dos parâmetros ambientais entre as diferentes amostras (Fig. 3).

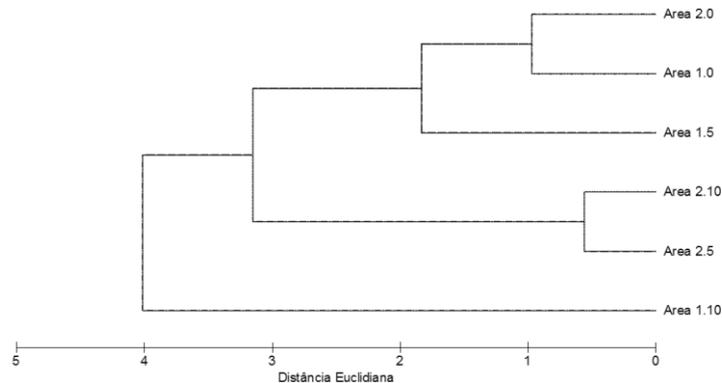


Figura 3. Dendrograma das amostras das variáveis ambientais da Lagoa do Peri, utilizando a distância euclidiana. A=Ponto 1, B=Ponto 2, C=Ponto 3 (Área 1), D=Ponto 4, E=Ponto 5, F=Ponto 6 (Área 2); 0: coleta realizada no banco de macrófita, 5: coleta realizada a 5 m do banco de macrófita, 10: coleta realizada a 10 m do banco de macrófita

Em seguida, a relação entre as variáveis ambientais e a estrutura da comunidade foram analisadas usando a rotina BIOENV que demonstrou que não existe uma correlação significativa entre as matrizes de similaridade dos parâmetros abióticos e da comunidade ($R = 0,389$; $p = 0,26$). Apesar da falta de significância estatística, as variáveis que mais diferiram entre as amostras foram profundidade e matéria orgânica grossa e provavelmente poderiam interferir na distribuição da fauna.

É possível inferir que a composição das comunidades é bem similar entre os tipos de substrato na região marginal da Lagoa. Isso pode estar relacionado a ocorrência de uma fauna com distribuição ampla e que não apresenta preferência a um tipo específico de substrato. No entanto, cabe ressaltar que esse estudo teve um pequeno esforço amostral.

A comparação da riqueza de táxons pelo método de rarefação mostrou que na área 1 não houve diferença significativa na riqueza estimada entre o substrato heterogêneo (macrófita) e o homogêneo e, também, em relação à distância do banco de macrófitas, uma vez que houve grande sobreposição dos intervalos de confiança (Fig. 4).

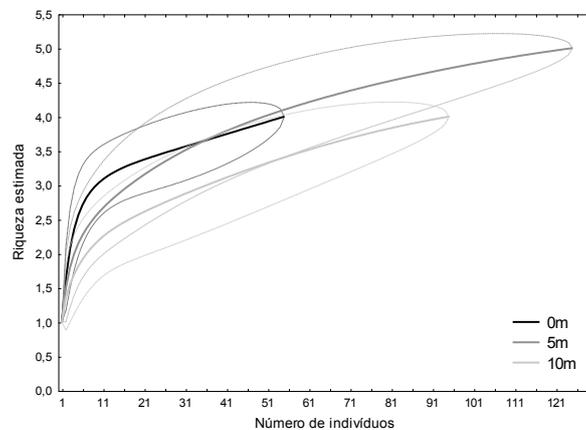


Figura 4. Comparação da riqueza de macroinvertebrados aquáticos pelo método de rarefação para a área 1 na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC (abundância mínima comparável = 55 indivíduos)

O teste ANOVA para a área 1 mostrou também que não existe diferença significativa na quantidade de material vegetal particulado grosso entre os tipos de substratos e as diferentes distâncias amostradas ($F_{(2,6)} = 2,8612$; $p = 0,134$), o que pode explicar a similar riqueza da fauna. Esse resultado pode estar relacionado com o desenho amostral, uma vez que o banco de macrófitas na área 1 era mais extenso e mesmo a 5 e 10 m de distância, ainda era possível encontrar alguns ramets de peri.

No entanto, a curva de rarefação para a área 2 (Fig. 5), evidenciou que no substrato mais heterogêneo existe maior riqueza de táxons, mas não houve diferença entre as distâncias em relação ao banco de macrófitas. Esse resultado corrobora outros autores que mostraram que a complexidade do hábitat influencia a diversidade de invertebrados no sistema lântico (e.g, MORMUL et al., 2011).

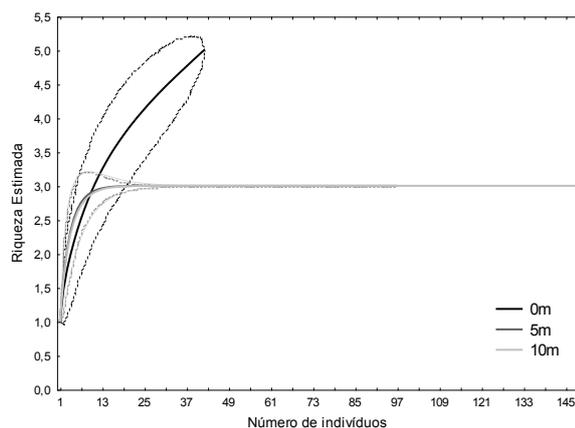


Figura 5. Comparação da riqueza de macroinvertebrados aquáticos pelo método de rarefação para a área 2 na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC (abundância mínima comparável = 44)

O teste ANOVA para essa área, mostrou que existe uma diferença marginalmente significativa na quantidade de material vegetal entre o banco e as distâncias coletadas ($F_{(2,6)} = 5,0344$; $p = 0,0521$), o que poderia refletir a maior riqueza de invertebrados aquáticos encontrada no banco de macrófitas.

Os resultados sugerem que o peri (*S. californicus*) oferece recursos para a fauna, como maior disponibilidade alimentar e refúgio de predadores, o que possibilita uma maior riqueza (agregação) de táxons, mas não oferece recursos suficientes a ponto de aumentar a diversidade β entre os substratos da região marginal da Lagoa do Peri.

Agradecimentos

Agradecemos aos funcionários do PMLP e à FLORAM pelo apoio logístico durante a realização do curso.

Referências bibliográficas

ABÍLIO, F. J. P.; RUFFO, T. L. M.; SOUZA, A. H. F. S.; FLORENTINO, H. S.; JUNIOR, E. T. O.; MEIRELES, B. N.; SANTANA, A. C. D. Macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, p. 397-409, 2007.

COSTA, S. S. **Análise comparativa da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em diferentes micro-habitats e estudo da riqueza e raridade de espécies**. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Evolução. Goiânia: Universidade Federal de Goiás, 2006. 45 p.

DOMÍNGUEZ, E.; FERNÁNDEZ, H. R. **Macroinvertebrados bentônicos sudamericanos: sistemática y biología**. Tucumán: Fundación Miguel Lillo, 2009, 654 p.

HEINO, J.; MUOTKA, T.; PAAVOLA, R.. Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences. **Journal of Animal Ecology**, v. 72, p. 425- 434, 2003.

JEFFRIES, M. Invertebrate colonization of artificial pondweeds of differing fractal dimension. **Oikos**, v. 67, p. 142-148, 1993.

MCABENDROTH, L.; RAMSAY, P. M.; FOGGO, A.; RUNDLE, S. D.; BILTON, D. T. Does macrophyte fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions? **Oikos**, v. 111, n. 2, p. 279-290, 2005.

MORMUL, R. P.; THOMAZ, S. M.; TAKEDA, A. M.; BEHREND, R. D. Structural complexity and distance from source habitat determine invertebrate abundance and diversity. **Biotropica**, v. 43, n. 6, p. 738-745, 2011.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2010, 174 p.

SAKUMA, T. **Biomassa e taxa de crescimento da macrófita aquática emergente *Scirpus californicus* (C. A. Mey) na margem leste da Lagoa do Peri (Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil)**. Trabalho de Conclusão de Curso de Ciências Biológicas. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2008. 42 p.

SILVA, A. L. L. **Diversidade e variação espaço-temporal da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em uma lagoa costeira subtropical no sul do Brasil**. Dissertação de Mestrado em Ecologia. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2011. 87 p.

**INFLUÊNCIA DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA E DA COMPOSIÇÃO DO
SUBSTRATO NA COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS NO
RIACHO SANGRADOURO, PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI,
FLORIANÓPOLIS – SC**

BEZAMAT, Carolina

MELLO, Anna Jacinta Machado

STICCA, Sarah Carvalho

SCHULZE, Beatriz

ALVES, Rubana Palhares

SIEGLOCH, Ana Emilia

Introdução

Diversos fatores podem influenciar a composição da comunidade de invertebrados em ecossistemas aquáticos, dentre eles, pode-se destacar: o aporte alóctone de matéria orgânica oriunda da vegetação ripária e a composição do substrato.

Riachos com mata ripária dispõem de maior heterogeneidade ambiental (HAWKINS; MURPHY; ANDERSON, 1982) e podem abrigar uma fauna mais diversificada (BOJSEN; JACOBSEN, 2003). Assim, essa vegetação pode ser considerada preditora da estrutura taxonômica e funcional dos invertebrados bentônicos (FELD; HERING, 2007). Outro componente importante a ser considerado é a composição do substrato, que é o componente primário da organização de comunidades de invertebrados (BEISEL et al., 1998). Este representa oferta de refúgio para a fauna de predadores e do fluxo da água que pode carrear os organismos, bem como, aumenta a disponibilidade alimentar através do acúmulo de material autóctone e alóctone (BEISEL et al., 1998; OLIVEIRA; CALLISTO, 2010).

Dentro deste contexto foi proposta a seguinte pergunta: a vegetação ripária e a composição do substrato influenciam a estrutura da comunidade dos invertebrados aquáticos no riacho Sangradouro? A hipótese proposta sugere que quanto maior a complexidade da vegetação ripária e do substrato, maior é a riqueza e abundância dos invertebrados aquáticos.

Material e métodos

Coleta de dados

O estudo foi realizado no riacho Sangradouro, trecho de 4^a ordem que liga a Lagoa do Peri ao oceano Atlântico, localizado na porção nordeste do Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP), Florianópolis - SC. Foram selecionadas três áreas ao longo do riacho, de acordo com a presença de vegetação ripária: i) área 1, vegetação ripária abundante; ii) área 2, sem vegetação ripária; e iii) área 3, vegetação ripária intermediária. Em cada área foram amostrados quatro pontos, sendo dois na vegetação marginal e dois no centro do riacho em substrato constituído principalmente por areia.

No intuito de caracterizar cada ponto de coleta foram medidas as seguintes variáveis físico-químicas da água: temperatura, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, *in situ*, usando equipamento multiparâmetro (marca YSI), profundidade da coluna d'água e calculada a velocidade média da água no centro do riacho pelo método flutuador (WETZEL; LIKENS, 1991). A porcentagem da cobertura da vegetação ripária pendente sobre o riacho foi estimada visualmente através de um quadrado de 1 m² de área, quadriculado. A estrutura do substrato foi avaliada através do peso seco do material orgânico particulado grosso retido no amostrador.

Os invertebrados aquáticos bentônicos, juntamente com o substrato presente em cada ponto, foram coletados com auxílio de amostrador de *Surber* com área amostral de 0,0361 m² e rede de 250 µm.

O material biológico coletado foi triado em campo de maneira sistemática, *in vivo*, a olho nu com auxílio de bandejas brancas, sendo o material de cada ponto, dividido em cinco porções, analisadas durante 15 minutos cada uma. Esse procedimento permitiu a rápida triagem do material e menor dificuldade de visualização dos espécimes, pois os animais são facilmente detectados através do movimento. Os invertebrados aquáticos encontrados foram acondicionados em frascos contendo álcool 70% e levados para o laboratório, onde foram identificados ao menor nível taxonômico possível seguindo a chave taxonômica de Domínguez e Fernández (2009). A matéria orgânica retida no amostrador foi lavada para retirada de sedimentos, seca em

estufa a 50°C durante aproximadamente cinco horas e pesada em balança de precisão.

Análise de dados

A riqueza taxonômica foi comparada entre as áreas e entre os substratos através do método de rarefação, usando a abundância máxima comparável entre as áreas. Este método foi usado para remover o efeito do esforço amostral na riqueza registrada (GOTELLI; COLWELL, 2001). As curvas foram geradas no programa PAST 2.06 (HAMMER et al., 2001).

A similaridade das comunidades de invertebrados entre as áreas foi avaliada através do coeficiente de similaridade Bray-Curtis, com posterior ordenação pelo método do Escalonamento Multi-Dimensional (MDS) (KREBS, 1999). Essa análise foi utilizada para verificar se a comunidade está estruturada conforme o estado de conservação da vegetação ripária ou ao tipo de substrato amostrado. Previamente, os dados foram transformados através de $\text{Log}_{10}(x+1)$ e estandardizado pelo máximo. A análise de similaridade de um fator (*One-Way ANOSIM*) foi usada para testar a diferença entre os grupos formados na ordenação. O fator utilizado foi de amostras dos diferentes substratos: 1) macrófitas; 2) folhas; 3) areia). As análises foram realizadas utilizando o programa PRIMER 6.0 Beta.

Com relação aos dados ambientais foram calculadas as médias das variáveis para cada ponto amostrado para a caracterização do ambiente.

Resultados e discussão

Na área com vegetação ripária abundante, o substrato consistia de 30% de macrófitas localizadas na margem do riacho, 50% de areia e 20% de lodo. A cobertura vegetal foi de 60,3% e a profundidade variou de 61,5 a 72,0 cm dependendo do ponto de coleta. Na área sem vegetação ripária, o substrato consistia de 50% de macrófitas localizadas na margem do riacho, 10% de areia e 40% de lodo. A cobertura vegetal foi de 0% e a profundidade variou de 70,0 a 91,8 cm. Na terceira área amostrada, com vegetação ripária intermediária, o substrato consistia de 35% de macrófitas localizadas na margem do

riacho, 60% de areia e 5% de lodo. A cobertura vegetal foi de 14.3% e a profundidade variou de 63 a 70 cm. Para os demais dados ambientais ver Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização ambiental dos diferentes pontos amostrados no Riacho Sangradouro do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil.

	Área 1			Área 2		Área 3	
	M*	A**	F***	M*	A**	M*	A**
Cobertura Vegetação (%)	60,3	60,3	60,3	0,0	0,0	14,3	14,3
Areia (%)	50,0	50,0	50,0	10,0	10,0	60,0	60,0
Vegetação Aquática (%)	30,0	30,0	30,0	50,0	50,0	35,0	35,0
Lodo (%)	20,0	20,0	20,0	40,0	40,0	5,0	5,0
Profundidade (cm)	61,5	65,0	72,0	70,0	91,8	70,0	63,0
Temperatura (°C)	21,7	21,5	21,8	21,8	21,6	21,7	21,6
Velocidade (m/s)	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,3	0,3
Oxigênio (mg/L)	7,9	8,4	8,3	7,1	7,5	7,5	8,2
Condutividade (µS)	61,3	61,4	61,2	61,9	62,1	61,9	62,0
Peso Seco da MO (g)	4,9	35,5	13,2	12,5	50,1	13,1	12,4

* , margem; **, areia; ***, folhço.

Foram identificados 23 táxons de invertebrados no riacho Sangradouro do PMLP. Na primeira área amostrada, com vegetação ripária abundante, foram encontrados 140 indivíduos pertencentes a 11 táxons; na segunda área amostrada, sem vegetação ripária, foram registrados 150 indivíduos pertencentes a 15 táxons; e na terceira área amostrada, com vegetação ripária intermediária, 96 indivíduos pertencentes a 12 táxons (Tabela 2).

Dos táxons encontradas, os mais abundantes foram Copepoda e Chironomidae (Tabela 2). Embora a coleta tenha sido direcionada para invertebrados aquáticos bentônicos, o tamanho da malha da rede de coleta juntamente com a grande abundância de Copepoda no plâncton pode ter influenciado o resultado.

Em muitos trabalhos de cunho ecológico realizados no Brasil, a família Chironomidae é frequentemente, o grupo de insetos mais abundante nos ambientes aquáticos continentais, reflexo da sua ampla distribuição e colonização dos mais diversos habitats (HENRIQUES-OLIVEIRA; DORVILLÉ; NESSIMIAN, 2003; ROQUE et al., 2003). A diversidade de hábitos alimentares e as estratégias adaptativas desse grupo também estão entre os fatores responsáveis pela grande

abundância e número de espécies da família. Nesse estudo, Chironomidae ocorreu em todas as áreas e não foi associado a um a um tipo específico de substrato.

Tabela 2. Abundância de invertebrados aquáticos em três áreas do Rio Sangradouro do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil

Táxons	Área 1	Área 2	Área 3	Abundância Total
Copepoda	45	100	38	183
Chironomidae	32	15	22	69
Ostracoda	20	4	1	25
Baetidae	8	6	7	21
Tanaidacea	19	0	1	20
Caenidae	1	0	18	19
Coenagrionidae	4	6	0	10
Cladocera	0	7	1	8
Oligochaeta	3	0	4	7
Hydracarina	0	4	2	6
Palaemonidae	5	0	0	5
Chaoboridae	1	1	0	2
Ancylidae	0	1	0	1
Perilestidae	0	1	0	1
Gyrinidae	0	1	0	1
Collembola	0	0	1	1
Staphylinidae	0	0	1	1
Gomphidae	0	1	0	1
Tipulidae	0	1	0	1
Belostomatidae	0	1	0	1
Dytiscidae	0	1	0	1
Ampullariidae	1	0	0	1
Libellulidae	1	0	0	1
Total	140	150	96	386

Um resultado interessante foi o registro de organismos da ordem Ephemeroptera, considerada indicador biológico da qualidade da água, devido sua sensibilidade a poluição e fragmentação do habitat (ROSEMBERG; RESH, 1993; DOMÍNGUEZ; FERNÁNDEZ, 2009).

Entre as três áreas amostradas não houve diferença significativa da riqueza estimada para uma abundância padronizada de 96 indivíduos, abundância máxima comparável entre os locais (Fig. 1A). As curvas de rarefação não diferiram entre as áreas, devido a grande sobreposição dos intervalos de confiança. Já entre os substratos amostrados (macrófita e areia) houve diferença significativa, sendo que macrófita apresentou maior riqueza estimada para uma abundância de 25 indivíduos (Fig. 1B). Desse modo, é possível inferir que a estrutura da vegetação ripária dos trechos amostrados parece não ter influenciado a riqueza de táxons, pois as curvas de rarefação das três áreas com diferentes estados de conservação da vegetação ripária apresentaram o mesmo comportamento. Além disso, as curvas de rarefação continuam ascendendo, indicando o possível registro de novos táxons para os trechos.

A ausência de diferença na riqueza pode ser explicada por um possível carreamento do material alóctone oriundo das áreas que apresentam vegetação ripária mais intensa. A própria dinâmica do sistema lótico faz com que o material vegetal recebido pelo riacho exerça influência em áreas seguintes ao local de sua entrada, considerando o sentido nascente-foz. Além disso, rios de maior ordem, com boa incidência de luz, são mais independentes da vegetação ripária, nestes ocorre uma maior produção de perifíton (VANNOTE et al., 1980). Como o riacho estudado é de média ordem (4ª ordem), possivelmente há tanto contribuição de energia proveniente da vegetação ripária quanto da produção autóctone. Desse modo, a área sem vegetação, situada cerca de 500 m do trecho de referência, possui grande produção autóctone e detritos vegetais carreados do trecho à montante. Tais recursos representam disponibilidade de hábitat e alimento para a fauna, o que parece justificar a riqueza similar encontrada.

A ordenação MDS para os dados biológicos (Fig. 2) evidenciou a segregação das amostras em três grupos distintos, correspondendo ao tipo de substrato amostrado (macrófitas coletadas na margem do riacho, folhas ou areia). Cabe destacar que o único ponto com substrato de folhas foi agrupado com pontos de substrato arenoso em função da baixa ocorrência de invertebrados aquáticos. Os grupos formados na ordenação foram confirmados pela análise de similaridade ANOSIM (One-Way) que evidenciou 44% de diferença entre as

amostras dos diferentes substratos (Global $R = 0,444$; $p = 0,021$).

A estrutura do substrato influenciou a abundância e composição das comunidades dos invertebrados, corroborando a hipótese formulada, na qual quanto maior a complexidade do substrato, maior a diversidade e abundância dos grupos taxonômicos (Fig. 1B). Substratos mais heterogêneos, como aqueles encontrados em regiões próximas às margens e/ou às macrófitas, oferecem maior disponibilidade de recursos alimentares e de refúgios para a fauna.

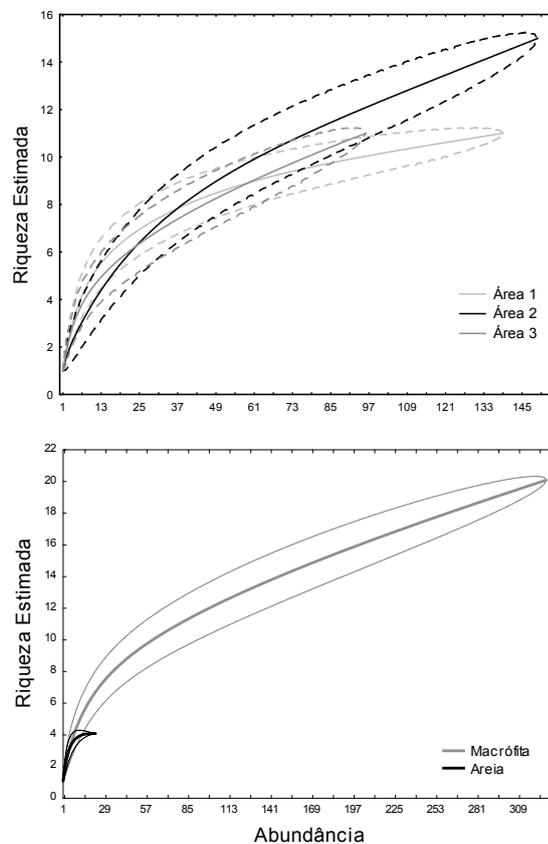


Figura 1. Riqueza comparada entre as três áreas amostradas (A) e entre os tipos de substrato (B) no riacho Sangradouro do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil.

Os resultados deste estudo corroboram com outros trabalhos que ressaltam a importância da composição e heterogeneidade do substrato para explicar a riqueza e abundância da comunidade dos invertebrados aquáticos (e.g. COSTA; MELO, 2008).

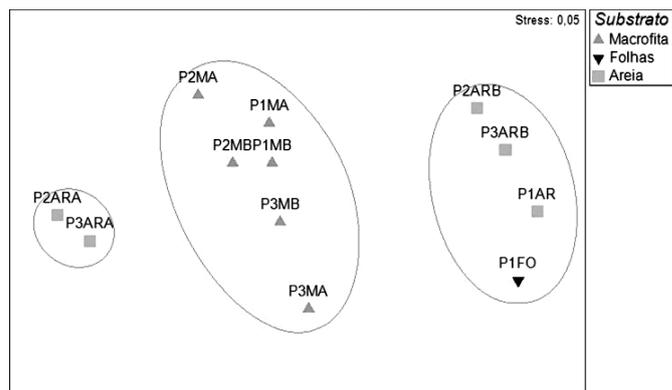


Figura 2. Análise de similaridade Bray-Curtis com posterior ordenação MDS dos pontos amostrados em três áreas com distinto estado de conservação da vegetação ripária no Rio Sangradouro do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil (considerando 40% similaridade)

Agradecimentos

Agradecemos à Malva I. M. Hernández pelas sugestões e críticas que enriqueceram o trabalho e à direção do PMLP e seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante nossa pesquisa.

Referências bibliográficas

BEISEL, J. N.; USSEGLIO-POLATERA, P.; THOMAS, S.; MORETEAU, J. C. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. **Hydrobiologia**, v. 389, p. 73–88, 1998.

BOJSEN, B. H.; JACOBSEN, D. Effects of deforestation on macroinvertebrate diversity and assemblage structure in Ecuadorian Amazon streams. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 158, n. 3, p. 317-342, 2003.

COSTA S. S.; MELO, A. S. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. **Hydrobiologia**, v. 598, p. 131–138, 2008

- DOMÍNGUEZ, E.; FERNÁNDEZ, H. R. **Macroinvertebrados bentônicos sudamericanos: sistemática y biología**. Tucumán: Fundación Miguel Lillo, 2009, 654 p.
- FELD, C. K.; HERING, D. Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 1380-1399, 2007.
- GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, p. 379-391, 2001.
- KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. Menlo Park: Addison Wesley Longman, Inc. , 1999. 620 p.
- HAMMER, O., HARPER, D. A. T; RYAN, P. D. PAST: Paleontological software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, p. 1-9, 2001.
- HAWKINS, C. P.; MURPHY, M. L.; ANDERSON, N. H. Effects of canopy substrate composition and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in Cascade Range streams of Oregon. **Ecology**, v. 63, n. 6, p. 1840-1856, 1982.
- HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L.; DORVILLÉ, L. F. M.; NESSIMIAN, J. L. Distribution of Chironomidae larvae fauna (Insecta: Diptera) on different substrates in a stream at Floresta da Tijuca, RJ, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 15, p. 69-84, 2003.
- OLIVEIRA, M.; CALLISTO, A. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in an Atlantic forest fragment. **Iheringia**, Série Zoologia, v. 100, n. 4, p. 291-300, 2010.
- ROQUE, F. O.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G.; AGOSTINHO, R.C.; FOGO, J. C. Benthic macroinvertebrates in streams of the Jaraguá State Park (Southeast of Brazil) considering multiple spatial scales. **Journal of Insect Conservation**, v. 7, p. 63-72, 2003.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater Biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. Canadian **Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 37, p. 130-137, 1980.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analyses**. New York: Springer-Verlag, 1991. 391 p.

**FATORES ESTRUTURAIS COMO POSSÍVEIS PREDITORES DE RIQUEZA,
ABUNDÂNCIA E COMPOSIÇÃO DE ANUROS EM DOIS SÍTIOS
REPRODUTIVOS DO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI**

**SOUZA, Julia Nunes de
TOMAZI, Aline Luiza
HESSEL, Mônica
PALUDO, Giovani Festa
WACHLEVSKI, Milena**

Introdução

Um dos objetivos da ecologia é entender os padrões de distribuição e abundância nas comunidades (BEGON; HARPER; TOWNSEND, 2006). No entanto, nem sempre está claro o que estrutura as comunidades. Nesse sentido, inúmeras hipóteses têm sido propostas para explicar quais fatores governam a composição de assembleias. Dentre elas, recentes trabalhos ressaltam a importância dos fatores estruturais nas interações bióticas, atuando como possíveis preditores da variação em riqueza e abundância de espécies entre habitats (PURRENHAGE; BOONE, 2009).

Os anuros por sua vez, consistem em um grupo geralmente influenciado pelos fatores estruturais do habitat local (SOARES; BRITO, 2007). Estudos recentes indicam que número e tamanho de cursos d'água, diversidade de cobertura arbórea e densidade da vegetação, por exemplo, influenciam a riqueza de espécies de anfíbios localmente (SOARES; BRITO, 2007; WERNER et al., 2007; KELLER et al. 2009; PURRENHAGE; BOONE, 2009).

A estrutura do hábitat pode mediar a dinâmica predador-presa, incrementar o comportamento de forrageio e a disponibilidade de recursos alimentares em assembleias de anuros (PURRENHAGE; BOONE, 2009). Assim, a combinação de vários fatores estruturais pode permitir a predição dos parâmetros das comunidades de anfíbios em uma escala local (SOARES; BRITO, 2007).

Dessa forma, o entendimento da estrutura do habitat se faz importante para podermos fazer predições acerca da alteração de habitats e do sucesso de práticas de restauração e conservação voltadas aos anuros (BROWNE; PASZKOWSKI, 2009; PURRENHAGE;

BOONE, 2009). No entanto, nosso entendimento sobre os fatores estruturais responsáveis pela variação nos parâmetros de assembleias de anuros ainda é limitado (WERNER et al., 2007).

Neste trabalho, investigamos alguns fatores estruturais como possíveis preditores dos parâmetros da assembleia de anuros em uma área do Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP). Especificamente, foram testadas as seguintes hipóteses: i. a riqueza, abundância e composição da assembleia de anuros diferem entre os ambientes próximos à Lagoa do Peri e entre poças permanentes; ii. os fatores estruturais influenciam a riqueza e a abundância da anurofauna.

Material e métodos

Amostragem

A área avaliada encontra-se adjacente à Trilha do Saquinho do PMLP. A área é margeada pela Lagoa do Peri à esquerda e com um ambiente alagadiço formado por poças permanentes à direita

Amostramos nos dias 06 e 07 de outubro de 2011 em um trecho de 180m da Trilha do Saquinho. Na noite de 06 de outubro de 2011, ao longo do trecho amostrado, marcamos seis pontos na Trilha, equidistantes 30 m. A partir de cada ponto, duas transecções perpendiculares à Trilha foram amostradas à noite, em lados opostos - uma em direção à Lagoa do Peri e outra para em direção às poças permanentes.

Em cada uma das transecções, quatro observadores amostraram a anurofauna por meio do método de procura ativa (HEYER et al., 1994) em transecções determinadas por tempo (20 minutos cada), totalizando um esforço amostral de 16 horas-pessoa. O espaço de procura para cada observador foi de 1 m de largura por 2 m de altura. Durante as procuras ativas, medimos a temperatura (°C) e umidade relativa do ar (%) no centro de cada transecção com auxílio de um termômetro e de um higrômetro, respectivamente.

No dia seguinte, medimos as variáveis estruturais do ambiente em cada uma das transecções utilizando um quadrante de 50 × 50 cm com células vazadas de 25 cm² (segundo Freitas, Cerqueira e Vieira, 2002), em três pontos de cada transecção, distantes 3 m entre si e, posteriormente, utilizada a média das medidas de cada transecção. Em

cada ponto, as variáveis medidas foram: porcentagem de cobertura do solo (troncos, vegetação, folhiço, lama e água), porcentagem de obstrução vertical a 0,5 m, 1 m e 1,5 m do solo e porcentagem de cobertura de dossel, de acordo com Freitas, Cerqueira e Vieira (2002). A nomenclatura zoológica dos anuros seguiu Frost (2011).

Análise dos dados

A fim de verificar se a riqueza de anuros diferiu entre a área próxima a Lagoa do Peri e a área de poças, construímos curvas de acumulação de espécies com base na rarefação de amostras. As curvas foram construídas com auxílio do programa ESTIMATES (COLWELL, 2006).

Fizemos uma análise de agrupamento utilizando dados de composição e abundância de anuros e outra análise utilizando os dados das variáveis estruturais medidas para verificar se ambas as análises demonstrariam agrupamentos semelhantes (para a comunidade e para os fatores estruturais do habitat).

Fizemos uma correlação entre as variáveis ambientais para verificar a existência de variáveis correlacionadas e assim escolher apenas as que não estivessem correlacionadas. Para testar se os fatores estruturais influenciaram a composição e abundância dos anuros fizemos duas análises de agrupamento, uma com os dados da assembleia, a partir da dissimilaridade de Bray-Curtis, e outra com os dados dos fatores estruturais, a partir da distância euclidiana. Ambas as análises foram realizadas pelo método de agrupamento do tipo UPGMA, por meio do programa R (R CORE TEAM DEVELOPMENT, 2011). Os fatores estruturais considerados nessa análise foram: a porcentagem de cobertura do solo (troncos, vegetação e lama) e porcentagem de cobertura de dossel. Excluímos da análise as porcentagens de cobertura do solo por água e pelo folhiço e também as porcentagens de obstrução vertical a 0,5, 1,0 e 1,5 m, devido a alta correlação apresentada por essas variáveis. Com base nesse agrupamento construímos os dois dendrogramas e comparamos as amostras próximas à Lagoa do Peri e às áreas de poças.

Como medida exploratória para mostrar a contribuição de cada espécie na divisão dos habitats (Lagoa e poças), fizemos uma análise de Escalonamento Multidimensional não métrico (NMDS), utilizando

dados de composição e abundância de cada espécie por meio do programa PRIMER 6 (CLARKE; WARWICK, 2001).

Resultados e discussão

A assembleia de anuros do local foi composta por 43 indivíduos pertencentes a cinco espécies (Fig. 1), sendo elas: *Dendropsophus microps*, *Scinax* aff. *alter*, *Scinax argyreornatus*, *Physalaemus nanus* e *Chiamoscleis leucostica*.

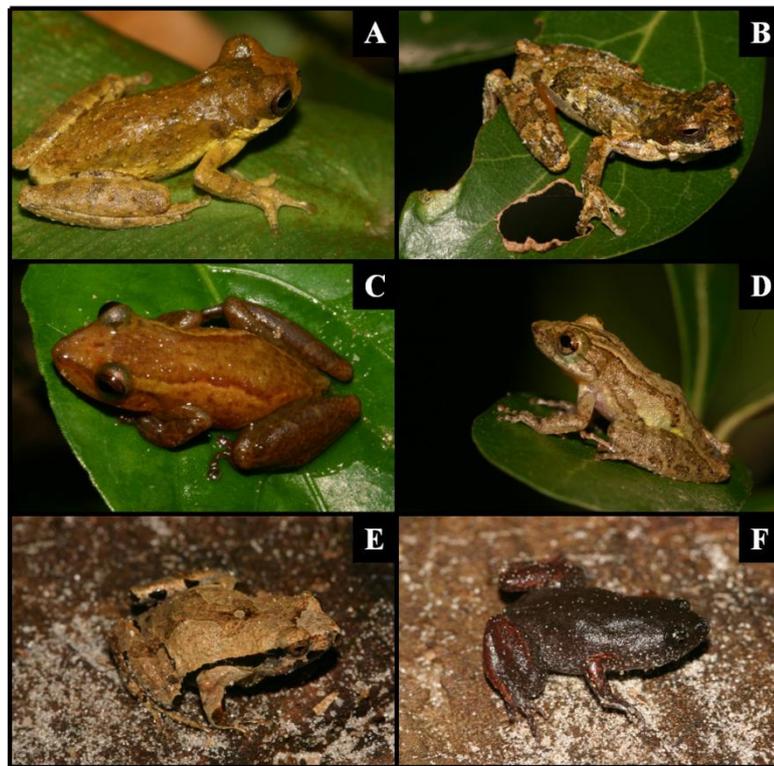


Figura 1. Assembleia de anuros da Trilha do Saquinho do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC amostrada durante 06 de outubro de 2011. A, B - *Dendropsophus microps*. C - *Scinax* aff. *alter*. D - *Scinax argyreornatus*. E - *Physalaemus nanus*. F - *Chiamoscleis leucostica*. (Fotos: Milena Wachlevski)

A família Hylidae foi a de maior representatividade, com três espécies, o que também foi observado por Bertoluci et al. (2007) em estudo com diferentes biomas do sudeste do Brasil. Salientamos que os dados aqui discutidos se referem a um único dia de amostragem, o que certamente representa uma fração pequena da totalidade da assembleia de anuros do local.

Dentre os parâmetros físico-químicos, a temperatura e a umidade relativa do ar mantiveram-se relativamente constantes entre as transecções, com médias e desvio padrão de $20,3^{\circ}\text{C} \pm 0,37$ e $93,3\% \pm 1,46$ respectivamente.

Em termos de abundância, *D. microps* e *S. aff. alter* foram as espécies mais representativas, exibindo respectivamente 19 (43%) e 14 indivíduos (32,5%) (Tabela 1). Comparativamente a abundância entre os dois sítios reprodutivos diferiu, sendo maior no ambiente de poças (26) do que no ambiente da lagoa (17). Houve uma diferenciação em termos de espécie predominante em cada sítio reprodutivo, com dominância de *D. microps* (18) no ambiente de poças e de *S. aff. alter* (12) no ambiente da Lagoa do Peri.

Os tipos de substrato em que encontramos os anuros incluíram galhos, troncos, vegetação herbácea, bromélias, raízes e folhiço. Com relação ao uso do substrato, *D. microps* foi a espécie que ocupou a maior diversidade de substratos, estando presente em galhos, na vegetação herbácea, em troncos e em bromélias. Já *S. argyreornatus* ocupou a vegetação herbácea e as bromélias, sendo que a ocupação de bromélias por essa espécie também foi evidenciada por Bertoluci et al. (2007) em uma mata de restinga do sudeste do país. As espécies *S. aff. alter*, *P. nanus* e *C. leucostica* estiveram restritas a apenas um tipo de substrato, sendo eles vegetação herbácea, raízes e folhiço respectivamente (Tabela 1).

Quanto à riqueza de espécies, não encontramos diferenças entre os habitats próximo à Lagoa do Peri e próximo às poças, conforme demonstram as curvas de acumulação de espécies (Fig. 2) porque ambos os ambientes apresentaram uma riqueza correspondente a quatro espécies. Outros estudos sugeriram que alguns fatores como o hidroperíodo, área de poças e cobertura de dossel influenciaram o gradiente de riqueza das comunidades de anfíbios (WERNER et al., 2007).

Tabela 1. Abundância e tipo de substrato utilizado pela assembleia de anuros de um trecho da Trilha do Saquinho no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, em 06 de outubro de 2011. A classificação taxonômica foi obtida de Frost (2011).

Família	Espécie (Autor, Ano)	Abundância			Habitat
		Lagoa	Poças	Total	
Hylidae	<i>Dendropsophus microps</i> (Peters, 1872)	1	18	19	Galhos, troncos, vegetação herbácea e bromélias
	<i>Scinax</i> aff. <i>alter</i> (Lutz, 1973)	12	2	14	Vegetação herbácea e bromélias
	<i>Scinax argyreornatus</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	3	4	7	Vegetação herbácea
Leiuperidae	<i>Physalaemus nanus</i> (Boulenger, 1888)	-	2	2	Raízes
Microhylidae	<i>Chiasmocleis leucostica</i> (Boulenger, 1888)	1	-	1	Folhíço
	TOTAL	17	26	43	

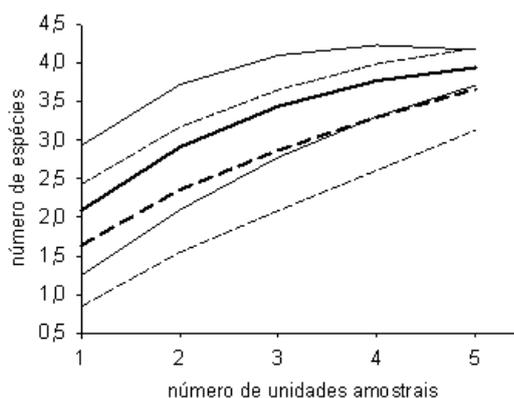


Figura 2. Curva de rarefação baseada em amostras para espécies de anuros amostrados em área de poças e área próxima à Lagoa do Peri, na Trilha do Saquinho do PMLP, Florianópolis, SC no dia 06 de outubro de 2011. Linhas largas representam a riqueza observada com base na rarefação de amostras no lado das poças permanentes (linha contínua) e no lado da Lagoa do Peri (linha pontilhada). As linhas mais finas representam os respectivos desvios padrões

Já com relação à composição, encontramos diferenças entre as duas áreas (Tabela 1). *Physalaemus nanus* foi uma espécie exclusiva da área junto às poças, enquanto *Chiamoscleis leucostica* ocorreu apenas na área próxima à Lagoa do Peri; ao passo que as demais espécies foram registradas em ambos os ambientes, conforme demonstrado pelo diagrama de NMDS nas Figs. 3D e 3E e representado na Tabela 1.

Além dos sítios reprodutivos em que cada uma das espécies ocorreu, o diagrama de NMDS também revelou a proporção de indivíduos com que a espécie esteve representada, neste caso, em cada uma das seis transecções. Dessa forma, os dados de abundância descritos anteriormente também podem ser visualizados nesse diagrama (Fig. 3).

O dendrograma construído a partir dos dados de composição e abundância da assembleia revelou a formação de dois grupos principais, um deles composto pelas transecções da área próxima à Lagoa do Peri e outro composto pelas transecções do ambiente próximo às poças, à exceção de uma transecção junto à Lagoa do Peri, que foi mais similar à área de poças. Por outro lado, não obtivemos

agrupamentos bem definidos no dendrograma composto pelos fatores estruturais analisados neste trabalho (Fig. 4).

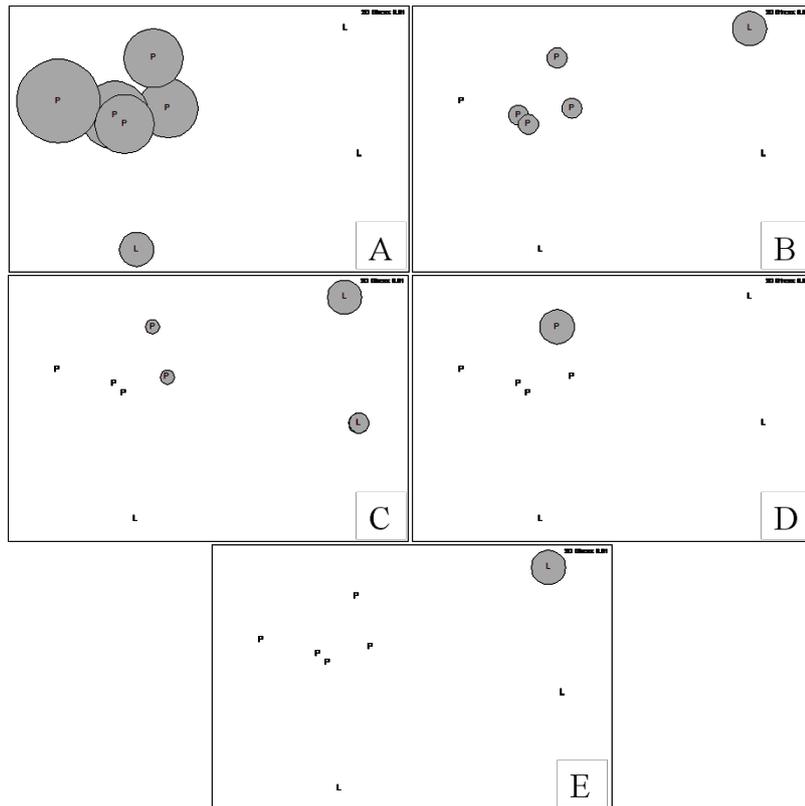
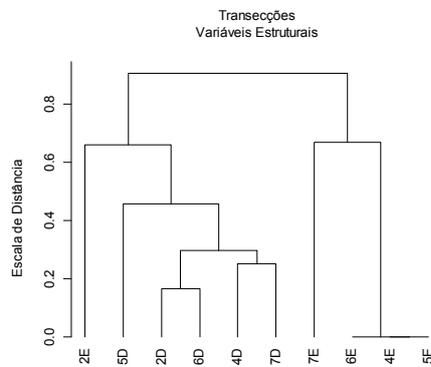
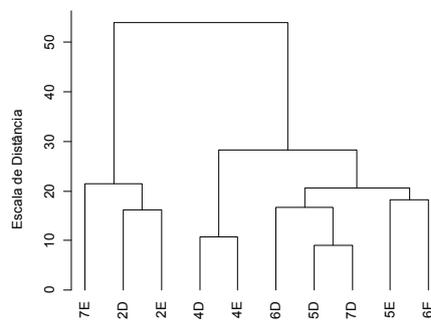


Figura 3. Diagrama de NMDS a partir de dados de abundância das espécies de anuros encontrados no dia 6 de outubro de 2011 na Trilha do Saquinho, no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. A, *Dendropsophus microps*; B, *Scinax argyreornatus*; C, *Scinax aff. alter*; D, *Physalaemus nanus*; E, *Chiamoscleis leucostica*.

Nesse contexto, os fatores estruturais analisados explicaram pouco a variação da abundância das espécies entre os dois ambientes, uma vez que os agrupamentos formados pelos dendrogramas não foram semelhantes. Sendo assim, é provável que outros fatores estruturais ou ambientais, não avaliados no presente estudo, possam

explicar a variação na abundância e composição dentro da assembleia de anuros ou mesmo que o tipo de sítio reprodutivo seja um fator determinante para a composição da assembleia de anuros neste estudo. Portanto, a presença de sítios reprodutivos diferenciados (Lagoa do Peri e poças) parece ter proporcionado a formação dos dois agrupamentos distintos. De fato, as características do habitat terrestre e do corpo d'água influenciam na escolha dos sítios reprodutivos pelos anuros (ALFORD, 1999, SEMLITSCH; BODIE, 2003).



Transeções
Assembleia de Anuros do PMLP

Figura 4. Análise de agrupamento com dados de abundância e composição de anuros (acima) e de fatores estruturais das transeções (abaixo) amostrados em 06 e 07 de outubro de 2011 na Trilha do Saquinho no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. L, área próxima à Lagoa do Peri; P, área próxima às poças.

Dentro desse cenário, sabe-se que em ambientes não prístinos os fatores estruturais não são os únicos que governam as assembléias de anuros, mas também os fatores ambientais cumprem este papel (ERNST; RÖDEL, 2006, 2008 apud KELLER et al., 2009; HILLERS et al. *in press* apud KELLER et al., 2009). O gradiente de hidroperíodo, desde poças efêmeras e córregos até lagoas permanentes e rios, tem sido identificado como o principal dirigente da composição das assembléias em vários táxons aquáticos (WELLBORN; SKELLY; WERNER, 1996), o que poderia ser atribuído ao caso aqui apresentado quanto às sutis diferenças na composição de espécies. Entretanto, esse parâmetro não foi avaliado no nosso estudo, bem como outros fatores - a área dos corpos d'água e o conteúdo de oxigênio dissolvido por exemplo - que poderiam estar ocasionando a diferenciação em termos de composição e abundância da assembleia entre os dois sítios.

Browne e Paszkowski (2009), estudando banhados na floresta boreal no Canadá, obteve fatores como o oxigênio dissolvido influenciando positivamente a abundância relativa das espécies e fatores como a condutividade, profundidade e densidade de plantas aquáticas influenciando-a negativamente. Além disso, os fatores ambientais apresentam importância significativa como preditores das assembléias locais em paisagens muito heterogêneas, como a encontrada no presente estudo (KELLER et al., 2009).

Todavia, a falta de relação entre a diferenciação encontrada bioticamente com os fatores estruturais poderia ser explicada por uma falta de ajuste com a escala espacial correta, por isso não teriam sido encontradas relações entre esses fatores e o componente biótico. Browne e Paszkowski (2009) detectaram diferenças nas respostas às variáveis ambientais entre três espécies diferentes de anuros de acordo com a escala espacial; algumas espécies exibiam uma forte relação de abundância com as variáveis de escala local e outras com as variáveis de escala da paisagem.

Portanto, levando em conta as considerações anteriores, é possível que características quantitativas e/ou qualitativas associadas aos corpos d'água presentes (Lagoa do Peri e poças) na área de estudo, ou, ainda, que diferenças nas respostas às variáveis em diferentes escalas espaciais possam estar relacionadas com as variações observadas na abundância e composição dos dois grupos formados. Sugerimos que as diferenças amostradas na assembléia de anuros

foram mais acentuadas em função dos tipos de sítios reprodutivos (Lagoa do Peri e poças) do que em função dos fatores estruturais medidos. Possivelmente, os fatores estruturais não tenham se diferenciado entre as transeções devido à proximidade dos ambientes amostrados, e, dessa forma, os tipos de sítios reprodutivos tenha apresentado maior peso sobre as variáveis resposta.

Agradecimentos

Somos gratos às colegas Erica Naomi Saito, Érika Tiemi Tsuda e Juliana Hammel Saldanha, que auxiliaram na amostragem dos anuros. Também queremos agradecer aos funcionários do PMLP, à FLORAM e à Prof^a. Dr^a. Malva Isabel Medina Hernández

Referências bibliográficas

- ALFORD, R. A. Ecology: resource use, competition and predation. In: MCDIARMID, R. W.; ALTIG, R. (Eds.). **Tadpoles: the biology of anuran larvae**. Chicago: University of Chicago Press, 1999. p. 240-278.
- BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. **Ecology: from individuals to ecosystems**. 4th edition. Oxford: Blackwell Publishing, 2006.
- BERTOLUCI, J.; BRASSALOTI, R. A.; RIBEIRO JR., J. W.; VILELA, F. N.; SAWAKUCHI, O. Species composition and similarities among anuran assemblages of Forest sites in southeastern Brazil. **Scientia Agricola**, Piracicaba, Brazil, v. 64, n. 4, p. 364-374, 2007.
- BROWNE, C. L.; PASZKOWSKI, C. A. The relationship of amphibian abundance to habitat features across spatial scales in the Boreal Plains. **Ecoscience**, v. 16, n. 2, p. 209-223, 2009.
- CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2nd edition. Plymouth, 2001. 172 p.
- COLWELL, R. K. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8 (2006). Disponível em: <purl.oclc.org/estimates>. Acesso em: 8 out.. 2011.
- FREITAS, S. R.; CERQUEIRA, R.; VIEIRA, M. V. A device and standard variable to describe microhabitat structure of small mammals based on plan cover. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, p. 795-800, 2002.

FROST, D. R. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.5 (2011). Disponível em: <<http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibian>>. Acesso em: 8 out. 2011.

HEYER, W. R.; CONNELLY, M. A.; MCDIARMID, W.; HAYEK, L. C.; FOSTER, M. S. **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians**. Washington, D. C.: Smithsonian Institution Press, 1994. 364 p.

KELLER, A.; RÓDEL, M. O.; LINSENMAYER, K. E.; GRAFE, T. U. The importance of environmental heterogeneity for species diversity and assemblage structure in Bornean stream frogs. **Journal of Animal Ecology**, v. 78, p. 305–314, 2009.

PURRENHAGE, J.; BOONE, M. Amphibian community response to variation in habitat structure and competitor density. **Herpetologica**, v. 65, n. 1, p. 14–30, 2009.

R CORE TEAM DEVELOPMENT. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em 03 nov. 2011.

SEMLITSCH, R. D.; BODIE, J. R. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. **Conservation Biology**, v. 17, p. 1219-1228, 2003.

SOARES, C.; BRITO, J. C. Environmental correlates for species richness among amphibians and reptiles in a climate transition area. **Biodiversity Conservation**, v. 16, p. 1087–1102, 2007.

WELLBORN, G.A.; SKELLY, D. K.; WERNER, E. E. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v.27, p. 337-363, 1996.

WERNER, E. E.; YUREWICZ, K. L.; SKELLY, D. K.; RELEYA, R. A. Turnover in an amphibian metacommunity: the role of local and regional factors. **Oikos**, v. 116, p. 1713-1725, 2007.

**TURNO DE VOCALIZAÇÃO E INFLUÊNCIA DO TAMANHO CORPÓREO
NOS PARÂMETROS DO CANTO DE *Dendropsophus microps* (PETERS,
1872) (ANURA: HYLIDAE), NA LAGOA DO PERI, SC**

**BAPTISTA, Itamê Karpinski
SILVA, Pedro Giovani da
BUELONI, Fernanda Soares
GERZSON, Natália Dozza
NAKAMURA, Eliane Mitie
WACHLEVSKI, Milena**

Introdução

Os anfíbios são organismos que geralmente necessitam tanto do ambiente aquático quanto do terrestre para completar seu ciclo de vida (DUELMANN; TRUEB, 1994). A crescente alteração dos ecossistemas naturais tem causado declínio em algumas populações dos anfíbios globalmente (HOULAHAN et al., 2000), pois elas podem interferir no comportamento e sucesso reprodutivo pela mudança na composição e estrutura do habitat nos sítios de reprodução (PURRENHAGE; BOONE, 2009). Os machos dos anuros vocalizam para atrair as fêmeas e defender territórios, e a atividade de vocalização é de grande importância para o sucesso reprodutivo (DUELMANN; TRUEB, 1994).

Vários fatores, tanto bióticos quanto abióticos, podem interferir na vocalização dos anuros e, conseqüentemente, no processo reprodutivo. Dentre os aspectos bióticos, o tamanho corporal pode influenciar na frequência do canto, onde anuros menores tendem a produzir frequências mais altas do que machos maiores (GERHARDT; HUBER, 2002).

Entre os fatores abióticos, a temperatura e a umidade relativa do ar podem ocasionar mudanças na frequência, na taxa de pulsos e no tempo de vocalização em anuros, uma vez que os anfíbios são ectotérmicos e estas variáveis climáticas afetam diretamente a temperatura corporal, acarretando em maior ou menor contração da musculatura laríngea (DUELLMAN; TRUEB, 1994).

Outros fatores como a segregação espacial, o tempo, o horário e a variação de vocalização estão relacionados ainda com a redução da interferência acústica entre machos competidores co-ocorrentes

(DUELLMAN; TRUEB, 1994). Além destes, os fatores evolutivos também contribuíram para o isolamento reprodutivo entre as espécies de anuros (GERHARDT, 1994).

Dendropsophus microps (Peters, 1872) (Anura: Hylidae) (Fig. 1) é uma espécie de anfíbio anuro presente no sul e sudeste do Brasil, e que ocorre em pequenos corpos de água parada, especialmente junto à borda de florestas durante o período reprodutivo. Os machos apresentam-se uniformemente amarelados durante a vocalização noturna (KWET; LINGNAU; DI-BERNARDO, 2010), sendo de fácil visualização, pois permanecem junto à vegetação vertical.

O objetivo deste estudo foi verificar se a temperatura e a umidade relativa do ar influenciam o período de atividade de vocalização de *D. microps* durante a primeira metade da noite, e se o tamanho corpóreo influencia a frequência, duração e intervalo entre vocalizações de *D. microps*, testando as seguintes hipóteses: i. o número de indivíduos vocalizantes de *D. microps* varia durante a primeira metade da noite, sendo maior nos períodos de maior temperatura e umidade relativa do ar; e ii. frequências dominantes mais baixas, maior duração dos cantos e taxas de repetição mais altas estão associados a machos maiores.



Figura 1. Espécime de *Dendropsophus microps* (Peters, 1872) presente no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. (Foto: Milena Wachlevski)

Material e métodos

Coleta e análise de dados

Realizamos o estudo no Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP), localizado a sudeste da ilha de Santa Catarina. A área de estudo esteve localizada na parte nordeste da lagoa, junto a poças permanentes próximas à Trilha do Saquinho dentro de Floresta Ombrófila Densa (27°43'17"S, 48°20'28"W, 57 m de altitude).

Para testar a primeira hipótese, escolhemos dois pontos distantes cerca de 30m entre si para a contagem auditiva em um raio aproximado de 5m, dos indivíduos machos de *D. microps* vocalizantes em um período padrão de três minutos em cada local. Estes dados foram anotados a cada hora durante quatro horas (entre 19:00 e 23:00 h). Terminado o tempo de audição a cada hora registramos os dados de temperatura (em graus Celsius) e umidade relativa do ar (em porcentagem), mensurados por meio de termômetro e higrômetro, respectivamente.

Para testar a segunda hipótese, selecionamos um terceiro ponto distante cerca de 30 m dos demais, dentro do lado leste da Trilha e junto a um corpo d'água com vegetação abundante de juncos, gravamos os cantos dos machos de *D. microps* por meio de um gravador acústico digital MARANTZ 660 com microfone direcional SEINHENSER M66 acoplado. Gravamos a vocalização de cada indivíduo durante cinco minutos e, após o término, capturamos cada macho gravado e medimos do comprimento rostro-cloacal (CRC) com auxílio de um paquímetro. Mantivemos cada indivíduo em sacos plásticos com ar até o final do estudo para evitar a reamostragem. Após cada gravação registramos a temperatura e a umidade relativa do ar. Realizamos o estudo no período entre 19:00 e 23:00 h em 07 de outubro de 2011. Durante o dia e em alguns momentos da noite choveu.

Analizamos os cantos de *D. microps* no programa AVISOFT SONOGRAPH LIGHT 1 (www.avisoft.com) com uma amostragem de frequência de 44100 Hz e resolução de 16 bits. Os espectrogramas foram produzidos utilizando FFT com 256 pontos, frame de 100%, "Hanning window" e sobreposição de 93,75%.

Distinguimos os tipos de cantos emitidos por *D. microps* com base na complexidade de emissão. Ou seja, consideramos cantos mais simples os que possuíram menor número de notas (pulsos). Medimos os parâmetros espectrais de frequência dominante (Hz) e os parâmetros temporais de duração de canto, (ms). Como uma medida de atividade para cada macho vocalizante, estimamos a taxa de emissão de cantos como o número de cantos por minuto. Os parâmetros do tipo de canto mais emitido por *D. microps* foi relacionado com o tamanho corporal por meio de regressão linear simples.

Resultados e discussão

Fizemos 13 gravações com duração de cinco minutos cada, de 13 machos de *D. microps* e distinguimos três tipos de canto: o canto do tipo 1 foi emitido com uma nota multipulsionada, duração média de 0,305 s (DP = 0,287; 0,055 - 1,04 s; N = 108 cantos) e frequência dominante média de 4252 Hz (DP = 251,128; 3703 - 4823 Hz; N = 106 cantos) (Fig. 2); o canto do tipo 2 possuiu de duas a quatro notas (Fig. 3), sendo que a primeira possuiu estrutura semelhante ao canto do tipo 1 seguida por uma a três notas mais curtas e também multipulsionadas; a duração média do canto foi de 0,826 s (DP = 0,401; 0,150-2,120 s; N = 124 cantos) e a frequência dominante média de 4348,2 Hz (DP = 222,867; 3746 - 4909 Hz; N = 124 cantos); e o canto do tipo 3 foi um canto mais longo que os demais com várias notas/pulsos, com duração variável de 0,660 a 68,533 s (média = 12,169 s; DP = 14,823; N= 36 cantos) e frequência dominante média de 4345,05 HZ (DP = 227,216; 3812 - 4780 Hz; N = 36 cantos) (Fig. 4).

A descrição do canto de *D. microps* feita por Heyer et al. (1990) inclui dois tipos de canto que os autores chamaram de A e B. O canto do tipo A (HEYER et al., 1990) equivale ao agrupamento dos cantos tipo 1 e 2 no presente estudo e o canto do tipo B equivale ao canto tipo 3 (HEYER et al., 1990). Como a nossa abordagem é para o aumento da complexidade do canto ao longo da atividade de vocalização de *D. microps* mantivemos a classificação em três tipos de canto.

Com base nos resultados das variáveis climáticas mensuradas (Tabela 1), observamos que as mesmas não sofreram variação ao longo do período de estudo, sendo que indivíduos se mantiveram em

atividade de vocalização durante todo o período amostrado. Dessa forma, o período de mensuração das variáveis e o clima não permitiram uma variação das condições climáticas, pois a temperatura e a umidade relativa do ar permaneceram relativamente constantes.

Tabela 1. Número de indivíduos (N) vocalizantes de *D. microps* e distribuição das variáveis climáticas de temperatura (T) e umidade relativa do ar (U) por horário de escuta, na Lagoa do Peri, SC

Horário	Pontos de escuta					
	Ponto 1			Ponto 2		
	N	T (°C)	U (%)	N	T (°C)	U (%)
19 h	4	21,0	98,1	3	21,5	98,8
20 h	5	21,7	100,0	2	21,7	100,0
21 h	5	21,0	100,0	3	21,0	100,0
22 h	7	21,5	100,0	4	21,5	100,0
23 h	7	21,0	100,0	6	21,0	100,0
Média	5,6	21,2	99,6	3,6	21,3	99,8
Desvio padrão	1,3	0,3	0,9	1,5	0,3	0,5

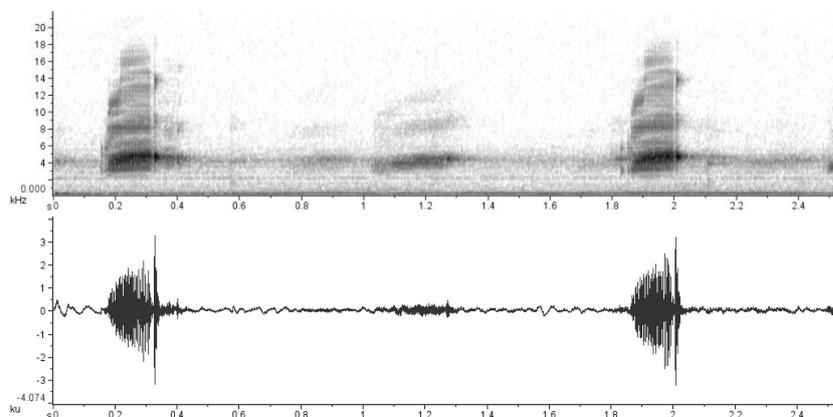


Figura 2. Espectrograma (superior) representando a frequência dominante (intensidade mais escura) e “waveform” (inferior) do canto tipo 1 de *D. microps*

Contudo, o número de indivíduos vocalizando foi maior na metade final do estudo. Porém, como a amostragem foi espacialmente e temporalmente limitada, além das variáveis terem sido constantes,

não foi possível inferir sobre tendências de período de atividade de vocalização de *D. microps*. Geralmente o período de maior atividade de vocalização dos anuros ocorre na primeira metade da noite, com picos entre 20:00 e 22:00 horas (CARDOSO; MARTINS, 1987; ÁVILA; FERREIRA, 2004), mas em períodos de intensa atividade reprodutiva algumas espécies, como *Leptodactylus labyrinthicus* Spix 1824, podem vocalizar durante toda a noite (ZINA; HADDAD, 2005).

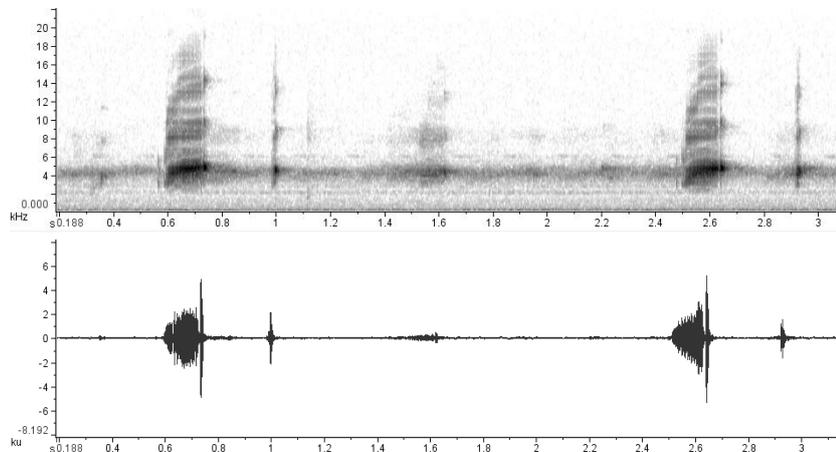


Figura 3. Espectrograma (superior) representando a frequência dominante (intensidade mais escura) e “waveform” (inferior) do canto tipo 2 de *D. microps*.

O canto do tipo 2 foi o mais frequente ($N = 218$), representando 55,9% do total de cantos (Fig. 5), seguido do canto tipo 1 ($N = 114$, 29,23%). Os três tipos de canto ocorreram em 12 indivíduos, e todos os indivíduos apresentaram pelo menos dois tipos de cantos. Dessa forma, relacionamos os parâmetros dos cantos do tipo 1 e do tipo 2 com o tamanho dos machos de *D. microps* porque estes dois tipos foram emitidos por quase todos os machos.

O canto tipo 3 apresentou menor ocorrência em relação aos demais (Fig. 5), sendo este mais complexo com maior número de notas e maior duração. Segundo Prestwich (1994), a produção de vocalizações intensas é energeticamente custosa. Dessa forma, acredita-se que a menor ocorrência observada desse canto pode estar relacionada à economia de energia nos machos de *D. microps*.

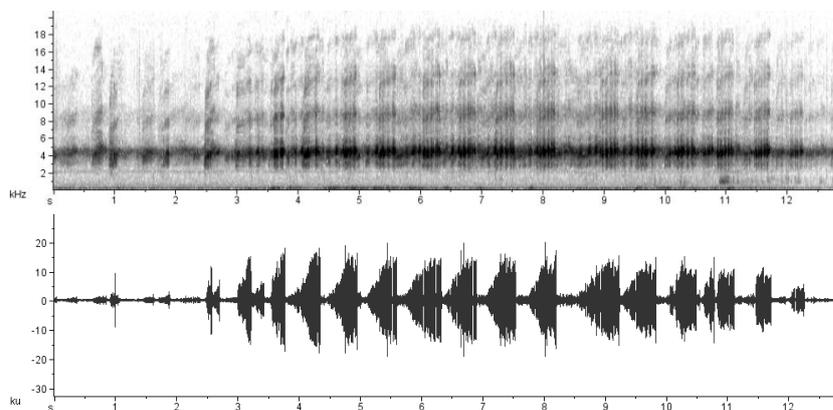


Figura 4. Espectrograma (superior) representando a frequência dominante (intensidade mais escura) e “waveform” (inferior) do canto tipo 3 de *D. microps*

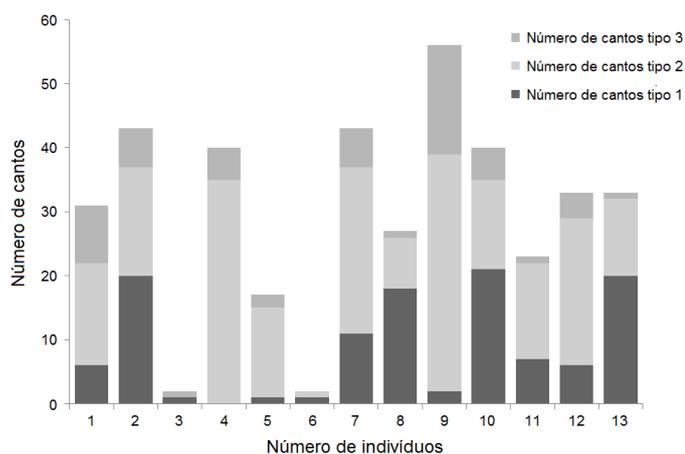


Figura 5. Distribuição dos três tipos de canto pelos indivíduos de *Dendropsophus microps* no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, na noite de 07 de outubro de 2011

O canto do tipo 2 possuiu maior taxa de repetição (2,9 cantos/min), seguido pelo canto do tipo 1 (1,3 cantos/min) (Tabela 2). As vocalizações têm um importante papel nas agregações reprodutivas, pois mantém o afastamento entre os machos e atrai as fêmeas

(GERHARDT, 1994). Dessa forma, o canto tipo 2, que possui maior representatividade nessas atividades, pode ser o mais atrativo para as fêmeas, mantendo uma relação de custo/benefício equilibrada. Este canto possui uma maior complexidade de notas que o canto tipo 1 e possivelmente possui um menor gasto de energia que o canto tipo 3, sendo esta uma estratégia importante para a reprodução.

Tabela 2. Média da taxa de emissão de cantos (cantos/minuto) dos machos de *Dendropsophus microps* no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC na noite de 07 de outubro de 2011

Média da taxa de emissão de cantos por minuto		
Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
1,3 ± 1,7	2,9 ± 2,3	1 ± 0,9

Não houve uma relação significativa entre a frequência dominante do canto do tipo 1 e o CRC dos machos e nem a duração do canto e o CRC (frequência dominante: $R = 0,276$; $F = 0,907$; $GL = 11$; $p = 0,361$; duração do canto: $R = 0,068$; $F = 0,052$; $GL = 11$; $p = 0,823$). Porém, a frequência dominante tendeu a ser mais baixa em indivíduos com tamanhos maiores (Fig. 6).

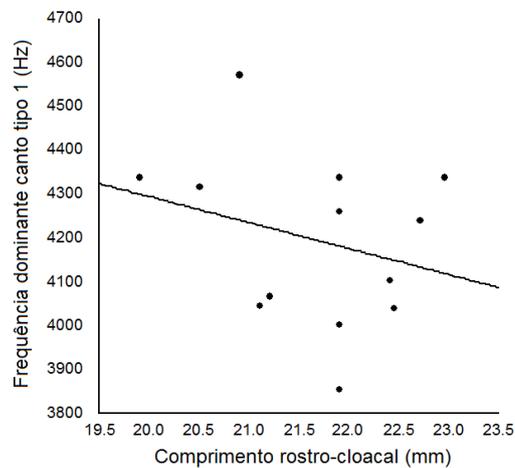


Figura 6. Relação entre o comprimento rostro-cloacal (CRC) dos machos de *Dendropsophus microps* e a frequência dominante média do canto do tipo 1 para os indivíduos gravados na Lagoa do Peri, SC, em 07 de outubro de 2011

Para o canto tipo 2, a frequência dominante esteve negativamente relacionada com o CRC de *D. microps* (frequência dominante: $R = 0,681$; $F = 8,654$; $GL = 10$; $p = 0,01$; Fig. 7). A duração do canto tipo 2 não apresentou relação com o tamanho corpóreo dos machos vocalizantes ($R = 0,101$; $F = 0,104$; $GL = 10$; $p = 0,753$). De uma forma geral, houve uma tendência de uma relação negativa entre o CRC e a frequência dominante dos machos de *D. microps*. A relação da frequência do canto com o tamanho corpóreo tem sido bem documentada para algumas espécies de anuros (ARAK, 1983; GIVEN, 1988; GIACOMA; ZUGAROLO; BEANI, 1997; HOWARD; YOUNG, 1998; GUIMARÃES; BASTOS, 2003).

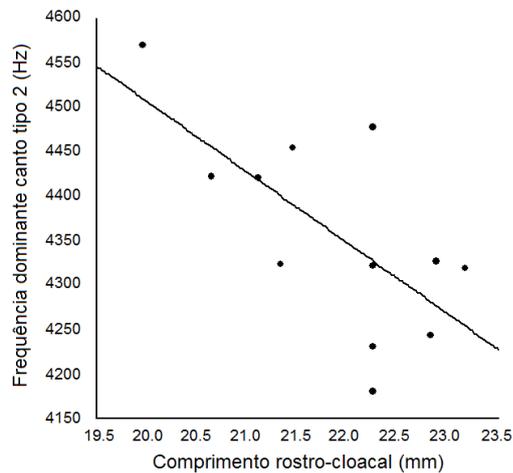


Figura 7. Relação entre o comprimento rostro-cloacal (CRC) dos machos de *Dendropsophus microps* e a frequência dominante média do canto do tipo 2 para os indivíduos gravados na Lagoa do Peri, SC, em 07 de outubro de 2011

Conclusão

Os machos vocalizaram durante toda a primeira metade da noite, não havendo grandes alterações na temperatura do ar e umidade relativa do ar. Mesmo assim, houve uma tendência de um maior número de machos de *D. microps* vocalizando as 22:00 e 23:00 horas.

A frequência dominante tendeu a ser menor em machos com tamanhos maiores, onde a frequência dominante do canto tipo 2 esteve negativamente relacionada com o CRC. A duração do canto não possuiu relação com o tamanho do corpo de *D. microps*.

Agradecimentos

Agradecemos à FLORAM, aos funcionários do PMLP e à Prof^a. Dr^a. Malva Isabel Medina Hernández pela organização do curso de campo.

Referências bibliográficas

ARAK, A. Vocal interactions, call matching, and territoriality in a Sri Lankan treefrog, *Philautus leucorhinus* (Rhacophoridae). **Animal Behaviour**, v. 31, p. 292-302, 1983.

ÁVILA, R. W.; FERREIRA, V. L. Riqueza e densidade de vocalizações de anuros (Amphibia) em uma área urbana de Corumbá, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 4, p. 887-892, 2004.

CARDOSO, A. J.; MARTINS, J. E. Diversidade de anuros durante o turno de vocalizações, em comunidade neotropical. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 36, n. 23, p. 279-285, 1987.

DUELMAN, W. E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1994. 670 p.

GERHARDT, H. C. The evolution of vocalization in frogs and toads. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 25, p. 293-324, 1994.

GERHARDT, H. C.; HUBER, F. **Acoustic communication in insects and anurans: Common problems and diversity solutions**. Chicago and London: The University of Chicago Press, 2002. 531 p.

GIACOMA, C.; ZUGOLARO, C.; BEANI, L. The advertisement calls of the green toad (*Bufo viridis*): variability and role in mate choice. **Herpetologica**, v. 53, n. 4, p. 454-464, 1997.

GIVEN, M. F. Territoriality and aggressive interactions of male carpenter frogs, *Rana virgatipes*. **Copeia**, v. 1988, n. 2, p. 411-421, 1988.

GUIMARÃES, I. D.; BASTOS, R. P. Vocalizações e interações acústicas em *Hyla raniceps* (Anura, Hylidae) durante a atividade reprodutiva. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 93, n. 2, p. 149-158, 2003.

HEYER, W. R.; RAND, A. S.; CRUZ, C. A. G.; PEIXOTO, O. L.; NELSON, C. E. Frogs of Boracéia. **Arquivos de Zoologia**, v. 31, n. 4, p. 237-410, 1990.

HOULAHAN, J. E.; FINDLAY, C. S.; SCHMIDT, B. R.; MEYER, A. H.; KUZMIN, S. L. Quantitative evidence for global amphibian population declines. **Nature**, v. 404, p. 752-755, 2000.

HOWARD, R. D.; YOUNG, J. R. Individual variation in male vocal traits and female mating preferences in *Bufo americanus*. **Animal Behaviour**, v. 55, p. 1165-1179, 1998.

KWET, A.; LINGNAU, R.; DI-BERNARDO, M. **Pró-Mata: Anfíbios da Serra Gaúcha, sul do Brasil**. 2nd ed. Germany: Brasilien-Zentrum, University of Tübingen, 2010. 148 p.

PRESTWICH, K. N. The energetics of acoustic signaling in anurans and insects. **American Zoologist**, v. 34, p. 625-643, 1994.

PURRENHAGE, J. L.; BOONE, M. D. Amphibian structure response to variation in habitat structure and competitor density. **Herpetologica**, v. 65, n. 1, p. 14-30, 2009.

ZINA, J.; HADDAD, C. F. B. Reproductive activity and vocalizations of *Leptodactylus labyrinthicus* (Anura: Leptodactylidae) in Southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, p. 1-11, 2005.

ECOSSISTEMAS MARINHOS

EXPRESSÃO DE PIGMENTOS EM ALGAS PARDAS (*Canistrocarpus cervicornis* E *Padina gymnospora*): UMA ABORDAGEM QUIMIOECOLÓGICA

MELLO, Anna Jacinta Machado
SAITO, Erica Naomi
SCHULZE, Beatriz
STICCA, Sarah Carvalho
BUELONI, Fernanda Soares
BEZAMAT, Carolina
PALUDO, Giovani Festa
FUENTES, Eduardo Vetromilla
TSUDA, Érika Tsuda
BAPTISTA, Itamê Karpinski
SALDANHA, Juliana Hammel
HESEL, Mônica
LHULLIER, Cíntia

Introdução

As macroalgas, principais constituintes das comunidades fitobênticas, são fundamentais para o estabelecimento do equilíbrio e resiliência dos ecossistemas costeiros, além de suprirem alimento, oxigênio e abrigo para peixes e outros organismos heterotróficos (ROCHA, 1992; MCCLANAHAN; COKOS; SALA, 2002; WILSON, 2002).

Os pigmentos das macroalgas marinhas, como as clorofilas e os carotenóides, são moléculas complexas que absorvem radiação eletromagnética devido à sua estrutura química, e desempenham um papel central na conversão de energia solar em energia química. Usualmente, as macroalgas são classificadas baseadas no seu pigmento característico, tais como: as Rhodophytas que são conhecidas como algas vermelhas; as Phaeophytas, como algas pardas; e as Chlorophytas, como algas verdes.

Os carotenóides são classificados em carotenos e xantofilas. De coloração amarela, laranja ou vermelha. Os carotenóides consistem em um dos mais importantes grupos de pigmentos acessórios naturais devido a sua grande distribuição, diversidade estrutural e numerosas funções. Esse grupo abriga mais de setecentos compostos já descritos e caracterizados (HORNERO-MÉNDEZ; BRITTON, 2002), dentre os quais

aproximadamente cinquenta possuem atividade de vitamina A, sendo o β -caroteno aquele que possui maior atividade biológica. Algumas de suas atividades biológicas incluem a fotoproteção e a captura de energia não capturada pelas clorofilas durante fotossínteses (AMBRÓSIO; CAMPOS; FARO, 2006). Durante a fotoproteção esses pigmentos protegem o aparato fotossintético contra danos oxidativos. As clorofilas são pigmentos verdes embebidos na membrana de tilacóides, que absorvem ondas azuis (465 nm) e reflete ondas verdes (535 nm). As clorofilas são pigmentos-chave no processo de fotossíntese, já que contem um anel de porfirina onde elétrons são livres para migrar, possuindo potencial de perder o ganhar elétrons facilmente e doar elétrons para outras moléculas, sendo essa habilidade fundamental para o processo de captura de luz solar (KUMAR, 2009).

As macroalgas marinhas de costões rochosos são consideradas boas indicadoras de alterações ambientais de diferentes naturezas, por serem sésseis e integrarem assim os efeitos de longos períodos de exposição a condições adversas (GOROSTIAGA; DIEZ, 1996). O potencial de aplicação destes organismos como bioindicadores se faz ainda maior por serem ampla e facilmente encontrados nas regiões costeiras, as quais representam, na maioria das vezes, o ponto de entrada dos aportes de poluentes derivados do continente. Uma das espécies utilizadas, *Padina gymnospora* é pertencente ao grupo das Phaeophyta, encontrada em áreas preservadas e alteradas. Esta espécie contem pigmentos fotossintetizantes clorofila a, clorofila c e carotenóides, além de ser estudada pelo seu uso potencial em antibióticos e seu papel ecológico na acumulação de metais pesados. A espécie *Canistrocarpus cervicornis* (previamente identificada como *Dictyota cervicornis*, DE CLERCK et al., 2006) é uma alga parda que pertence a família Dictyotaceae. Esta alga apresenta diterpenos bicíclicos e tricíclicos como principais metabólitos (BIANCO et al., 2009), além disso, seu extrato bruto é rico em polissacarídeos sulfatados, apresentando uma atividade anticoagulante, antioxidante, e efeito quelante sobre íons de ferro (CÂMARA, 2010).

A ecologia química trabalha para ver como a produção de compostos químicos pode responder perguntas ecológicas, e qual é o papel de compostos químicos na interação dos organismos com seu ambiente. Muitos organismos se comunicam quimicamente, por

exemplo por meio da produção de feromônios de indivíduos reprodutivos. Diversos outros tipos de comunicação química existem, tais como comunicação química envolvida na agregação de indivíduos e na marcação de trilhas e para defesa. Anteriormente o foco dos estudos com comunicação química somente focava nos sinais químicos, mas foi percebendo-se a importância desses compostos na ecologia de espécies. A ecologia química pode ser utilizada desde o nível de gene para o nível de populações, comunidades e ecossistema. (DICKE; TAKKEN, 2006).

A cromatografia é um método físico-químico que pode ser utilizado para os estudos na ecologia química de algas, especialmente para caracterizar os pigmentos e outros compostos químicos. Este método consiste em uma separação de compostos por afinidade, onde existe uma fase móvel apolar e outra fase estacionária polar. Assim, as moléculas apolares irão eluir mais conforme a afinidade com o solvente e as polares conforme sua afinidade com a fase imóvel (ZANELLA, 2011). Existem vários tipos de cromatografia, dentre eles está a cromatografia em camada delgada que pode ser utilizada para analisar os diversos pigmentos presentes em algas, que variam dependendo de seu ambiente, predadores, estresse de herbivoria, ações antrópicas, além de outras características ambientais.

Considerando que a síntese de substâncias é função direta do estado de conservação do metabolismo nas macroalgas marinhas é possível supor que a variabilidade na expressão de pigmentos também represente uma fonte para descrever variações ambientais. Dessa forma, este trabalho objetivou comparar a expressão de carotenóides e clorofilas de *Canistrocarpus cervicornis* e *Padina gymnospora* a fim de caracterizar a diversidade e composição de pigmentos em diferentes localidades no estado de Santa Catarina.

Material e métodos

As amostras das algas *Canistrocarpus cervicornis* e *Padina gymnospora*, para a preparação dos extratos brutos, foram coletadas na costa nordeste/norte da Ilha do Arvoredo (27°17'01"S / 48°22'47"W) na porção infralitoral (5 m) em setembro de 2008; costa oeste da Ilha das Aranhas (27°29'11"S / 48°21'36"W) na porção infralitoral (5 m) em setembro de 2008; costa nordeste da Ilha Deserta (27°15'40"S /

48°19'55"W); costa noroeste da Ilha do Campeche (27°11'19"S / 48°27'56"W), porção infralitoral (5 m) em setembro de 2008; Praia de Canasvieiras (27°25'29"S; 48°28'40"O), porção supralitoral em março de 2010 e Praia da Lagoinha (27°23'67"S; 48°25'79"O), porção supralitoral em março 2010.

Análises cromatográficas e densitométricas

Os compostos das amostras de *D. cervicornis* e *P. gymnospora* foram previamente extraídos e secos, assim gerando um extrato bruto o qual foi utilizado nesse experimento.

A separação dos pigmentos (clorofila e carotenóides) foi realizada através do método de cromatografia por camada delgada (CCD). Os extratos brutos foram dissolvidos com acetona conforme o peso dos mesmos, em uma concentração de 1 mg/mL. Após a dissolução foram retirados alíquotas de 250µl com capilares aferidos e inseridos cuidadosamente na placa de sílica. A placa foi colocada em uma cuba em contato com a fase móvel (Hexano:Acetato de etila 8:2) para a separação dos compostos.

Uma maneira de expressar a separação dos compostos é através do fator de retenção (Rf):

$$R_f = \frac{\text{Distância da amostra (D1)}}{\text{Distância da frente do solvente (D2)}}$$

Na cromatografia em camada delgada a área da mancha é estabelecida por densitometria, cujo princípio consiste no número de pontos que define a mancha (como é "visualizado" por um densitômetro ou computador) ser proporcional a área da mancha. Portanto, para a realização das análises quantitativas, as cromatoplasmas foram analisadas através do software QUANTISCAN, o qual determinou a densitometria das bandas reveladas.

Análise dos dados

Foi realizada a análise de similaridade entre amostras em função da presença dos pigmentos, utilizando o índice S1 (*Simple Matching*), e em função da concentração de pigmentos, utilizando o índice de Bray-

Curtis, através do método de agrupamento por média de grupos (UPGMA). As concentrações de pigmentos foram padronizadas por $[\text{Log}_{10}(x+1)]$.

Resultados e discussão

A partir da cromatografia realizada com as espécies *Canistrocarpus cervicornis* e *Padina gymnospora*, coletadas em diferentes ambientes, foram observadas bandas com diferentes valores de Rf, demonstrando assim a presença de diferentes pigmentos fotossintetizantes nestas algas.

As amostras de *Canistrocarpus cervicornis* apresentaram três tipos de clorofila, sendo que as clorofilas (banda 1) e (banda 2) ocorreram nas Ilhas do Arvoredo, Ilha do Campeche e Praia da Lagoinha (Tabela 1). A clorofila (banda 3) ocorreu apenas na Ilha do Arvoredo. O extrato da Ilha das Aranhas não expressou nenhum pigmento. O pigmento betacaroteno não foi expresso em nenhuma das amostras.

Tabela 1. Fator de retenção (Rf) dos pigmentos de *Canistrocarpus cervicornis* coletada na Ilha do Arvoredo, Ilha das Aranhas, Ilha do Campeche e Praia da Lagoinha – Santa Catarina, Brasil.

Pigmento	Padrão	Arvoredo	Aranhas	Campeche	Lagoinha
Betacaroteno	0,93	-	-	-	-
Clorofila (banda1)	-	0,53	-	0,53	0,53
Clorofila (banda2)	-	2,00	-	2,00	2,00
Clorofila (banda 3)	-	1,50	-	-	-

As amostras de *Padina gymnospora* apresentaram dois tipos de clorofila em todas as áreas de coleta (Tabela 2). O pigmento betacaroteno esteve presente em todas as amostras com exceção da Ilha Deserta. Na praia da Canasvieiras também foram observadas fucoxantina e outras xantofilas.

Tabela 2. Fator de retenção (Rf) dos pigmentos de *Padina gymnospora* coletada na Ilha do Arvoredo, Ilha das Aranhas, Ilha Deserta e Praia da Canasvieiras – Santa Catarina, Brasil.

Pigmento	Padrão	Arvoredo	Aranhas	Deserta	Canasvieiras
Betacaroteno	0,98	0,98	0,98	-	0,98
Clorofila (banda 1)	-	0,59	0,59	0,59	0,59
Clorofila (banda 2)	-	0,46	0,46	0,46	0,46
Outras xantofilas (banda 1)	-	-	-	-	0,30
Outras xantofilas (banda 2)	-	-	-	-	0,15
Fucoxantina	-	-	-	-	0,08

As análises quantitativas realizadas para as amostras de *Padina gymnospora*, indicaram que as densitometrias calculadas para betacaroteno e para os dois tipos de clorofila foram maiores na praia Canasvieiras. O pigmento que apresentou maior valor de densitometria para todas as áreas de coletas foi a clorofila (banda 2) (Tabela 3).

Tabela 3. Pigmentos de *Padina gymnospora*, e valor da densitometria calculada para cada banda, em cada área de coleta.

Pigmentos	Arvoredo	Aranhas	Ilha Deserta	Canasvieiras
Betacaroteno	1144,4	1046,2	-	1661,1
Clorofila (banda 1)	3443,2	3601,4	1327,8	3993,6
Clorofila (banda 2)	2701,3	3362,0	1886,1	3883,8
Outras xantofilas (banda 1)	-	-	-	2485,9
Outras xantofilas (banda 2)	-	-	-	2388,0
Fucoxantina	-	-	-	3418,4

Através das análises de similaridade em função da presença de pigmentos em *D. cervicornes*, é possível distinguir 3 grupos, sendo que Lagoinha e Campeche são 100% similares por expressarem os mesmos pigmentos, e Aranhas foi a área mais distinta pelo fato da alga não ter expressado nenhum pigmento (Fig. 1).

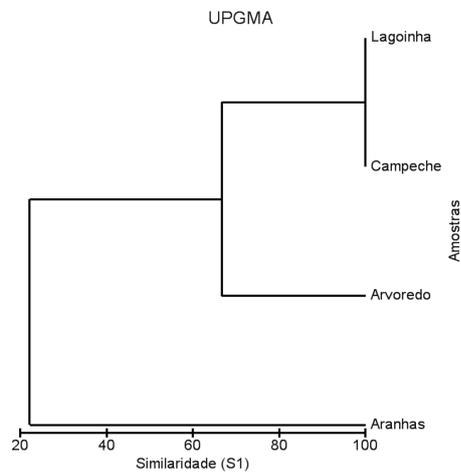


Figura 1. Análise de similaridade função da presença de pigmentos de *Canistrocarpus cervicornis* nos diferentes locais amostrados.

Para os dados de *P. gymnospora*, as áreas onde a alga expressou os mesmos pigmentos, também houve 100% de similaridade. Porém, a densitometria, ou seja, a diferença de concentração dos pigmentos nos diferentes locais de coleta, não interferiu na similaridade por quantidade de pigmentos (Fig. 2).

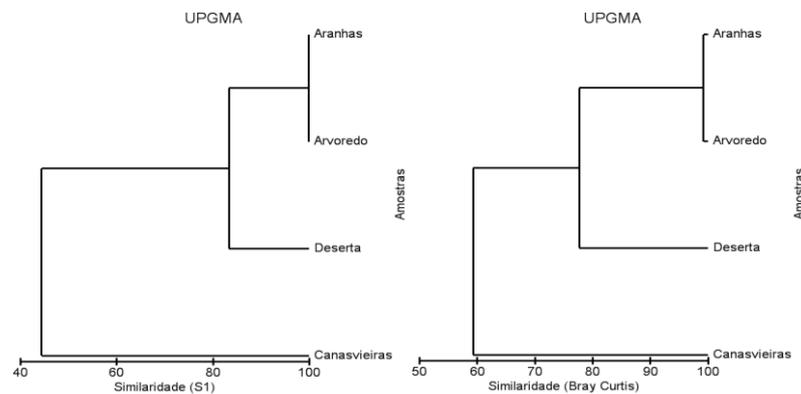


Figura 2. Análise de similaridade em função da (A) presença e da (B) concentração de pigmentos (Bray-Curtis) de *Padina gymnospora* nos diferentes locais amostrados.

Através dos resultados obtidos, pode-se observar que uma mesma espécie de alga pode expressar diferenciações tanto na quantidade, quanto concentração de pigmentos quando coletadas em locais distintos. Esta diversificação pode estar relacionada com as diferenças físico-químicas e/ou ecológicas dos locais. Fatores abióticos podem ser responsáveis por alterações na produção de metabólitos, juntamente com alterações no meio marinho, como resultado do escoamento continental e, muitas vezes, da poluição por efluentes domésticos e suas respectivas alterações na concentração de nutrientes inorgânicos dissolvidos na água do mar, uma vez que representam importantes estressores ambientais (MARTINS, 2011).

Os efeitos do estresse ambiental sobre o conteúdo fotossintético de algas já foi relatado por outros autores, utilizando-se variações na temperatura da água e na salinidade (KAKINUMA et al., 2006). Praias altamente urbanizadas geralmente apresentam maior turbidez na água, em decorrência da descarga direta de efluentes e maiores concentrações de matéria orgânica e inorgânica dissolvida, sendo estes aspectos observados em diferentes partes do planeta (DAVIES-COLLEY; SMITH, 2001).

A referida abordagem, além de proporcionar uma resolução satisfatória da heterogeneidade química das comunidades fitobênticas, possui baixo custo e é facilmente e rapidamente replicável, representando uma importante ferramenta em abordagens quimioecológicas (WAKSMUNDZKA-HAJNOS; SHERMA; KOWALSKA, 2008).

Embora os fatores biológicos responsáveis pelas diferenças de expressão e concentração dos metabólitos primários e secundário encontrados neste experimento não tenham sido identificados, fica clara a aplicação da metodologia da cromatografia de camada delgada para a utilização das respostas químicas a variáveis ambientais.

Agradecimentos

À direção do Parque Municipal da Lagoa do Peri e seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante nossa pesquisa. À Cintia Dalcuhe Leal Martins e Fernanda Ramlov pelas orientações em laboratório e/ou gabinete.

Referências bibliográficas

AMBRÓSIO, C. L. B.; CAMPOS, F. A. C. S.; FARO, Z. P. Carotenóides como uma alternativa contra a hipovitaminose A. **Revista de Nutrição**, v. 19, n. 02, p. 233-243, 2006.

BIANCO, E. M.; ROGERS, R.; TEIXEIRA V. L.; PEREIRA, R. C. Antifoulant diterpenes produced by the brown seaweed *Canistrocarpus cervicornis*. **Journal of Applied Phycology**, v. 21, p. 341–346, 2009.

CÂMARA, R. B. D. **Atividade anticoagulante e antioxidante de extratos brutos ricos em polissacarídeos sulfatados das macroalgas marinhas marrons *Canistrocarpus cervicornis*, *Dictyota mertensii* e *Dictyopteris delicatula* e de heterofucanas de *Canisteocarpus cervicornis***. Dissertação de Mestrado em Bioquímica. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2010. 80 p.

DAVIES-COLLEY, R. J.; SMITH, D. G. Turbidity suspended sediment, and water clarity: a review. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 37, p. 1085-1101, 2001.

DE CLERCK, O.; LELIAERT, F.; VERBRUGGEN, H; LANE, C. E.; DE PAULA, J. C; PAYO, D. A.; COPPEJANS, E. A revised classification of the Dictyoteae (Dictyotales, Phaeophyceae) based on *rbc* L and 26S ribosomal DNA sequence analyses. **Journal of Phycology**, v. 42, p. 1271-1288, 2006.

DICKE, M.; TAKKEN, W. Chemical Ecology: A multidisciplinary approach. In: DICKE, M.; TAKKEN, W. (Eds.). **Chemical ecology: from gene to ecosystem**. Netherlands: Springer, 2006. p. 1-8.

GOROSTIAGA, J. M., DÍEZ, I. Changes in the sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximal coast (northern Spain). **Marine Ecology Progress Series**, v. 130, p. 157-167, 1996.

HORNERO-MÉNDEZ, D.; BRITTON, G. Involvement of NADPH in the cyclization reaction of carotenoid biosynthesis. **FEBS Letters**, v. 515, n. 01-03, p. 133-136, 2002.

KAKINUMA, M.; COURY, D. A.; KUNO, Y.; ITOH, S.; KOZAWA, Y.; INAGAKI, E.; YOSHIURA, Y.; AMANO, H. Physiological and biochemical responses to thermal and salinity stresses in a sterile mutant of *Ulva pertusa* (Ulvales, Chlorophyta). **Marine Biology**, v. 149, p. 97-106, 2006.

KUMAR, N. J. I.; KUMAR, R. N.; BORA, A.; KAUR-AMB, M.; CHAKRABORTHY, S. An evaluation of the pigment composition of eighteen marine macroalgae collected from Okha Coast, Gulf of Kutch, India. **Our Nature**, v. 7, p. 48-55, 2009.

MARTINS, C. D. L. **Avaliação do impacto da urbanização sobre a heterogeneidade química e a estrutura das comunidades fitobênticas: uma abordagem integrada.** Tese de doutorado em Ecologia, Universidade Federal De Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

MCCLANAHAN, T. R.; COKOS, B. A.; SALA, E. Algal growth and species composition under experimental control of herbivory, phosphorous and coral abundance in Glovers Reef, Belize. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, p. 441-551, 2002.

ROCHA, A. A., Algae as biological indicators of water pollution. In: CORDEIRO MARINO, M., AZEVEDO, M. T. P., SANT'ANNA, C. L., TOMITA, N. Y., PLASTINO, E. M. **Algae and environment: a general approach.** São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia, 1992. 130 p.

WAKSMUNDZKA-HAJNOS, M., SHERMA, J., KOWALSKA, T. **Thin layer chromatography in phytochemistry.** Boca Raton: CRC Press, 2008. 896 p.

WILSON, S. Nutritional value of detritus and algae in blenny territories on the Great Barrier Reef. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 271, p. 155-169, 2002.

ZANELLA, R. Introdução a métodos cromatográficos: cromatografia em camada delgada e em coluna. Disponível em: <www.ufsm.br/larp>. Acesso em: 12 out. 2011.

**CARACTERIZAÇÃO CROMATOGRÁFICA DE PIGMENTOS EM
REPRESENTANTES DE TRÊS DIVISÕES DE MACROALGAS MARINHAS**

**TOMAZI, Aline Luiza
HERBST, Danneli Firme
NAKAMURA, Elaine Mitie
SOUZA, Julia Nunes de
GERZSON, Natália Dozza
SILVA, Pedro Giovanni da
ALVES, Rubana Palhares
LHULLIER, Cíntia
RAMLOV, Fernanda**

Introdução

As macroalgas marinhas estão inseridas em três divisões denominadas Chlorophyta (algas verdes), Heterokontophyta (algas pardas) e Rhodophyta (algas vermelhas), sendo importantes ecológica e biologicamente nos ecossistemas marinhos, pois provêm alimento e refúgio para outros organismos (MCCLANAHAN; COKOS; SALA, 2002; WILSON, 2002). As macroalgas marinhas ocorrem em ambientes intertidais, em águas rasas e profundas, bem como em estuários e em águas mais protegidas nos substratos rochosos, corais, entre outros (KUMAR et al., 2009).

As macroalgas marinhas são caracterizadas por apresentarem diferentes clorofilas e pigmentos acessórios (ficobiliproteínas e carotenóides) que conferem as diferentes colorações de seus talos (LEE, 2008). Em estudos recentes, foi sugerido que o conteúdo de clorofila *a* é quase o mesmo em todos os grupos, mas que concentração das clorofilas *b* e *c* diferem, bem como a concentração de carotenóides dependendo das condições ambientais, havendo um aumento na concentração dos mesmos, especialmente em condições de estresse (DONKIN, 1976; MARTIN; GORDON; FITZWATER, 1991; GRUNG; D'SOUZA; BOROWITZKA, 1992). As macroalgas marinhas, assim como outros organismos fotossintetizantes, estão expostas a mudanças bruscas de irradiância. Para evitar danos foto-oxidativos e a fotoinibição, provocados pela exposição à alta irradiância, as macroalgas possuem mecanismos de fotoproteção que operam juntos.

Um dos mecanismos relacionados à fotoproteção é a produção de carotenóides. O papel biológico dos carotenóides nos diferentes grupos vegetais está associado à fotossíntese. Eles atuam como pigmentos acessórios, captando a energia na região espectral em que as clorofilas absorvem pouco e transferem-na para os centros de reação do fotossistema II (MATHEWS-ROTH 1997, LESSER, 2006). Outra função destes pigmentos é a fotoproteção do aparato fotossintético contra danos oxidativos, através do sequestro do excesso de energia (*quenching*) do triplete da clorofila, evitando assim a formação do oxigênio singlete (1O_2) (UENOJO; MAROSTICA JUNIOR; PASTORE, 2007).

A caracterização dos pigmentos das macroalgas pode ser feita através da cromatografia (do grego *kroma*: cor, *graphus*: escrever). A cromatografia é um método físico-químico de separação dos componentes de uma mistura, realizada por meio da distribuição destes entre duas fases em íntimo contato. Uma das fases permanece estacionária enquanto a outra se move através dela. Durante a passagem da fase móvel pela estacionária, os componentes de uma mistura se distribuem entre elas, de tal forma que cada um dos componentes é retido seletivamente na fase estacionária de acordo com a sua maior ou menor afinidade, resultando em migrações diferenciadas (ZANELLA, 2011). Entre diversos tipos de cromatografia, destaca-se a cromatografia em camada delgada, na qual podem ser visualizadas bandas de diferentes colorações, que correspondem aos distintos metabólitos produzidos pelas macroalgas, como por exemplo, os pigmentos.

Nesse sentido, este estudo objetivou caracterizar os pigmentos de macroalgas marinhas pertencentes às divisões Chlorophyta, Heterokontophyta e Rhodophyta por meio de cromatografia em camada delgada.

Material e métodos

Foram utilizados extratos brutos de algas coletadas em duas localidades, Imbituba (SC) e Abrolhos (BA). Em Imbituba, as espécies amostradas foram: *Hypnea musciformis* (Wulfen in Jacqu.) J.V. Lamour (Gigartinales, Rhodophyta), *Grateloupia dichotoma* J. Agardh (Halymeniales, Rhodophyta) e *Ulva fasciata* Delile (Ulvales, Chlorophyta); em Abrolhos: *Laurencia* sp. (Ceramiales, Rhodophyta),

Dictyota sp. (Dictyotales, Heterokontophyta), *Styopodium* sp. (Dictyotales, Heterokontophyta) e *Dictyopteris* sp. (Dictyotales, Heterokontophyta).

Em ambas as localidades, as coletas ocorreram no infralitoral; em Imbituba foram coletadas a uma profundidade de 1m e em Abrolhos, a 10 m. A amostragem do litoral catarinense ocorreu em março de 2010 e, no baiano, em novembro de 2009, ambas em período com sol.

A análise dos pigmentos fotossintetizantes (carotenóides e clorofilas) foi realizada por meio de cromatografia em camada delgada (CCD). Esse método se baseia na aplicação da amostra em uma placa lisa (fase fixa) contendo um adsorvente (geralmente sílica ou óxido de alumínio). A placa é imersa dentro de uma cuba cromatográfica comum solvente (eluente ou fase móvel). Por capilaridade, o solvente percorre a placa em um movimento ascendente, carregando os componentes da amostra. Diferentes compostos ascendem a diferentes alturas, dependendo de suas estruturas moleculares.

No laboratório, ressuspendeu-se os extratos brutos em acetona 99,5% (10 mg/mL). Com auxílio de um capilar, foram aplicados 250 µl da amostra em uma placa de sílica. A placa foi então inserida verticalmente em uma cuba, e eluída com hexano-acetato de etila (8:2, v/v). A separação dos pigmentos ocorreu em função da migração diferenciada dos mesmos sobre a camada de sílica, refletindo a diferença de afinidade pela fase estacionária. Após a migração dos pigmentos pela placa de CCD, calculou-se o Fator de Retenção (Rf), de acordo com a seguinte fórmula: $Rf = \text{Distância da amostra} / \text{Distância da frente do solvente}$

Utilizou-se como composto padrão β-caroteno (Sigma) e a concentração de pigmentos em cada amostra foi calculada através da densitometria. Essa quantificação se baseia na prerrogativa de estabelecer o valor da área de cada banda cromatográfica.

Em cromatografia, as bandas geralmente tendem a ter uma distribuição gaussiana, apresentando picos, o que permite o cálculo da sua área. Cada placa foi digitalizada e contou-se o número de *pixels* contidos em cada banda, através do software QUANTISCAN. O número de *pixels* é correspondente à área daquela banda e, portanto, à quantidade daquele pigmento presente na amostra.

Resultados e discussão

As cromatografias realizadas indicaram que as espécies apresentaram diferenças em relação aos pigmentos identificados. Os resultados referentes às cromatografias realizadas com as algas de Imbituba (Fig. 1A) indicaram a presença de β -caroteno para *G. dichotoma* e *H. musciformis*. Há ainda a indicação da presença de outros dois carotenos para *G. dichotoma*. Em ambas as espécies foi observada a presença de duas bandas de coloração verde, indicando a possível presença de diferentes clorofilas. Foram observadas duas bandas com o mesmo Rf para *G. dichotoma* e *H. musciformis* e outras duas bandas com diferentes Rf, possivelmente representando diferentes xantofilas. Esta diferença observada no perfil de pigmentos destas duas representantes de algas vermelhas pode estar relacionada a possíveis adaptações das espécies frente aos estresses ambientais, principalmente a radiação solar. Estudos reportam que o acúmulo de carotenóides é favorecido com o aumento da irradiância, uma vez que estes compostos atuam como antioxidantes (DEMMING-ADAMS, 1990; GOMÉZ-PINCHETTI et al., 1992; DERE; GUNES; SIVASI, 1998; MUNTEAN et al., 2008), e que a mudança no perfil de pigmentos pode estar associada à necessidade de um grau maior ou menor de fotoproteção, visto que os diferentes tipos de carotenóides apresentam diferentes propriedades antioxidantes (STAHL; SIES, 2005).

Em relação à *U. fasciata*, esta não apresentou nenhuma banda correspondente à clorofila, contrariando os resultados de Dere, Gunes e Sivasi (1998). Esta espécie é generalista, apresentando ampla distribuição geográfica e uma grande capacidade fotossintética. Este resultado pode refletir problemas de extração e/ou conservação do extrato e não uma resposta ecológica (Fig. 1A).

A Tabela 1 apresenta os resultados quantitativos da cromatoplaça referente à coleta de Imbituba. De modo geral foi observado que a soma das áreas dos pigmentos observados em *G. dichotoma* foi maior quando comparado à *H. musciformis*. Esse resultado pode refletir diferentes estratégias de sobrevivência a este ambiente entre estas espécies.

A macroalga *H. musciformis* é dominante no ambiente de coleta (MARTINS, 2011) e uma das possíveis explicações para esta dominância é a alta capacidade que a espécie possui em assimilar nitrato e fosfato,

armazenando principalmente o nitrogênio na forma de clorofila e ficobiliproteínas (MARTINS, 2007), não necessitando investir na produção de carotenóides. Além disso, por apresentar carragenana como constituinte da sua parede celular, *H. musciformis* tem uma barreira a mais para se proteger contra a radiação solar, o que confere vantagem à espécie, uma vez que *G. dichotoma* apresenta o talo em forma de fita, com menos camadas de células, necessitando investir na síntese de compostos que confirmam fotoproteção e evitem o estresse oxidativo.

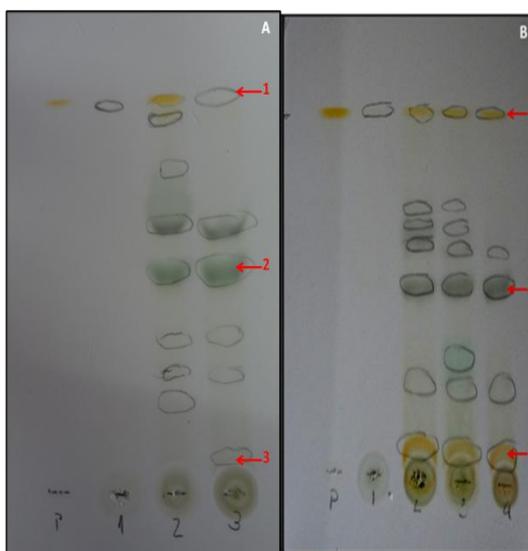


Figura 1. Cromatoplasmas de macroalgas marinhas coletadas em (A): Imbituba, SC e (B): Abrolhos, BA. As setas indicam bandas correspondentes a pigmentos fotossintetizantes, sendo que 1) β -caroteno (caroteno padrão); 2) Clorofila e 3) Xantofila. Em (A): P - β -caroteno ; 1 - *Ulva fasciata*; 2 - *Grateloupia dichotoma* e 3 - *Hypnea musciformis*. Em (B): P - β -caroteno ; 1 - *Laurencia* sp.; 2 - *Dictyopteris* sp.; 3 - *Dictyota* sp. e 4 - *Styopodium* sp.

Com relação às espécies coletadas em Abrolhos, a 10m de profundidade, observou-se que *Dictyota* sp., *Styopodium* sp. e *Dictyopteris* sp. apresentaram bandas com mesmo Rf do β -caroteno. As espécies *Dictyota* sp. e *Dictyopteris* sp. apresentaram bandas com mesmo Rf indicando a possível presença de um outro caroteno. Com relação às clorofilas, as mesmas espécies apresentaram três bandas

com mesmo Rf, enquanto que *Styopodium* sp. apresentou apenas duas destas bandas. As três espécies apresentaram duas bandas com diferentes Rf referentes às xantofilas, com exceção de *Dictyota* sp., que apresentou uma banda a mais. Salienta-se que a banda com menor Rf (0,06) possivelmente trata-se de fucoxantina, pigmento que confere a coloração parda, típica do grupo (Fig. 1B). No extrato de *Laurencia* sp. foi observada apenas uma banda, referente ao β -caroteno (Fig. 1B). Este resultado também pode ser reflexo de extração e/ou conservação do extrato, uma vez que este gênero é muito rico em compostos do metabolismo secundário.

Tabela 1. Fatores de retenção (Rf) e valores da densitometria (Den.) das macroalgas coletadas em Imbituba – SC

Espécie/Pigmento	<i>Ulva fasciata</i>		<i>Grateloupia dichotoma</i>		<i>Hypnea musciformis</i>	
	Rf	Den.	Rf	Den.	Rf	Den.
β -caroteno	0,98	2742,7	0,98	2848,2	0,98	2919,7
Caroteno 2	-	-	0,92	3030,1	-	-
Caroteno 3	-	-	0,77	3095,8	-	-
Clorofila 1	-	-	0,66	5597,2	0,66	4326,5
Clorofila 2	-	-	0,55	8347,3	0,55	7444,5
Xantofila 1	-	-	0,38	3650,5	0,38	3569,6
Xantofila 2	-	-	0,28	2382,3	0,28	3470,7
Xantofila 3	-	-	0,23	3517,0	-	-
Xantofila 4	-	-	-	-	0,09	3216,7
Soma das áreas		2742,7		32468,4		24945,9

Os resultados quantitativos da cromatoplaça referente às espécies coletadas em Abrolhos indicaram que, dentre as espécies estudadas, *Dictyota* sp. apresentou maior diversidade e quantidade de pigmentos fotossintéticos (Tabela 2).

O gênero *Dictyota* é reconhecido na literatura por sua diversidade em compostos químicos (DE-PAULA et al., 2001; VALLIM et al., 2005; FREITAS, 2006; SOUZA-LIMA, 2009). Também foi observado que *Styopodium* sp. apresentou menor diversidade de pigmentos, sendo que as bandas referentes a clorofilas apresentaram maiores áreas comparativamente às demais espécies. *Styopodium* sp.

apresenta maior abundância em Abrolhos quando comparada as demais espécies (FIGUEIREDO, 2006) e por serem espécies que competem por este espaço, possivelmente *Dictyota* sp. e *Dictyopteris* sp. estejam investindo na produção de pigmentos secundários para aumentarem sua eficiência fotossintética e conseguirem sobreviver neste ambiente.

Tabela 2. Fatores de retenção (Rf) e valores da densitometria (Den.) das macroalgas coletadas em Abrolhos – BA

Espécie/ Pigmento	<i>Laurencia</i> sp.		<i>Dictyopteris</i> sp.		<i>Dictyota</i> sp.		<i>Styopodium</i> sp.	
	Rf	Den.	Rf	Den.	Rf	Den.	Rf	Den.
β-caroteno	0,98	1080,2	0,98	1156,7	0,98	2263,6	0,98	1891,2
Caroteno 2	-	-	0,73	1105,3	0,73	2083,5	-	-
Clorofila 1	-	-	0,69	1745,7	0,69	2046,1	-	-
Clorofila 2	-	-	0,62	1249,1	0,62	2006,7	0,62	2387,7
Clorofila 3	-	-	0,52	1499,1	0,52	2335,8	0,52	4265,1
Xantofila 1	-	-	-	-	0,31	1.762,9	-	-
Xantofila 2	-	-	0,25	1054,5	0,25	1902,0	0,25	2030,3
Xantofila	-	-	0,06	2343,4	0,06	2618,03	0,06	2512,7
Soma das áreas		1080,2		10153,7		17018,6		13087,1

Diferentes perfis cromatográficos representam diferentes respostas às variações ambientais. A cromatografia é uma técnica útil não apenas para a caracterização dos grupos, como também para a realização de inferências em relação às condições ambientais. Para futuros trabalhos, sugere-se que sejam utilizados extratos que tenham sido coletados em uma mesma profundidade e que sejam disponibilizados dados das condições ambientais, os quais são informações fundamentais para que se possam fazer inferências ecológicas.

Agradecimentos

Somos gratos aos funcionários do Parque Municipal da Lagoa do Peri e à FLORAM pelo apoio logístico. Agradecemos à Prof^a. Dr^a. Malva Isabel Medina Hernández pelas orientações e contribuições neste trabalho.

Referências bibliográficas

- DEMMING-ADAMS, B. Carotenoids and photoprotection in plants: a role for the xanthophyll zeaxanthin. **Biochimica et Biophysica Acta**, v. 1020, p. 1-24, 1990.
- DE-PAULA, J. C.; PEDRINI, A. G.; PINHEIRO, M. D.; PEREIRA, R. C.; TEIXEIRA, V. L. Chemical similarity between the brown algae *Dictyota cervicornis* and *D. pardalis* (Dictyotales, Phaeophyta). **Biochemical Systematics and Ecology**, v. 29, p. 425-427, 2001.
- DERE, S.; GUNES, T.; SIVASI, R. Spectrophotometric determination of chlorophyll - A, B and total carotenoid contents of some algae species using different solvents. **Journal of Tropical Botany**, v. 22, p. 13-17, 1998.
- DONKIN, P. Ketocarotenoid biosynthesis by *Haematococcus lacustris*. **Phytochemistry**, v. 15, p. 711-715, 1976.
- FIGUEIREDO, M. A. O. Diversity of macrophytes in the Abrolhos Bank, Brazil. In: DUTRA, G. F.; ALLEN, G. R.; WERNER, T.; MCKENNA, S. A. (Eds.). **A rapid marine biodiversity assessment of the Abrolhos Bank, Bahia, Brazil**. Washington: Conservation International, 2006. p. 67-74.
- FREITAS, O. S. P. **Perfil químico e ação defensiva comparativa de extratos brutos de diferentes localidades do litoral brasileiro da alga parda marinha *Dictyota mertensii* (Dictyotales, Phaeophyta)**. Tese de Doutorado em Química Orgânica, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2006. 229 p.
- GOMÉZ-PINCHETTI, J. L.; RAMAZANOV, Z.; FONTES, A.; GARCÍA-REINA, G. Photosynthetic characteristics of *Dunaliella salina* (Chlorophyceae, Dunaliellales) in relation to β -carotene content. **Journal of Applied Phycology**, v. 4, p. 11-15, 1992.
- GRUNG, M. F.; D'SOUZA, M. L.; BOROWITZKA, M. Algal Carotenoids 1. Secondary Carotenoids. **Journal of Applied Phycology**, v. 4, p. 165-171, 1992.
- KUMAR, N. J. I.; KUMAR, R. N.; BORA, A.; KAUR-AMB, M.; CHAKRABORTHY, S. An evaluation of the pigment composition of eighteen marine macroalgae collected from Okha Coast, Gulf of Kutch, India. **Our Nature**, v. 7, p. 48-55, 2009.
- LEE, R. E. **Phycology**. 4 ed. Nova Iorque: Cambridge University Press, 2008. 548 p.
- LESSER, M. P. Oxidative stress in marine environments: biochemistry and physiological ecology. **Annual Review of Physiology**, v. 68, p. 253-78, 2006.

MARTIN, J. H.; GORDON, R. M.; FITZWATER, S. E. The case for iron. **Limnology and Oceanography**, v. 36, n. 8, p. 1793-1803, 1991.

MARTINS, A. P. **Efeitos da disponibilidade do nitrato no metabolismo do nitrogênio em variantes pigmentares de *Hypnea musciformis* (Wulfen in Jacqu.) J. V. Lamour. (Gigartinales, Rhodophyta)**. Dissertação de Mestrado em Botânica, Instituto de Botânica, São Paulo, 2007. 131 p.

MARTINS, C. D. L. **Avaliação do impacto da urbanização sobre a heterogeneidade química e a estrutura das comunidades fitobênticas: uma abordagem integrada**. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011. 120 p.

MATHEWS-ROTH, M. M. Historical review: carotenoids and photoprotection. **Photochemistry and Photobiology**, v. 65, p. 148-151, 1997.

MCCLANAHAN, T. R.; COKOS, B. A.; SALA, E. Algal growth and species composition under experimental control of herbivory, phosphorous and coral abundance in Glovers Reef, Belize. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, p. 441-551, 2002.

MUNTEAN, E.; BERCEA, V.; DRAGOS, N.; MUNTEAN, N. Light induced changes on provitamin a carotenoids from *Mougeotia* sp. Algae. **Journal of Agroalimentary Processes and Technologies**, v. 14, p. 163-165, 2008.

SOUZA-LIMA, L. M. **Varição intra-talo de defesas químicas em espécies da ordem Bryopsidales e o Modelo de Defesa Ótima**. Dissertação de Mestrado em Biologia Marinha, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2009. 69 p.

STAHL, W.; SIES, H. Bioactivity and protective effects of natural carotenoids. **Biochimica et Biophysica Acta**, v. 1740, p. 101-107, 2005.

UENOJO, M.; MAROSTICA JUNIOR, M. R.; PASTORE, G. M. Carotenóides: propriedades, aplicações e biotransformação para formação de compostos de aroma. **Química Nova**, v. 30, p. 616-622, 2007.

VALLIM, M. A.; DE-PAULA, J. C.; PEREIRA, R. C.; TEIXEIRA, V. L. The diterpenes from Dictyotacean marine brown algae in the Tropical Atlantic American region. **Biochemical Systematics and Ecology**, v. 33, p. 1-16, 2005.

WILSON, S. Nutritional value of detritus and algae in blenny territories on the Great Barrier Reef. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 271, p. 155-169, 2002.

ZANELLA, R. Introdução a métodos cromatográficos: cromatografia em camada delgada e em coluna. Disponível em: <www.ufsm.br/larp>. Acesso em: 13 out. 2011.

**A INFLUÊNCIA DE DESCRITORES AMBIENTAIS NA DENSIDADE DE
Emerita brasiliensis (CRUSTACEA), EM TRÊS PRAIAS NA ILHA DE
SANTA CATARINA**

**HESSEL, Mônica
BEZAMAT, Carolina
MELLO, Anna Jacinta Machado
BUELONI, Fernanda Soares
PALUDO, Giovani Festa
STICCA, Sarah Carvalho
DAURA-JORGE, Fábio Gonçalves**

Introdução

Estudos recentes demonstram que padrões na comunidade de macrofauna associada a praias arenosas na região entre marés estão estreitamente relacionados com descritores do habitat, como declividade da praia, granulometria da areia e efeitos do “*swash*” (ver definição adiante). Nesse sentido, espécies do gênero *Emerita* vêm sendo amplamente utilizadas como bioindicadoras de alterações ambientais devido ao curto ciclo de vida e características peculiares (LERCARI; DEFEO, 1999). Além disso, tais organismos estão constantemente expostos a situações de estresse, como a ampla variação térmica, constante ação de marés e correntes, predação, entre outros. Para grande parte das espécies, mudanças na densidade populacional devido a variações sazonais são comuns, como dinâmica reprodutiva e oscilações de fatores abióticos (VELOSO et al., 2006).

Dentro desse panorama, a hipótese da exclusão pelo efeito do *swash* (SEH) sugere que tal condição é o principal fator controlador da comunidade de macrofauna intertidal (MCLACHLAN et al. 1993, 1995). O efeito do *swash* pode ser traduzido como a camada de água turbulenta que “lava” a praia após a arrebentação de uma onda. De acordo com a citada hipótese há um incremento na diversidade de espécies, na abundância total e na biomassa de praias dissipativas em relação a praias reflexivas, sendo as primeiras com maior influência do efeito devido sua declividade e característica de ondulação. Diversos estudos têm corroborado tal hipótese (DEFEO; JARAMILLO; LYONNET, 1992; MCLACHLAN et al., 1993; BORZONE et al., 1996; VELOSO; CAETANO; CARDOSO, 2003).

Praias reflexivas apresentam sedimento grosseiro, curtos períodos entre ondas, declividade acentuada, substrato bastante permeável, baixa quantidade de matéria orgânica e pouca contenção de água no sedimento. Já praias dissipativas são caracterizadas por areia fina, baixa declividade, pouca permeabilidade do substrato e grande contenção de água no sedimento (DEFEO; GÓMEZ; LERCARI, 2001). Como anteriormente citado, tais características do sedimento e de ondulação são apontadas como principais reguladoras da comunidade macrobentônica, sendo tais parâmetros intimamente relacionados com a classificação da praia.

Além disso, características naturais de tais ambientes são frequentemente alteradas pela presença humana. Poluição, exploração de recursos naturais e principalmente erosão são as problemáticas mais comumente observadas nos ecossistemas de praia (VELOSO et al, 2006). Entretanto, estudos que avaliem os efeitos de alterações antrópicas, tais como aterramento, recreação e retirada da vegetação de restinga, ainda são raros. Dentro desse cenário, o presente estudo tem como objetivo identificar quais descritores de habitat podem ser determinantes para explicar a variação na densidade de *Emerita brasiliensis* em três praias com distintas dinâmicas quanto às características físicas.

Material e métodos

Coleta de dados

O estudo foi realizado no dia 13 de outubro de 2011 em três praias no sul da Ilha de Santa Catarina: Morro das Pedras, Matadeiro e Pântano do Sul. Dez pontos, equidistantes 30 m, foram amostrados em cada praia. Em cada local amostrado, com o auxílio de uma pá, foi coletada uma amostra de volume fixo de areia na região entre-marés. As amostras foram triadas em uma bandeja e realizou-se, então, a quantificação do número de indivíduos da espécie de tatuíra. Além disso, foram registrados alguns descritores do ambiente: período entre ondas (em segundos); declividade (1, 2 ou 3), tipo de praia (reflexiva, intermediária ou dissipativa); distância do costão rochoso (em metros); grau de antropização (pouco ou muito alterada); granulometria da areia (fino, médio ou grosso).

Análise de dados

Para identificar quais descritores melhor explicam a variável resposta - densidade de tatuíras - nas praias amostradas, elaborou-se um conjunto de modelos lineares generalizados (MLG) (CRAWLEY, 2007), utilizando uma distribuição de Poisson. Inicialmente, foram pré-estabelecidos sete modelos (Tabela 1) combinando diferentes descritores que potencialmente explicariam os valores de densidade de indivíduos. Os modelos foram comparados através do Critério de Informação de Akaike (AIC), que seleciona o modelo mais parcimonioso, ou seja, o modelo mais simples e que melhor explica os dados (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Todos os modelos foram construídos no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011). Após identificar os descritores mais determinantes, a relação destes com a variável resposta (densidade) foi explorada graficamente.

Tabela 1. Conjunto de modelos elaborados para explicar a variação na abundância de indivíduos. Descritores: Sed = granulometria da areia, Alt = nível de alteração antrópica, Onda = tempo médio entre ondas e Decl = declividade. Os modelos com sinal "*" entre os fatores consideraram interação entre estes; já os modelos com sinal "+" são aditivos, não consideram a interação entre os respectivos descritores.

Número do Modelo	Termos do modelo
1	Sed + Alt + Onda + Decl
2	Sed + Alt + Decl
3	Sed + Alt + Onda
4	Sed + Onda
5	Alt + Onda
6	Sed * Alt * Onda
7	Sed * Alt + Onda

Adicionalmente, uma Análise de Componentes Principais foi aplicada a fim de verificar quais descritores explicavam melhor a variação do número de indivíduos. Os resultados da ACP foram brevemente comparados com os resultados da MLG.

Resultados e discussão

Foram encontrados, da espécie *Emerita brasiliensis*, 541 indivíduos na Praia de Matadeiro, 12 indivíduos no Morro das Pedras e 57 indivíduos na Praia de Pântano Sul (Fig. 1). Apenas observando as densidades totais e respectivas médias em cada praia avaliada, é possível detectar muita variação na abundância destes indivíduos entre os locais.

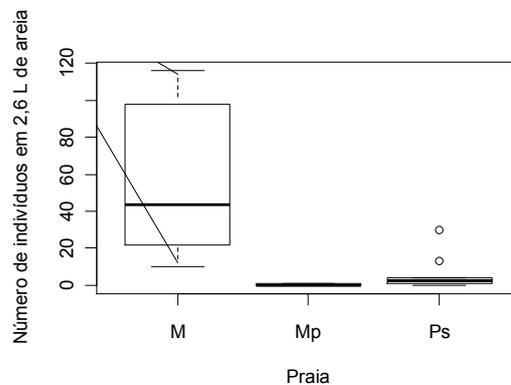


Figura 1. Densidade de indivíduos por praias do Sul da Ilha de Florianópolis, SC. Praias: M = Matadouro, Mp = Morro das Pedras e Ps = Pântano Sul.

Considerando que o efeito do “swash” é menor em praias dissipativas, é possível inferir que as praias dessa categoria estudadas (Pântano do Sul e Matadeiro) apresentam características mais propícias para a espécie *E. brasiliensis*. Defeo, Gómez e Lercari (2001), comparando alguns parâmetros sobre tais populações em duas praias no Uruguai, com características contrastantes de morfodinâmica, sugeriu que praias reflexivas são ambientes mais severos do que praias dissipativas, levando a uma maior variação na densidade populacional de *Emerita* em escala temporal.

Com o objetivo de investigar qual descritor ambiental explicaria melhor a variável resposta (densidade), ordenamos os modelos gerados do menor para o maior valor de AIC (Tabela 2). O modelo selecionado através do Critério de Informação de Akaike foi o número 6, que prediz a densidade em função do tempo entre ondas, da

granulometria da areia e do nível de interferência antrópica, considerando a interação entre os fatores. Como pode-se observar na Fig. 2, houve uma tendência de aumento da abundância de *Emerita brasiliensis* na medida em que o tempo entre ondas é maior. A Fig. 3 mostra, também, que o número de indivíduos é maior onde o nível de influência antrópica e a granulometria do sedimento são menores. Assim, o tempo entre ondas e a granulometria explicam a diferença da densidade entre praias dissipativas e reflexivas, enquanto o nível de interferência antrópica explica a diferença entre as praias dissipativas.

Tabela 2. Conjunto de modelos elaborados ordenados pelo Critério de Informação de Akaike. Legenda: Sed = granulometria da areia, Alt = nível de influência antrópica, Onda = tempo médio entre ondas e Decl = declividade. Os modelos com sinal "*" entre os fatores consideraram interação entre estes; já os modelos com sinal "+" são aditivos, não consideram a interação entre os respectivos descritores.

Modelos	Termos do modelo	Critério de Informação de Akaike
6	Sed * Alt * Onda	402,0
3	Sed + Alt + Onda	424,1
1	Sed + Alt + Onda + Decl	426,2
7	Sed * Alt + Onda	428,0
2	Sed + Alt + Decl	461,6
5	Alt + Onda	508,4
4	Sed + Onda	518,5

De acordo com a ACP os descritores que mais contribuíram para explicar a variação do número de indivíduos foram declividade, granulometria da areia e o nível de interferência antrópica. A ACP mostra, também, que o número de indivíduos foi menor nas praias com maior nível de interferência antrópica, granulometria de sedimento e declividade. Veloso et al. (2006) demonstraram que há evidências físicas de que a compactação de praias arenosas, acarretada principalmente pela presença humana, altera as características de permeabilidade e penetração, fato que dificulta a instalação de organismos bentônicos.

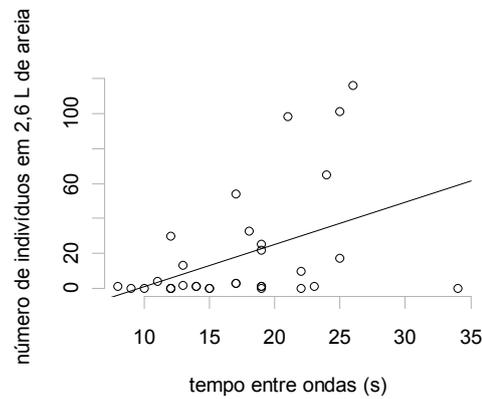


Figura 2. Densidade de *Emerita brasiliensis* em relação ao tempo entre ondas em três praias do sul de Florianópolis, SC.

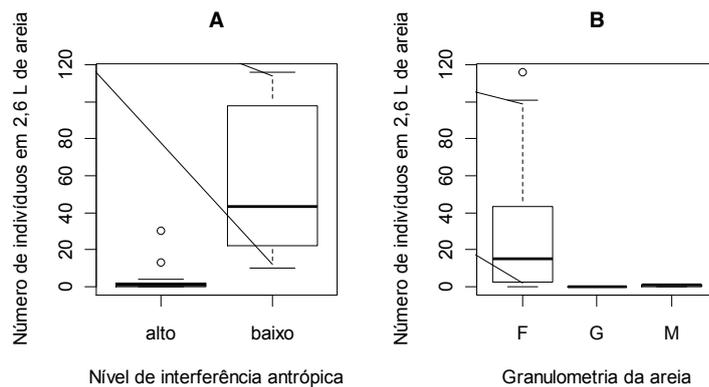
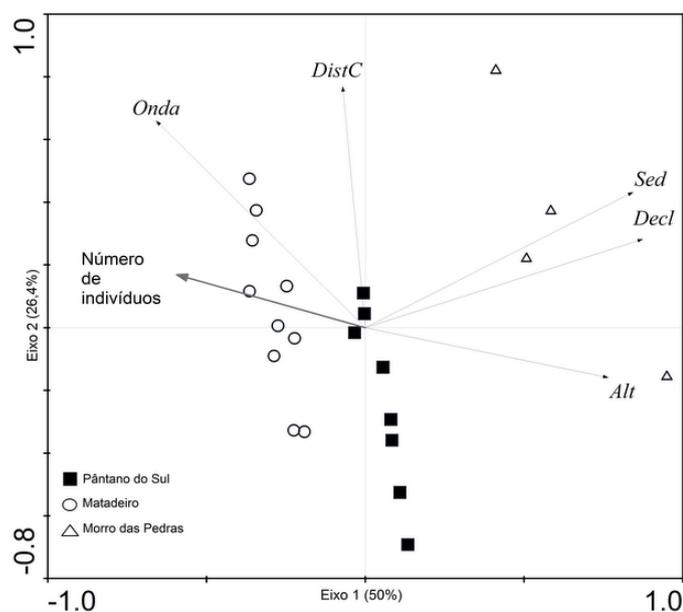


Figura 3. Densidade de indivíduos de *Emerita brasiliensis* em relação ao nível de interferência antrópica (A) e à granulometria da areia (B).

Por outro lado, outros trabalhos sugerem que, apesar da intensificação da presença humana e do turismo nas regiões de litoral, a espécie pode resistir aos impactos antrópicos devido a sua alta capacidade fenotípica (DEFEO; CARDOSO, 2004), podendo ser capaz de suportar o pisoteio humano, poluentes sólidos e até a superexploração da macrofauna por pesca recreativa (VELOSO et al. 2006; GHESKIERE et al. 2005; FERDIN et al. 2002; LERCARI; DEFEO 1999). Outrossim, a comunidade macrobentônica litorânea é considerada muito bem

adaptadas às variações de hidrodinâmica e de remobilização de sedimento – que alteram continuamente o perfil da praia. Assim, as comunidades de tais ambientes não sofreriam significativamente quando ocorrem pequenas mudanças, sejam de fundo antrópico ou natural (JARAMILLO; MCLACHLAN; COETZEE, 1996).

Nesse cenário, Defeo, Gómez e Lercari (2001) afirmam que a SEH tem tido ampla aceitação, pois elucida os fatores controladores da abundância e diversidade de espécies da macrofauna de praias arenosas. Porém, é necessário ressaltar a importância de estudos sobre dinâmica das populações dessa comunidade, uma vez que cada espécie apresenta peculiaridades no que diz respeito às necessidades ecológicas e tolerâncias ambientais.



Agradecimentos

Somos gratos à professora Dra. Malva Isabel Medina Hernández e aos funcionários da FLORAM e do Parque Municipal da Lagoa do Peri por todo apoio.

Referências bibliográficas

- BORZONE, C. A.; SOUZA, J. R. B.; SOARES, A. G. Morphodynamic influence on the structure of inter and subtidal macrofaunal communities of subtropical sandy beaches. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 69, p. 565–577, 1996.
- BURNHAM, K.; ANDERSON, D. **Models Selection and Multi-Model Inference. A practical information-theoretic approach**. 2 ed. Berlin: Springer-Verlag, 2002. 496 p.
- CRAWLEY, M. J. **The R Book**. West Sussex: Wiley, 2007.
- DEFEO, O.; CARDOSO, R. S. Latitudinal patterns in abundance and life-history traits of the mole crab *Emerita brasiliensis* in Atlantic Sandy beaches. **Diversity and distributions**, v. 10, p. 89-98, 2004.
- DEFEO, O.; JARAMILLO, E.; LYONNET, A. Community structure and intertidal zonation of the macroinfauna in the Atlantic coast of Uruguay. **Journal of Coastal Research**, v. 8, p. 830–839, 1992.
- DEFEO, O.; GÓMEZ, J.; LERCARI, D. Testing the swash exclusion hypothesis in sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. **Marine Ecology Progress Series**, v. 212, p. 159–170, 2001.
- FERDIN, M. E.; KVITEK, R. G.; BRETZ, C. K.; POWELL, C. L.; DOUCETTE, G. J.; LEFEBVRE, K. A.; COALE, S.; SILVER, M. W. *Emerita analoga* (Stimpson) - Possible new indicator species for the phycotoxin domoic acid in California coastal waters. **Toxicon**, v. 40, n. 9, p. 1259-1265, 2002.
- GHESKIERE, T.; VINCX, M.; WESLAWSKI, J. M.; SCAPINI, F.; DEGRAER, S. Meiofauna as descriptor of tourism-induced changes at sandy beaches. **Marine Environmental Research**, v. 60, p. 245-265, 2005.
- JARAMILLO, E.; MCLACHLAN, A.; COETZEE, P. Intertidal zonation patterns of macroinfauna over a range of exposed sandy beaches south-central Chile. **Marine Ecology Progress Series**, v. 101, p. 105-118, 1993.
- LERCARI, D.; DEFEO, O. Effects of freshwater discharge in sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 49, p. 457-468, 1999.

MCLACHLAN, A.; JARAMILLO, E.; DEFEO, O.; DUGAN, J.; DE RUYCK, A.; COETZEE, P. Adaptations of bivalves to different beach types. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 187, p. 147–160, 1995.

MCLACHLAN, A.; JARAMILLO, E.; DONN, T. E.; WESSELS, F. Sandy beach macrofauna communities and their control by the physical environment: a geographical comparison. **Journal of Coastal Research**, v. 15, p. 27–38, 1993.

R CORE TEAM DEVELOPMENT. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em 03 nov. 2011.

VELOSO, V. G.; SILVA, E. S.; CAETANO, C. H. S.; CARDOSO, R. S. Comparison between the macroinfauna of urbanized and protected beaches in Rio de Janeiro State, Brazil. **Biological Conservation**, v. 127, p. 510 – 515, 2006.

VELOSO, V. G.; CAETANO, C. H. S.; CARDOSO, R. S. Composition, structure and zonation of intertidal macroinfauna in relation to physical factors in microtidal sandy beaches at Rio de Janeiro State, Brazil. **Scientia Marina**, , p. 67: 393–402, 2003.

**A INFLUÊNCIA DO AMBIENTE NO TAMANHO E BIOMASSA DA
TATUÍRA (*Emerita brasiliensis*) NA ILHA DE SANTA CATARINA, BRASIL**

**FUENTES, Eduardo Vetromilla
SCHULZE, Beatriz
SAITO, Erica Naomi
TSUDA, Érika Tiemi
SALDANHA, Juliana Hammel
SILVA, Itamê Karpinski
DAURA-JORGE, Fábio Gonçalves**

Introdução

Praias arenosas são ecossistemas costeiros onde as ondas retribuem ativamente o sedimento, o qual é composto por uma variedade de tipos e tamanhos de partículas, como areias grossas e areias finas (MAZZER; DILLENBURG, 2009). As praias reflexivas possuem sedimento grosso, curtos períodos de “swash” (quantidade de água que lava a praia depois de uma onda), grande inclinação, alta penetrabilidade do substrato e pouca matéria orgânica. As praias dissipativas possuem sedimento fino, menor inclinação e baixa permeabilidade do substrato, que contém alta quantidade de água (DEFEO; GOMEZ; LERCARI, 2001).

Os organismos do gênero *Emerita* (Crustacea: Anomura: Hippidae), conhecidos no Brasil como “Tatuí” ou “Tatuíra”, são exclusivamente marinhos e pertencem à fauna entre-marés (COSTA, 1964), e possuem características que permitem seu uso como bioindicadores ambientais, tais como alta plasticidade, ampla distribuição geográfica, respostas fisiológicas à poluentes químicos, fácil captura e sensibilidade a atividades humanas (LERCARI; DEFEO, 1999; POWELL et al., 2002). A espécie *Emerita brasiliensis* Schmitt 1935 (Crustacea) é comumente encontrada na zona intertidal em praias reflexivas e dissipativas, ao longo da costa do Oceano Atlântico, na América do Sul, do Rio de Janeiro (Brasil) à Montevideo (Uruguai) (TAM; KORNFIELD; OJEDA, 1996).

Apesar de *E. brasiliensis* ser uma espécie abundante, poucos estudos enfocam sua biologia (NAKAGAKI; PINHEIRO, 1999). Dentre eles, alguns visam descrever a produção secundária, parâmetro chave na ecologia de populações, baseados em medidas de densidade,

biomassa, taxa de crescimento, reprodução, sobrevivência e tempo de desenvolvimento (BENKE, 1993).

Este trabalho investigou a relação entre tamanho e biomassa de *E. brasiliensis* e descritores de habitat previamente definidos, em diferentes praias da costa sul da Ilha de Santa Catarina, SC. A hipótese a ser testada considera que, em locais menos perturbados física ou antropicamente, os indivíduos terão maior tamanho e biomassa.

Material e métodos

Coleta de dados

As coletas foram realizadas em três praias ao longo da costa sul da Ilha de Santa Catarina: Morro das Pedras, Matadeiro e Pântano do Sul. Em cada praia, foram retiradas 10 amostras de sedimento na zona intertidal (entre-marés), distantes 30m entre si, tendo como ponto inicial a porção da praia próxima ao costão rochoso. Em cada ponto, foram amostrados aproximadamente 2,6 litros de areia, coletados com auxílio de pá. Os indivíduos encontrados foram coletados e levados ao laboratório para obtenção do tamanho médio (medições de cinco indivíduos, escolhidos aleatoriamente) e biomassa total por amostra, utilizando-se paquímetro e balança de precisão.

Em cada ponto de coleta, foram registrados os seguintes descritores de habitat: distância do costão rochoso (m), tipo de praia (reflexiva, dissipativa ou intermediária), nível de perturbação (pouco ou muito perturbado / urbanizado), tipo de sedimento (fino, médio ou grosso), tempo da ondulação (“*swash*” – contagem do intervalo entre ondas) e declividade (baixa, média ou alta).

Análise de dados

Modelos lineares generalizados (GLM) foram empregados para identificar os descritores de habitat que melhor explicaram a variação de tamanho e biomassa de tatuíras nas praias amostradas, utilizando-se distribuição de Gaussian, através do programa R (R CORE TEAM DEVELOPMENT, 2011). Diferentes combinações de descritores foram testadas no sentido de conhecer aqueles que apresentavam maior percentual de explicabilidade. Os descritores selecionados foram

novamente recombinados, considerando os efeitos aditivos e a interação entre os mesmos. Para seleção do melhor modelo foi utilizado o menor valor do Critério de Informação de Akaike (AIC) (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Os descritores selecionados pelos melhores modelos foram analisados graficamente. Foi realizada Análise de Componentes Principais (PCA) para ordenação das amostras e identificação dos fatores relacionados, utilizando-se as variáveis resposta como dados suplementares, através do programa CANOCO.

Resultados e discussão

De acordo com o AIC, as variáveis que melhor se ajustaram aos dados de tamanho médio de tatuíras foram o sedimento e a distância do costão (Tabela 1, modelo 1). Com relação ao tipo de sedimento, observou-se que o tamanho médio de tatuíras foi maior no sedimento médio (Fig. 1A). Da mesma forma, os indivíduos tenderam a ser maiores nas amostras mais distantes do costão (Fig. 1B).

Tabela 1. Conjunto de modelos elaborados e ordenados pelo valor de AIC (Critério de Informação de Akaike). Modelo selecionado (1) indica as variáveis que melhor explicam a variabilidade dos dados de tamanho médio de tatuíras.

Modelo	Descritores	AIC
1	Sedimento + Distância	57,94
2	Sedimento + Perturbação + Distância	59,25
3	Sedimento + Perturbação + Frequência da Onda + Distância	59,79
4	Sedimento + Perturbação + Frequência da Onda + Declividade + Distância	61,77

Segundo Bowman e Dolan (1985), ondas de grande energia e/ou a elevações de maré podem promover um declínio populacional de tatuíras, causado pela migração desses animais para a região infralitoral.

Por outro lado, espera-se que a presença de costões rochosos influencie a hidrodinâmica das regiões mais próximas, resultando em condições distintas de ondulação e corrente nesses locais. Tais condições podem resultar em alterações físicoquímicas do sedimento, o que pode ter favorecido a presença de indivíduos menores próximos

a estes locais, conforme observado em estudo realizado na praia de Itapoã, em Vila Velha/ES (EUTRÓPIO; SÁ; SÁ, 2006).

O modelo melhor ajustado aos dados de biomassa de tatuíras considerou os níveis de perturbação e de declividade como os descritores mais importantes (Tabela 2, Modelo 1). Foram observadas menores biomassas em ambientes mais perturbados (Fig. 2A). Nesse estudo, as praias do Pântano do Sul e do Morro das Pedras foram as mais urbanizadas.

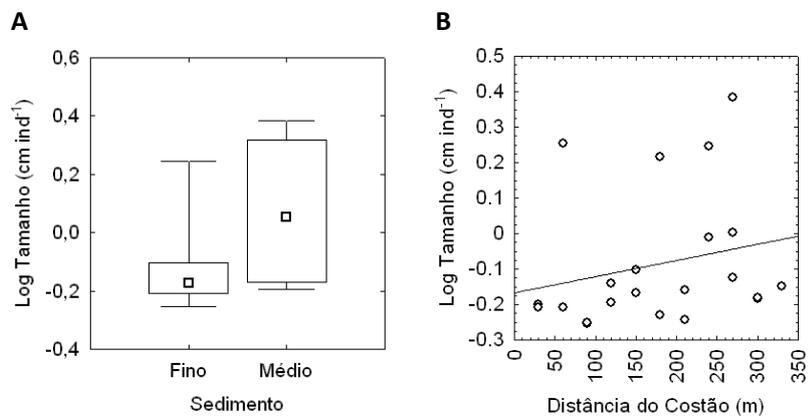


Figura 1. Variação do tamanho médio de tatuíras em função do (A) tipo de sedimento e (B) distância do costão, nas diferentes praias amostradas. □, mediana; caixa, 25-75%; traços, mín-máx.

Tabela 2. Conjunto de modelos elaborados e ordenados pelo valor de AIC (Critério de informação de Akaike). Modelo selecionado (1) indica as variáveis que melhor explicam a variabilidade dos dados de biomassa total de tatuíras.

Modelo	Descritores	AIC
1	Perturbação + Declividade	196,51
2	Sedimento + Perturbação + Declividade	200,46
3	Sedimento + Perturbação + Frequência da Onda + Declividade	202,05
4	Sedimento + Perturbação + Frequência da Onda + Declividade + Distância	203,42

Na praia de Pântano do Sul, observou-se movimentação frequente de automóveis e entrada e saída de embarcações, bem como elevado número de residências e restaurantes, especialmente na região onde foram realizadas as coletas. Já na praia do Morro das Pedras, foi observado elevado índice de urbanização, bem como despejo de efluentes.

Segundo Veloso et al. (2004), há evidências de que a compactação de praias arenosas altera as características de permeabilidade e penetração do solo, o que dificulta o estabelecimento e o desenvolvimento de organismos bentônicos marinhos. Este fato pode ser a causa de menores biomassas nas praias mais urbanizadas, em comparação com a praia do Matadeiro, a qual não apresentou níveis elevados de perturbação.

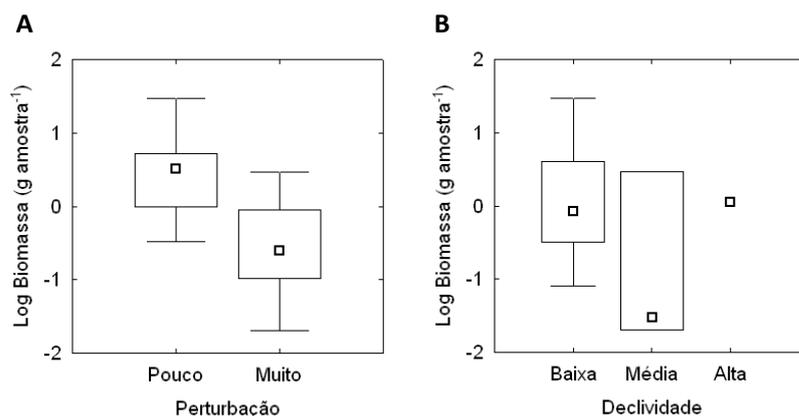


Figura 2. Variação da biomassa total de tatuíras em função do (A) tipo de sedimento e (B) nível de declividade, nas diferentes praias amostradas. □, mediana; caixa, 25-75%; traços, mín-máx.

Foram observados valores mais elevados de biomassa nos locais com menores declividades (Fig. 2B), ou seja, em praias mais dissipativas. Praias dissipativas são consideradas auto-sustentáveis, em função da elevada disponibilidade de alimento na superfície do sedimento da zona intertidal, rica em fitoplâncton (DEFEO; CARDOSO, 2002). A praia do Matadeiro apresentou as biomassas mais elevadas. Além de ser classificada como dissipativa, é provável que ocorra

significativo aporte de nutrientes oriundos do rio Sangradouro, que desemboca nas proximidades, o que pode estar contribuindo para uma maior produtividade primária no local.

Os dois primeiros eixos gerados pela PCA explicaram 73,3% da variabilidade dos dados (Fig. 3), separando as praias estudadas. O primeiro eixo (50,2%) representou o gradiente de dissipação das ondas, tendo a praia de Morro das Pedras como a mais reflexiva, associada a maior declividade, perturbação e granulometria do sedimento.

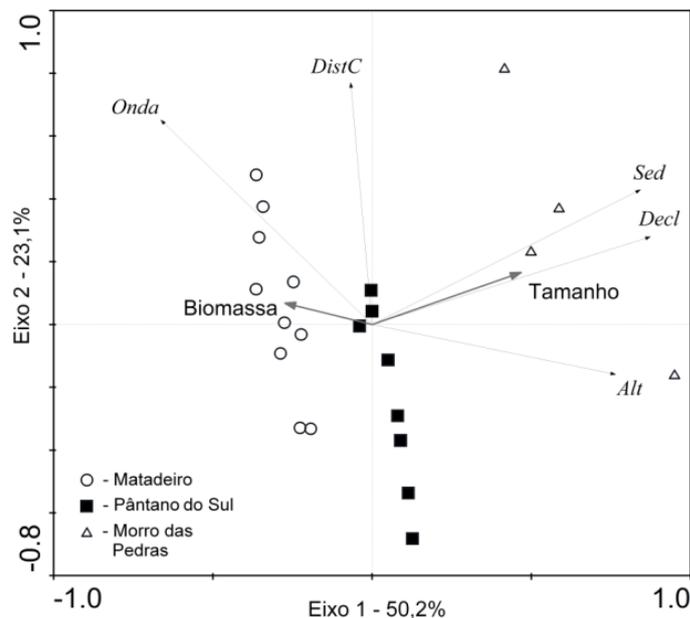


Figura 3. Ordenação por análise de componentes principais das amostras em função dos descritores ambientais das diferentes praias amostradas, utilizando dados de biomassa total por amostra e tamanho médio de tatuíras como variáveis suplementares. Onda, tempo de ondulação; DistC, distância do costão; Sed, tipo de sedimento; Decl, declividade; Alt, nível de perturbação.

Os resultados observados na PCA corroboraram com os modelos gerados, indicando relação direta entre o tamanho médio de tatuíras, o tipo de sedimento (eixo 1) e a distância do costão (eixo 2). Da mesma forma, a biomassa total de tatuíras apresentou relação inversa com a declividade e a perturbação (eixo 1).

Dessa forma, a hipótese de que ambientes mais perturbados resultariam em menores tamanhos médios de tatuíras foi rejeitada, sendo observado indivíduos maiores em praias reflexivas. Por outro lado, praias mais dissipativas e menos perturbadas apresentaram biomassas mais elevadas.

Tais resultados revelaram aspectos ecológicos importantes das tatuíras, indicando que, possivelmente, apenas indivíduos mais desenvolvidos consigam permanecer sob condições de perturbação física ou antrópica mais elevada.

Agradecimentos

À Profa. Dra. Malva Isabel Medina Hernández e a todos os colegas pelas contribuições ao trabalho, e aos funcionários do Parque Municipal da Lagoa do Peri e FLORAM, pelo acolhimento durante o estudo.

Referências bibliográficas

BENKE, A. C., Concepts and patterns of invertebrate production in running waters. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 25, p. 15–38, 1993:

BOWMAN, M. L.; DOLAN, R. The relationship of *Emerita talpoida* to beach characteristics. **Journal of Coastal Research**, v. 1, n. 2, p. 151-163, 1985.

BURNHAM, K; ANDERSON, D. **Models selection and multi-model inference: A practical information-theoretic approach**. 2nd edition. Berlin: Springer Verlag, 2002. 496 p.

COSTA, H. R. Crustáceos coletados numa excursão ao Estado do Espírito Santo. **Boletim do Museu Nacional**, Nova Série, Zoologia, v. 250, p. 1-14, 1964.

DEFEO, O.; CARDOSO, R. S. Macroecology of population dynamics and life history traits of the mole crab *Emerita brasiliensis* in Atlantic sandy beaches of South America. **Marine Ecology Progress Series**, v. 239, p. 169-179, 2002.

DEFEO, O.; GOMEZ, J.; LERCARI, D. Testing the swash exclusion hypothesis in sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. **Marine Ecology Progress Series**, v. 212, p. 159-170, 2001.

EUTRÓPIO, F. J.; SÁ, F. S.; SÁ, H. S. Ecologia populacional de *Emerita brasiliensis* SCHIMITT, 1935 (Crustacea, Hippidae) de um trecho da praia de Itapoã, Vila Velha, Espírito Santo, Brasil. **Natureza on line**, v. 4, n. 2, p. 67-71, 2006.

LERCARI, D.; DEFEO, O. Effects of freshwater discharge in sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 49, p. 457-468, 1999.

MAZZER, A. M.; DILLENBURG, S. Variações temporais da linha de costa em praias arenosas dominadas por ondas do sudeste da Ilha de Santa Catarina (Florianópolis, SC, Brasil). **Pesquisas em Geociências**, v. 36, n. 1, p. 117-135, 2009.

NAKAGAKI, J. M.; PINHEIRO, M. A. A. Biologia populacional de *Emerita brasiliensis* Schmitt (Crustacea, Hippidae) na Praia Vermelha do Norte, Ubatuba (São Paulo, Brasil). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. 2, p. 83 - 90, 1999.

POWELL, C. L.; FERDIN, M. E.; BUSMAN, M.; KWITEK, R. G.; DOUCETTE, G. J. Development of protocol for determination of domoic acid in the sand crab (*Emerita analoga*): a possible new indicator species. **Toxicon**, v. 40, p. 485-492, 2002.

R CORE TEAM DEVELOPMENT. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em 03 nov. 2011.

TAM, Y. K.; KORNFIELD I.; OJEDA, F. P. Divergence and zoogeography of mole crabs, *Emerita* spp. (Decapoda: Hippidae) in the Americas. **Marine Biology**, v. 125, p. 489-497, 1996.

VELOSO, V. G.; SILVA, E. S.; CAETANO, C. H. S.; CARDOSO, R. S. Comparison between the macroinfauna of urbanized and protected beaches in Rio de Janeiro State, Brazil. **Biological Conservation**, v. 127, p. 510-515, 2006.

**ESTIMATIVA DE DENSIDADE E ABUNDÂNCIA DE *Ocypode quadrata*
(FABRICIUS, 1787) PELO MÉTODO DE TRANSECÇÕES LINEARES COM
AMOSTRAGEM DE DISTÂNCIAS**

**ALVES, Rubana Palhares
NAKAMURA, Elaine Mitie
SILVA, Pedro Giovani da
TOMAZI, Aline Luiza
HERBST, Dannieli Firme
SOUZA, Julia Nunes de
GERZSON, Natália Dozza
DAURA-JORGE, Fábio Gonçalves**

Introdução

Ocypode quadrata (Fabricius, 1787) (Crustaceae: Ocypodidae), conhecido popularmente como maria-farinha, caranguejo-fantasma, guruçá, vaza maré, guaruçá ou grauça, é uma espécie de crustáceo que habita o supralitoral de praias arenosas brasileiras (RATHBUM, 1818; POWERS, 1977; SANTOS, 1982; TURRA; GONÇALVES; DENADAI, 2005). Esses caranguejos se caracterizam pelo forrageio noturno para evitar os predadores e, quando deixam as tocas durante o período diurno, mudam sua coloração para se camuflar com a areia da praia. A espécie ocorre ao longo de toda a costa brasileira, onde é a única do gênero *Ocypode* (RATHBUM, 1818; MELO, 1996).

Alguns estudos ressaltam que o tamanho dos indivíduos de *O. quadrata* está relacionado com o diâmetro de suas tocas, e que cada toca é ocupada por um único indivíduo (ALBERTO; FONTOURA, 1999; QUIJÓN; JARAMILLO; CONTRERAS, 2001). Dessa forma, as tocas podem ser utilizadas para estimar a densidade populacional nas praias arenosas, conforme demonstrado por Warren (1990). A partir de estimativas de densidade geradas pela contagem de tocas, estudos em praias arenosas brasileiras no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina, bem como nos Estados Unidos da América e Austrália já revelaram a importância do gênero como indicador biológico de qualidade ambiental, uma vez que o grupo reflete o tipo e o grau de impacto antropogênico sofrido pela praia (BLANKENSTEYN, 2006). Esses trabalhos destacaram a efetividade do uso da espécie em estudos de monitoramento de curto prazo (BARROS, 2001; BLANKENSTEYN, 2006;

NEVES; BEMVENUTI, 2006). Ecologicamente, *O. quadrata* apresenta papel fundamental na transferência de energia entre diferentes níveis tróficos dos ecossistemas costeiros, assumindo o papel de importante consumidor de detritos orgânicos (PHILLIPS, 1940).

Considerando a importância da espécie como indicadora de impacto antrópico, este estudo tem como objetivo estimar a densidade e abundância de *O. quadrata* em duas praias de Santa Catarina sob diferentes condições de perturbação por atividades antrópicas. Adicionalmente, foi avaliada a efetividade e possíveis vantagens da aplicação do método de transecções lineares com amostragem de distâncias como ferramenta para se gerar estimativas de densidade rápidas e robustas.

Material e métodos

O estudo foi desenvolvido em duas praias ao sul da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis. Em cada praia foram selecionadas duas áreas: uma considerada com maior estado de perturbação ambiental (mais alterada) e outra com menor estado de perturbação (menos alterada).

Os pontos de amostragem foram a Praia Morro das Pedras (P1) e Praia Pântano do Sul/Praia dos Açores (P2) (Fig. 1). No P1 foi escolhida uma área mais próxima ao costão rochoso, considerada como a mais alterada (P1-A), devido à poluição, à proximidade de restaurantes com estacionamento de carros, à baixa abundância de vegetação nativa e à presença de vegetação exótica (*Pinus* sp.). A segunda área escolhida (P1-B) se distanciou em aproximadamente 200 m da primeira, e caracteriza-se por ser uma área menos alterada, sem construção civil e com presença de vegetação herbácea de restinga.

O P2 localizado na praia Pântano do Sul foi considerado mais alterado (P2-A), devido a um intenso trânsito de pescadores e carros, marcante urbanização, e pelo constante movimento de moradores e turistas. A área considerada menos alterada ou mais conservada (P2-B) foi a Praia dos Açores, com menor interferência antrópica, com presença de abundante vegetação herbácea de restinga.

Nas quatro faixas de praia amostradas, foram delimitadas transecções lineares, dispostas de forma oblíqua, com angulação de 90 graus entre elas (zigue-zague). Na área P1-A e P1-B, foram feitas 10 transecções em cada ponto. Na área P2-A foram delimitadas 12

transecções e na P2-B, 10 transecções. As transecções foram distribuídas de forma a respeitar a largura de 20 metros entre a faixa supralitoral e a infralitoral.

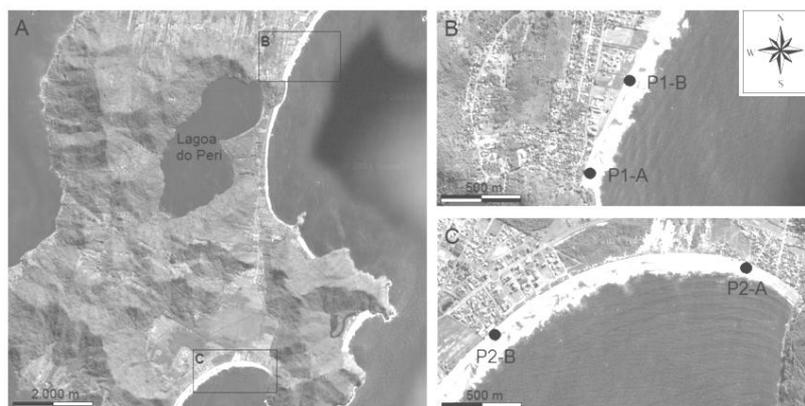


Figura 1. Localização esquemática das áreas de estudo localizadas no sul da Ilha de Santa Catarina (A): Praia Morro das Pedras (P1-A e P1-B) (B); Praia Pântano do Sul (P2-A)/Praia dos Açores (P2-B) (C)

Cada transecção foi percorrida por dois observadores, sendo que o primeiro cursou a linha em velocidade constante, olhando para frente e fazendo as detecções de tocas (*scan* de 180 graus), enquanto o segundo percorria a linha da transecção detectando apenas as tocas presentes na mesma. Para cada detecção de uma toca, a distância perpendicular desta em relação à linha de transecção era aferida com uma trena. Estes dados de distância perpendicular da toca foram transcritos em tabelas contendo as seguintes informações adicionais: local, área, número da transecção, distância percorrida na transecção, tamanho da toca (pequena ou grande) detectada e declividade (baixa ou alta) da praia no ponto de detecção. Ao final da coleta dos dados, em cada ponto de amostragem, foi medido o tamanho total da área amostrada com o auxílio de um *Range-Finder* e/ou trena.

No Morro das Pedras, o P1-A teve uma área amostrada de 3.440 m² e o P1-B de 2.940 m². No Pântano (P2-A), praia mais alterada, a área amostrada foi de 4.800 m², enquanto que nos Açores (P2-B), a área foi de 3.500 m².

Análise de dados

Os dados referentes às detecções foram tabulados em uma planilha de *Excel* e incluídos no programa DISTANCE 6.0 Release 2 (THOMAS et al., 2006). Para cada faixa de praia, a área amostrada foi estratificada *a priori*, definindo uma área perturbada e uma não perturbada. Adicionalmente, em uma análise posterior, a praia foi estratificada verticalmente, em área inferior e superior, com fins a estimar a densidade em um gradiente vertical. No programa DISTANCE, foi gerado um conjunto de modelos, combinando diferentes funções-chave (uniforme, meia-normal e taxa de risco) e termos de ajuste, para estimar a função densidade de probabilidade em zero $f(0)$ (cf. BUCKLAND et al., 2001). Como o tamanho da toca foi incluído como uma covariável que influencia na probabilidade de detecção, foi utilizada a abordagem MCDS (*Multiple-covariate Distance Sampling*) (MARQUES et al., 2007). Dentre os modelos gerados, foi selecionado o mais parcimonioso conforme o menor AIC (*Akaike Information Criterion*) (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

Resultados e discussão

Na primeira área, a Praia do Morro das Pedras, foi detectado um total de 685 tocas, sendo 336 delas situadas na região mais alterada da praia e 349 na região menos alterada. Na segunda área, a praia mais alterada (Pântano do Sul), apresentou um total de 124 tocas, enquanto que na menos alterada (Açores), foram detectadas 47 tocas, totalizando 600 detecções.

A função de detecção que melhor se ajustou às distâncias perpendiculares observadas para as tocas de *O. quadrata* nas duas áreas de estudo (modelo mais parcimonioso indicado pelo menor valor de AIC) foi a meia-normal considerando o efeito tamanho da toca como covariável (Fig.s 2 e 3). À medida que se afasta da linha de transeção há uma redução na probabilidade de detecção das tocas, sendo que, as tocas menores foram menos avistadas em distâncias maiores (justificando a inclusão do efeito covariável tamanho da toca).

A densidade de indivíduos total estimada para a Praia do Pântano do Sul/Açores foi de 0,13 indivíduos/m² (IC: 0,11-10,16; CV: 9%) e a abundância estimada foi de 1098 indivíduos (IC: 894-1289). A

densidade para a área mais alterada foi de 0,05 indivíduos/m², enquanto que para a área menos alterada foi de 0,24 indivíduos/m². (Tabela 1).

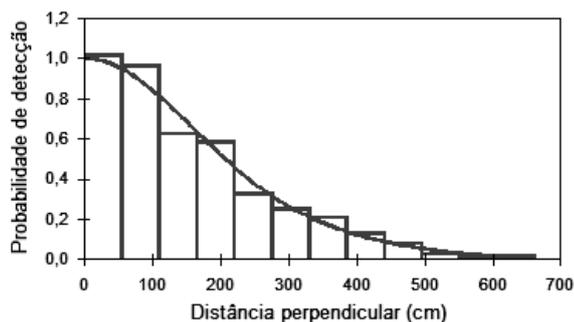


Figura 2. Distribuição de frequências da probabilidade de detecção pela distância de avistamento das tocas na Praia do Pântano do Sul/Açores. A linha representa o modelo que melhor se ajustou aos dados (modelo meia-normal com o efeito tamanho da toca)

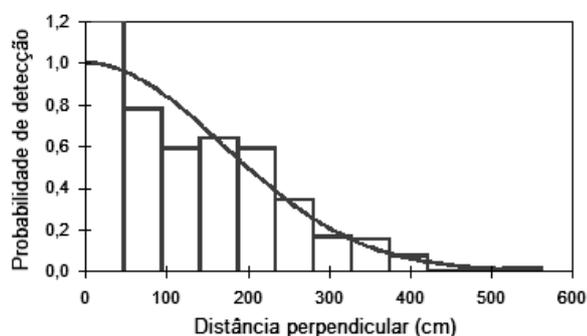


Figura 3. Distribuição de frequências da probabilidade de detecção pela distância de avistamento das tocas na Praia do Morro das Pedras. A linha representa o modelo que melhor se ajustou aos dados (modelo meia-normal com o efeito tamanho da toca).

A densidade de indivíduos total estimada para a Praia Morro das Pedras foi de 0,28 indivíduos/m² (IC: 0,25-0,32; CV: 6,36) e a abundância estimada foi de 1816 indivíduos (IC: 1598-2063). A densidade para a área mais alterada foi de 0,29 indivíduos/m², enquanto que para a área menos alterada foi de 0,28 indivíduos/m². A

abundância estimada para a área mais alterada foi de 1026 indivíduos e para a menos alterada foi de 848 (Tabela 2).

Tabela 1. Estimativas de densidade e abundância de *O. quadrata* na Praia do Pântano do Sul/Açores, considerando: área mais alterada e menos alterada. CV, coeficiente de variação; IC, intervalo de confiança.

Local	Modelo	Estimativa	CV (%)	IC (95%)
Pântano/Açores (mais alterada)	Meia-normal + Toca			
Densidade		0,05	29,3	0,03-0,10
Abundância		261	29,3	141-484
Pântano/Açores (menos alterada)	Meia-normal + Toca			
Densidade		0,24	8,10	0,20-0,28
Abundância		867	8,10	708-988

Tabela 2. Estimativas de densidade e abundância de *O. quadrata* no Morro das Pedras, considerando: área mais alterada e menos alterada. CV, coeficiente de variação; IC, intervalo de confiança.

Local	Modelo	Estimativa	CV (%)	IC (95%)
Morro das Pedras (mais alterada)	Meia-normal + toca			
Densidade		0,29	9,02	0,24-0,35
Abundância		1026	9,02	854-1233
Morro das Pedras (menos alterada)	Meia-normal + toca			
Densidade		0,28	9,74	0,23-0,35
Abundância		848	9,74	694-1037

Alguns estudos apontam que a densidade e abundância de *Maria farinha* aumentam em áreas mais impactadas, mas também já foi observado o contrário e isto suscita uma questão relevante: qual tipo de impacto que está sendo considerado? Ou seja, diferentes vetores de impacto podem gerar respostas diferenciadas na densidade.

Alterações como uso intensivo da faixa intertidal, como o constante pisoteio e tráfego de veículos podem resultar na redução do número de indivíduos (BLANKENSTEYN, 2006; NEVES; BEMVENUTI,

2006), impacto este presente na região alterada do Pântano do Sul e ausente na região alterada da Praia do Morro das Pedras. As estimativas de densidade para a Praia do Pântano do Sul foram imprecisas, sugerindo uma provável variação na taxa de encontro entre transectos. De fato, parte da área da Praia do Pântano do Sul é utilizada como estacionamento de carros e barcos, foco de impacto mais importante, e ocorre uma clara tendência de aumento na densidade de *O. quadrata* com o distanciamento deste impacto ($Y = -3,9394 + 1,465 * x$; $r^2 = 0,8599$; $r = 0,9273$; $p = 0,00001$; Fig. 4). O estacionamento provavelmente acarreta maior compactação da areia, além de haver nesta área constantes distúrbios provocados pela circulação de veículos, fatores que possivelmente dificultam a construção e manutenção de tocas pelos caranguejos.

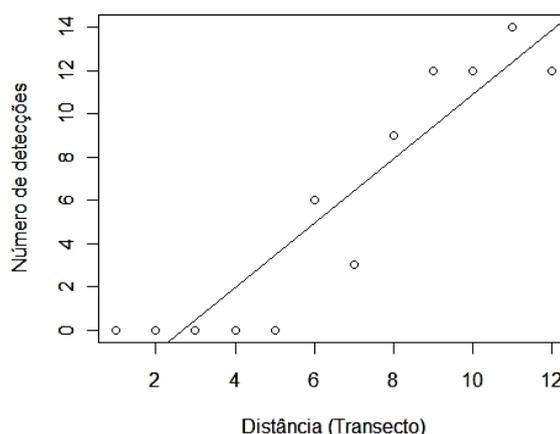


Figura 4. Análise de regressão entre a abundância de *O. quadrata* e a distância em relação à fonte de impacto mais importante (estacionamento) na área alterada da Praia Pântano do Sul/Açores. Transectos com menor numeração encontram-se mais próximos à fonte do impacto ($r^2 = 0,8599$; $p = 0,00001$)

Por outro lado, áreas alteradas marcadas pela presença humana, comercialização de alimentos e usos recreativos podem beneficiar os caranguejos que forrageiam, de forma oportunista, os restos de alimentos deixados na praia (STEINER; LEATHERMAN, 1981). No Morro das Pedras, embora haja diferença em relação à ocupação da região subsequente ao supralitoral (presença de casas ou áreas de restinga

herbácea), a região da praia aparentemente não está sujeita a efeitos de compactação, enquanto as atividades recreativas e o possível aumento de oferta de alimentos decorrente de banhistas são constantes na área.

Com relação à estratificação vertical, a densidade de indivíduos estimada para a região inferior da Praia do Pântano do Sul/Açores foi de 0,15 indivíduos/m² e a abundância de 558 indivíduos. Para a região superior foi de 0,33 indivíduos/m² e 1157 indivíduos (Tabela 3). Na Praia Morro das Pedras, a densidade de indivíduos estimada para a área inferior foi de 0,22 indivíduos/m² e a abundância de 391, enquanto que para a região superior foi de 0,27 indivíduos/m² e abundância de 568 indivíduos (Tabela 4).

Tabela 3. Estimativas de densidade e abundância de *O. quadrata* em duas áreas na Praia do Pântano do Sul/Açores: área mais alterada e menos alterada, considerando o efeito da estratificação vertical. CV, coeficiente de variação; IC, intervalo de confiança.

Local	Modelo	Estimativa	CV (%)	IC (95%)
Pântano/Açores inferior	Meia-normal + toca			
Densidade		0,15	24,4	0,09-0,27
Abundância		558	24,4	328-952
Pântano/Açores superior	Meia-normal + toca			
Densidade		0,33	12,4	0,25-0,42
Abundância		1157	12,4	897-1500

Há uma tendência de caranguejos do gênero *Ocypode* se concentrarem na região supralitoral, região com maior oferta de recursos alimentares (QUIJÓN; JARAMILLO; CONTRERAS, 2001; BLANKENSTEYN, 2006; PERES; VIANNA, 2007), o que foi encontrado na Praia do Pântano do Sul/Açores. No entanto, na Praia do Morro das Pedras não foi observada esta variação vertical na distribuição. Uma possível explicação para isto pode ser o fato de que a Praia do Morro das Pedras apresenta uma característica reflexiva, apresentando um elevado gradiente topográfico que pode dificultar o deslocamento de indivíduos para regiões superiores. Já a Praia do Pântano do Sul/Açores trata-se de uma praia intermediária (OLIVEIRA et al., 2009) com menor

gradiente topográfico, não apresentando barreiras ao deslocamento dos indivíduos. *Ocypode quadrata* também pode estar em maior abundância na faixa supralitoral no Pântano do Sul/Açores justamente pela menor inclinação da extensão da praia, o que facilita a dissipação das ondas; como consequência, os indivíduos necessitam se abrigar da umidade excessiva, estabelecendo áreas de hábitat em estratos superiores.

Tabela 4. Estimativas de densidade e abundância de *O. quadrata* em duas áreas no Morro das pedras, considerando a estratificação vertical: inferior e superior. CV = Coeficiente de variação e IC = Intervalo de Confiança

Local	Modelo	Estimativa	CV (%)	IC (95%)
Morro das Pedras inferior	Meia-normal + toca			
Densidade		0,22	14,8	0,16-0,31
Abundância		391	14,8	284-537
Morro das Pedras superior	Meia-normal + toca			
Densidade		0,27	10,60	0,21-0,34
Abundância		568	10,60	375-584

O presente trabalho evidencia que a abundância e densidade de *O. quadrata* são parâmetros úteis como indicadores de impactos antropogênicos, mas que devem ser utilizados com parcimônia, pois a espécie responde de distintas maneiras aos diferentes tipos de impactos antropogênicos. Assim, sugere-se cautela na identificação e caracterização dos tipos de alterações e impactos presentes na praia, bem como, nas possíveis interações entre eles. O método de transecções lineares com amostragem de distâncias demonstrou-se efetivo para gerar estimativas indiretas (a partir das tocas) de densidade e abundância de *O. quadrata*. Destaca-se que grandes faixas de costas podem ser monitoradas de forma rápida, gerando estimativas mais realistas que consideram importantes variações espaciais.

Agradecimentos

Somos gratos aos funcionários do Parque Municipal da Lagoa do Peri, à FLORAM e à Prof^a. Dr^a. Malva Isabel Medina Hernández.

Referências bibliográficas

- ALBERTO, R. M. F.; FONTOURA, N. F. Distribuição e estrutura etária de *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) em praia arenosa do litoral sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, p. 95-108, 1999.
- BARROS, F. Ghost crabs as a tool for rapid assessment of human impacts on exposed sandy beaches. **Biological Conservation**, v. 97, p. 399-404, 2001.
- BLANKENSTEYN, A. O uso do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius) (Crustacea, Ocypodidae) como indicador de impactos antropogênicos em praias arenosas da Ilha de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, p. 870-876, 2006.
- BUCKLAND, S. T. et al. **Introduction to Distance Sampling**. Oxford: Oxford University Press, 2001, 432 p.
- BURNHAM, K.; ANDERSON, D. **Models selection and multi-model inference. A practical information-theoretic approach**. 2 ed. Berlim: Springer-Verlag, 2002. 496 p.
- MARQUES, T. A. et al. Improving estimates of bird density using multiple covariate distance sampling. **The Auk**, v. 124, p. 1229-1243, 2007.
- MELO, G. A. S. **Manual de identificação dos brachyura (caranguejo e siri) do litoral brasileiro**. 1ª ed. São Paulo: Plêaide/Edusp, 1996, 604 p.
- NEVES, F. M.; BEMVENUTI, C. E. The ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) as a potential indicator of anthropic impact along the Rio Grande do Sul coast, Brazil. **Biological Conservation**, v. 133, p. 431-435, 2006.
- OLIVEIRA, U. R.; BARLETTA, R. C.; PEIXOTO, J. R. V.; HORN FILHO, N. O. Características morfodinâmicas da praia do Pântano do Sul, Ilha de Santa Catarina, Brasil. **Pesquisas em Geociências**, v. 36, n. 3, p. 237-250, 2009.
- PERES, C. P.; VIANNA, M. R. Distribuição espacial de tocas de *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) em relação à altura da maré em uma praia da ilha do Cardoso (Cananéia, SP), In: Congresso de Ecologia do Brasil, 8., 2007, Caxambu. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**. Caxambu: Sociedade de Ecologia do Brasil, p. 1-2, 2007.

PHILLIPS, A. M. The ghost crabs – adventures investigating the life of a curious and interesting creature that lives on our doostep, the only large crustacean of our North Atlantic coast that passes a good part of his life on land. **Natural History**, v. 43, p. 36-41, 1940.

POWERS, L. W. A catalogue and bibliography to the crabs (Brachyura) of the Gulf of Mexico. **Contributions in Marine Science**, v. 2, p. 140-142, 1977.

QUIJÓN, P., JARAMILLO, E.; CONTRERAS, H. Distribution and habitat structure of *Ocypode gaudichaudii* H. Milne Edwards & Lucas, 1843, in sandy beaches of Northern Chile. **Crustaceana**, v. 74, p. 91-103, 2001.

RATHBUM, M. J. The grapsoid crabs of America. **Bulletin of United States National Museum**, v. 97, 1818.

SANTOS, E. **O Mundo dos Artrópodes**. 1ª ed. Belo Horizonte: Itatiaia Ltda, 1982, 197 p.

STEINER, A. J.; LEATHERMAN, S. P. Recreational impacts on the distribution of ghost crabs *O. quadrata* Fab. **Biological Conservation**, v. 20, n. 2, p. 111-122, 1981.

THOMAS, L. et al. Distance 5.0 Release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment, Univ. of San Andrews, UK. Disponível em: <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance>. Acesso em: 11 out. 2006.

TURRA, A.; GONÇALVES, M. A. O.; DENADAI, M. R. Spatial distribution of the ghost crab *Ocypode quadrata* in low-energy tide-dominated sandy beaches. **Journal of Natural History**, v. 39, n. 23, p. 2163-2177, 2005.

WARREN, J. H. The use of open burrows to estimate abundances of intertidal estuarine crabs. **Australian Journal of Ecology**, v. 15, p. 277-280, 1990.

PROJETOS LIVRES

**EFEITO DE BORDA DE ÁREA DESMATADA SOBRE A VEGETAÇÃO DE
RESTINGA ARBÓREA NO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI,
FLORIANÓPOLIS, SC**

**FUENTES, Eduardo Vetromilla
SAITO, Erica Naomi
ZALBA, Sergio Martín
HERNÁNDEZ, Malva Isabel Medina**

Introdução

A fragmentação de habitats é mundialmente considerada uma das maiores ameaças à biodiversidade (LAURANCE; BIERREGAARD, 1997; STUART et al., 2004; LAURANCE; PERES, 2006). A supressão de vegetações nativas pela necessidade de usos múltiplos do solo vem atingindo níveis alarmantes em escala global (PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006).

Níveis diferenciados de degradação ambiental são resultantes de diferentes intervenções antrópicas, tais como desmatamentos para fins de ocupação urbana, plantações de espécies exóticas para produção de madeira, entre outros (REIS; ZAMBONIN; NAKAZONO, 1999).

Os efeitos de borda sobre florestas fragmentadas são bastante diversos e incluem alterações abióticas, na abundância das espécies e em processos ecológicos, consequentes em sua maioria pelo ressecamento e modificação drástica das condições microclimáticas na região da borda (KAPOS, 1989; METZGER, 1999). Vista do interior do fragmento, tal mudança pode ser evidenciada por um aumento da penetração da luz solar (MURCIA, 1995) e maior incidência de ventos (LAURANCE et al., 1998).

Tais alterações podem ocasionar a elevação da temperatura no ambiente (NICHOL, 1994) e o aumento da evapotranspiração (MATLACK, 1993), proporcionando a diminuição da umidade relativa do solo e do ar (KAPOS, 1989), o que pode favorecer o estabelecimento de estresse hídrico (ESSEEN; RENHORN, 1998). Essas mudanças afetam processos ecológicos, tais como a decomposição de serrapilheira e a ciclagem de nutrientes, bem como a estrutura e a composição da vegetação.

O aumento da especulação imobiliária em áreas de restinga, em função da atratividade paisagística e da proximidade com as regiões costeiras, tem contribuído para a fragmentação e alteração da qualidade ambiental desses sistemas (DANILEVICZ; JANKE; PANKOWSKI, 1990; CECCA, 1997).

A intensificação da atividade humana ao longo dessas áreas tem acarretado a progressiva degradação de componentes biológicos da restinga. Espécies animais e vegetais vêm sendo eliminadas, restringindo a diversidade biótica e pondo em risco o valioso patrimônio genético, representando a principal ameaça à conservação de todos os fragmentos que ainda restam (ARAÚJO; LACERDA, 1987). Estudos voltados à conservação dos ambientes de restinga são prioritários (SILVA, 1999), já que a perda e a descaracterização destes habitats ocorrem de forma cada vez mais acelerada.

Estudos do efeito de borda têm sido desenvolvidos no Brasil especialmente em regiões de Floresta Amazônica (CAMARGO; KAPOS, 1999; BENÍTEZ-MALVIDO; MARTÍNEZ-RAMOS, 2003). Poucos estudos foram realizados em ambientes de restinga, sobretudo no estado de Santa Catarina, onde tais ambientes estão entre os mais extensos em superfície e, possivelmente, possuem a maior riqueza de plantas vasculares no Brasil (FALKENBERG, 1999).

Contudo, toda esta exuberância florística e vegetacional tem sido fortemente impactada pela facilidade de ocupação e pela baixa velocidade e capacidade de regeneração, quando comparados a sistemas florestais. Este estudo visa avaliar o efeito de borda de uma área desmatada sobre um fragmento de restinga arbórea no Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP), Florianópolis/SC.

Material e métodos

Coleta de dados

O estudo foi realizado em 11 de outubro de 2011, em um fragmento de restinga arbórea em estado de regeneração, localizado no PMLP, onde parte da vegetação nativa foi substituída por um cultivo de *Pinus elliottii* entre os anos de 1960 e 1970. Esse plantio de *P. elliottii* foi removido em junho de 2011, resultando em uma clareira com cerca de 1600 m².

A análise do efeito de borda na área de restinga foi feita a partir de indicadores ecológicos em transectos paralelos. O primeiro transecto (P, *Pinus*) foi posicionado a um metro da borda, dentro da área desmatada. O segundo transecto (RA, Restinga A) foi posicionado a 5m de P, dentro da área de restinga. O terceiro (RB, Restinga B) e o quarto (RC, Restinga C) transectos foram posicionados a 10m de distância cada. Em cada transecto, foram examinadas cinco parcelas, separadas por 7m entre si, sendo cada parcela de um metro quadrado de área (Fig. 1).

Os indicadores ecológicos analisados em cada parcela foram a abundância de bromélias epífitas, bromélias terrestres e plantas mortas (indivíduos arbóreos e arbustivos), bem como a estimativa visual do percentual de cobertura de marantáceas, samambaias e outras plantas arbustivas, profundidade e cobertura de serrapilheira (dividida em solo nu, agulhas de *P. elliottii* e folhiço de plantas de restinga), além da cobertura de dossel, como estimativa da penetração de luminosidade.

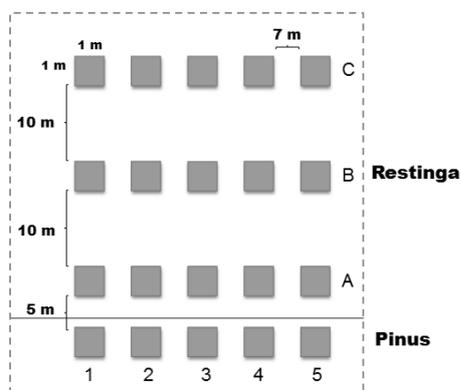


Figura 1. Delineamento amostral do estudo sobre o efeito de borda causado pela área desmatada sobre um fragmento de restinga arbórea no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Análise de dados

Os dados não apresentaram normalidade quando avaliados através do teste de Shapiro-Wilks, sendo descritos através das

estatísticas descritivas mediana, mínimo e máximo. Foi realizada análise de correlação não paramétrica de Spearman (ρ) entre cobertura de dossel e os demais indicadores ecológicos. Diferenças significativas entre os transectos foram obtidas a partir de análise de variância univariada não paramétrica (Kruskal-Wallis) e teste *post hoc* de medianas, realizada através do pacote STATISTICA 7 (STATSOFT, 2004).

Resultados e discussão

As bromélias epífitas diferiram significativamente entre transectos (Tabela 1), apresentando maiores quantidades a 15 m de distância da área aberta (Fig. 2A).

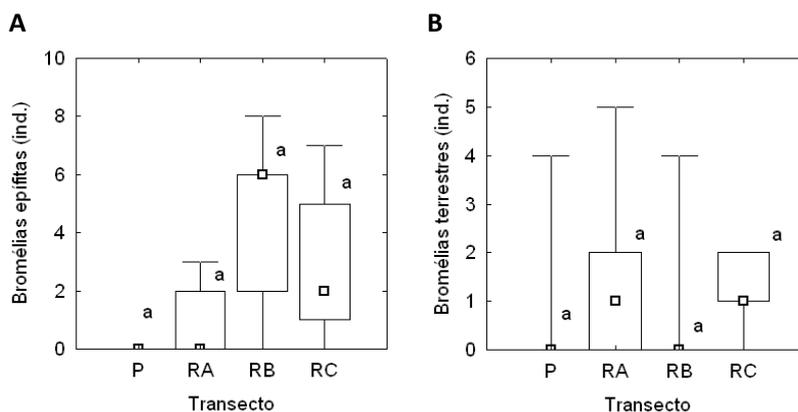


Figura 2. Variação da quantidade de bromélias (A) epífitas e (B) terrestres nos transectos estudados, em área de restinga do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. □, mediana; caixa, 25-75%; barras, mín-máx; P, área desmatada de *Pinus*; RA, transecto a 5 m; RB, transecto a 15 m; RC, transecto a 25 m. Letras diferentes indicam medianas significativamente diferentes entre transectos ($p \leq 0,05$).

A presença de bromélias terrestres tanto na borda do fragmento quanto no interior mostra que estes organismos são capazes de se estabelecer em diversas condições, tanto de estrutura vegetal quanto de luminosidade. Neste estudo, apesar de apresentar variação, a distribuição das mesmas não diferiu entre transectos (Fig. 2B). Já as epífitas apresentaram tendência de aumento com o afastamento da

borda, correlacionando-se significativamente com a cobertura do dossel ($\rho = 0,65$, $p \leq 0,05$).

A distribuição de abundância de indivíduos mortos (plantas mortas) foi semelhante à de bromélias terrestres, não havendo diferença significativa entre transectos (Fig. 3A). Embora neste estudo não tenha tido efeito, a ocorrência de indivíduos mortos é, normalmente, um claro indicativo do efeito de borda, conforme observado em outros estudos (TSUDA et al., nesse volume; LAURANCE et al., 2006, MICHALSKI; NISHI; PERES, 2007).

Além das bromélias, é conhecido que outras espécies de vegetação arbustiva apresentam distribuição associada ao efeito de borda, tais como as marantáceas e as samambaias. Esses organismos estão relacionados à ocorrência de clareiras, devido à necessidade de maior disponibilidade de luz, sendo considerados organismos pioneiros em sucessões ecológicas.

As marantáceas apresentaram ampla distribuição em RA (Fig. 3B), no local de restinga mais próximo da borda, tendendo a diminuir para o interior do fragmento, representando o efeito de borda. Esses organismos são comumente encontrados em bordas de plantações de *Pinus*, indicando sua capacidade de coexistência com tal vegetação. Por outro lado, as samambaias diferiram significativamente entre transectos (Fig. 3C), tendo menor representatividade em comparação às marantáceas, mas apresentando maior cobertura em RC, transecto mais distante da borda.

A cobertura de outros vegetais arbustivos também diferiu significativamente entre transectos, com menor percentual na borda e maior no interior do fragmento, tendendo a diminuir em RC, o transecto mais interno da restinga (Fig. 3D).

O tipo de serrapilheira encontrada nos transectos diferiu entre transectos, sendo quase totalmente representado por agulhas de *Pinus* em P, sendo gradativamente substituídas por outro tipo de folhíço com o afastamento da borda em direção ao interior da restinga (Fig. 4). O percentual de solo nu foi baixo em todos os transectos.

Tabela 1. Valores medianos (mínimo - máximo) e resultados do teste de Kruskal-Wallis para os indicadores ecológicos em quatro transectos em área de restinga do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. P, área desmatada de *Pinus*; RA, Restinga A; RB, Restinga B; RC, Restinga C.

Indicadores	P	RA (5 m)	RB (15 m)	RC (25 m)	KW	p
Bromélias epífitas (nº ind.)	0 (0)	0 (0-3)	6 (0-8)	2 (0-7)	8,3	0,039*
Bromélias terrestres (nº ind.)	0 (0-4)	1 (0-5)	0 (0-4)	1 (0-2)	2,8	0,425
Plantas mortas (nº ind.)	0 (0-6)	1 (0-4)	0 (0-2)	1 (0-5)	3,3	0,353
Marantácea (%)	5 (0-25)	40 (10-95)	5 (0-30)	0 (0-20)	7,2	0,065
Samambaia (%)	1 (0-10)	10 (5-20)	1 (0-5)	15 (5-50)	10,8	0,013*
Outras plantas (%)	5 (1-20)	15 (5-60)	50 (15-70)	15 (5-50)	7,9	0,048*
Serrapilheira - agulhas (%)	90 (80-100)	20 (5-90)	0 (0)	0 (0)	17,8	0,001*
Serrapilheira - outros (%)	5 (0-20)	80 (10-95)	100 (100)	100 (99-100)	17,5	0,001*
Solo nu (%)	1 (0-5)	0 (0-1)	0 (0)	0 (0-1)	5,6	0,134
Profundidade serrapilheira (cm)	8,5 (5-12)	8 (4,5-15)	6,5 (5-7,5)	7 (4,5-8)	2,1	0,546
Dossel (%)	0 (0)	50 (0-80)	50 (40-70)	40 (20-70)	10,4	0,016*

* diferença significativa ($p \leq 0,05$) entre transectos.

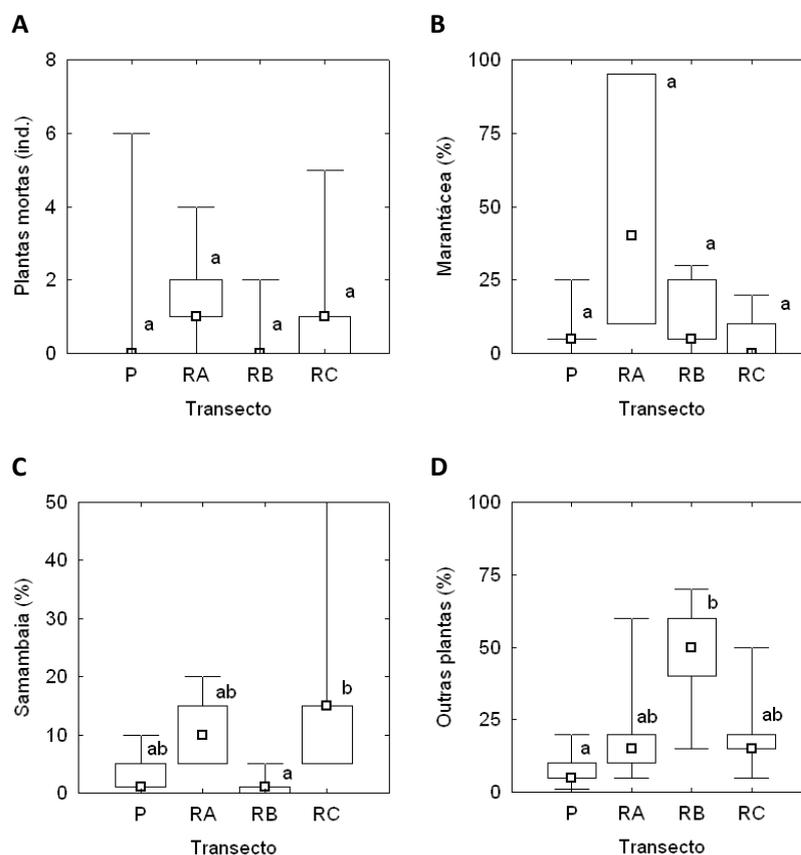


Figura 3. Variação do número de indivíduos de (A) plantas mortas e do percentual de cobertura de (B) marantáceas, (C) samambaias e (D) outras plantas arbustivas nos transectos estudados, em área de restinga do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. □, mediana; caixa, 25-75%; barras, mín-máx; P, área desmatada de *Pinus*; RA, transecto em restinga a 5 m de P; RB, transecto a 15 m; RC, transecto a 25 m; Letras diferentes indicam medianas significativamente diferentes entre transectos ($p \leq 0,05$).

A profundidade da serrapilheira tendeu a ser maior em P (Fig. 5A), diminuindo com o afastamento da borda e tendendo a aumentar em RC, sem diferir significativamente. A cobertura do dossel diferiu significativamente entre os transectos, sendo ausente em P e maior em RB (Fig. 5B).

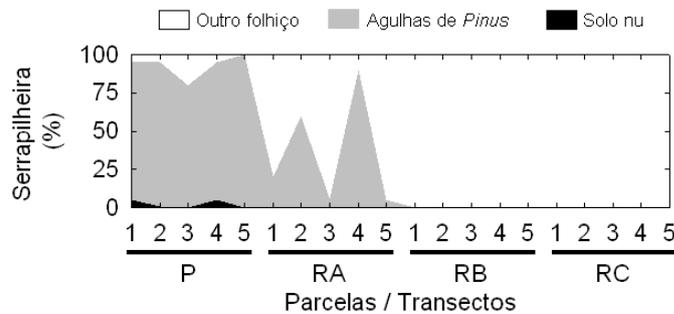


Figura 4. Variação percentual da cobertura de serrapilheira nos transectos estudados, em área de restinga do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

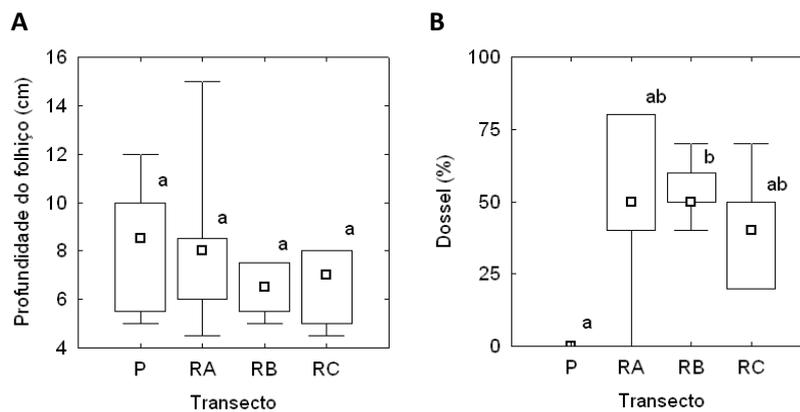


Figura 5. Variação da (A) profundidade de serrapilheira e (B) da cobertura do dossel nos transectos estudados, em área de restinga do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. □, mediana; caixa, 25-75%; barras, mín-máx; P, área desmatada de *Pinus*; RA, transecto a 5 m de P; RB, transecto a 15 m; RC, transecto a 25 m; Letras diferentes indicam medianas significativamente diferentes entre transectos ($p \leq 0,05$).

De forma geral, a maioria dos indicadores avaliados aponta para a existência de características diferentes no interior da restinga (RC), provavelmente devido a existência de algumas clareiras no local ou à ocorrência de elevação topográfica do solo ao longo deste transecto.

Considerando que a altura do dossel neste fragmento é reduzida, e por tratar-se de área de restinga em regeneração, a ocorrência de clareiras pode ser resultante de vários aspectos, dentre eles a ação do vento, ou mesmo o tipo de solo e até o possível trânsito de pessoas no local. Neste transecto foi observado um aumento significativo da cobertura de samambaias

Nas bordas, a diminuição na umidade, a maior variação na temperatura e o aumento na luminosidade afetam negativamente as plantas e animais adaptados ao interior mais úmido e sombreado da restinga. Tais fatores podem ocasionar a morte de indivíduos arbóreos e arbustivos, causando a liberação dos aparatos fotossintetizantes (folhas) com a permanência do caule fixo ao substrato, provavelmente por causa das mudanças repentinas e abruptas na temperatura e na umidade do ar e do solo (KAPOS et al., 1997). Tais modificações podem interferir em processos de decomposição de serrapilheira e disponibilização de nutrientes no solo.

Além disso, a área desmatada em torno dos fragmentos permite o aumento da velocidade do vento, que pode ocasionar a derrubada de árvores da borda destes ambientes (FERREIRA; LAURANCE, 1997). Este aumento na taxa de mortalidade de árvores próximo à borda dos fragmentos favorece a abertura de clareiras e o desenvolvimento de espécies de plantas pioneiras (que demandam muita luz para se estabelecer) em detrimento das espécies de árvores não-pioneiras, que são as espécies típicas de áreas não perturbadas (BENITÉZ-MALVIDO; MARTINÉZ-RAMOS, 2003).

Dessa forma, pode-se concluir que os indicadores avaliados foram eficientes em demonstrar a importância da integridade estrutural em áreas de restinga, onde a presença de vegetação capaz de promover melhor cobertura de dossel mostrou-se determinante para a distribuição e composição de espécies arbustivas, sendo igualmente proveitosos para determinar o efeito de borda ocasionado por ações de desmatamento ou cultivo de espécies exóticas.

Referências bibliográficas

ARAÚJO, D. S. D.; LACERDA, L. D. A natureza das restingas. **Ciência Hoje**, v. 6, p. 42-48, 1987.

- BENITÉZ-MALVIDO, J.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. **Conservation Biology**, v. 17, p. 389–400, 2003.
- CAMARGO, J. L. C.; KAPOV, V. Complex edges effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, p. 205–221, 1995.
- CECCA (CENTRO DE ESTUDOS E CIDADANIA). **Unidades de conservação e áreas protegidas da Ilha de Santa Catarina: caracterização e legislação**. Florianópolis: Insular, 1997. 160 p.
- DANILEVICZ, E.; JANKE, H.; PANKOWSKI, L. H. S. Florística e estrutura da comunidade herbácea e arbustiva da Praia do Ferrugem, Garopaba – SC. **Acta Botanica Brasileira**, v. 4, p. 21-34, 1990.
- ESSEEN, P.; RENHORN, K. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. **Conservation Biology**, v. 12, p. 1307-1317, 1998.
- FALKENBERG, D. B. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Insula**, v. 28, p. 1-30, 1999.
- FERREIRA, L. V.; LAURANCE, W. F. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central Amazonia. **Conservation Biology**, v. 11, p. 797-801, 1997.
- KAPOV, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 5, p. 173-185, 1989.
- KAPOV, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J. L.; GANADE, G. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 33-44.
- LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 616 p.
- LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E. Biomass loss in forest fragments. **Science**, v. 282, p. 1610-1611, 1998.
- LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A.; RIBEIRO, J.; GIRALDO, J. P.; LOVEJOY, T. E.; CONDIT, R.; CHAVE, J.; HARMS, K. E.; D'ANGELO, S. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 103, p. 19010-19014, 2006.

- LAURANCE, W. F.; PERES, C. A. **Emerging threats to tropical forests**. Chicago: University of Chicago Press, 2006. 534 p.
- MATLACK, G. R. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. **Biological Conservation**, v. 66, p. 185-194, 1993.
- METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, p. 445-463, 1999.
- MICHALSKI, F.; NISHI, I.; PERES, C. A. Disturbance-mediated drift in tree functional groups in Amazonian forest fragments. **Biotropica**, v. 39, p. 691-701, 2007.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 58-62, 1995.
- NICHOL, J. E. An examination of tropical rain forest microclimate using GIS modeling. **Global Ecology and Biogeography Letters**, v. 4, p. 69-78, 1994.
- PIRES, A. S.; FERNANDEZ, A. S.; BARROS, C. S. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. In: ROCHA, C. F.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. (Eds.). **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos: RIMA, 2006. p. 231-260.
- REIS, A.; ZAMBONIN, R. M.; NAKAZONO, E. M. **Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal**. Série Cadernos da Biosfera 14. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica / Governo do Estado de São Paulo, 1999. 42 p.
- SILVA, S. M. 1999. Diagnóstico das restingas no Brasil. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/brasil-rounds/round7/round7/guias_r7/PERFURACAO_R7/refere/Restingas.pdf>. Acesso em: 11 out. 2011.
- STATSOFT. STATISTICA (data analysis software system), version 7.0. Tulsa: Stat Soft Inc., 2004
- STUART, S. N.; CHANSON, J. S.; COX, N. A.; YOUNG, B. E.; RODRIGUES, A. S. L.; FISCHMAN, D. L.; WALLER, R. W. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, v. 306, p. 1783-1786, 2004.

DIFERENCIAÇÃO DE NICHOS EM BESOUROS ESCARABEÍNEOS DE MATA ATLÂNTICA NO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, ILHA DE SANTA CATARINA

**SCHULZE, Beatriz
HERNÁNDEZ, Malva Isabel Medina**

Introdução

Os adultos e larvas de besouros escarabeíneos são detritívoros e se alimentam principalmente de carcaças, fezes e frutos em decomposição, desempenhando assim uma importante função na dinâmica de nutrientes em diferentes ecossistemas, principalmente os tropicais (HALFFTER; EDMONDS, 1982; HANSKI; CAMBEFORT, 1991).

A reprodução e alimentação destes insetos estão associadas ao transporte do recurso alimentar a um local distante da fonte original, diminuindo desta forma a competição (HANSKI; CAMBEFORT, 1991). Assim, uma comunidade de besouros escarabeíneos pode ser dividida em grupos de espécies, ou guildas (grupo de espécies que exploram de maneira semelhante a mesma classe de recursos) e podem ser classificados de acordo com as estratégias de alocação dos recursos alimentares em: paracoprídeos (ou tuneleiros), aqueles que enterram o recurso fazendo túneis logo abaixo da fonte de recursos, telecoprídeos (ou rolares) aqueles que enrolam o recurso dentro de pelotas, as quais são levadas a uma certa distância do recurso, e endocoprídeos (ou residentes) aqueles que não alocam o recurso alimentar (HALFFTER; EDMONDS, 1982).

Outra forma de classificação dos besouros escarabeíneos pode ser realizada a partir do tipo de recurso alimentar utilizado e grau de generalização da dieta, existindo espécies coprófagas, necrófagas ou generalistas (HALFFTER; MATTHEWS, 1966). Já o padrão temporal de atividade separa as espécies em diurnas, noturnas, crepusculares e de atividade contínua (HALFFTER; FAVILA, 1993; HERNÁNDEZ, 2002).

Os escarabeíneos apresentam uma grande variação de tamanho corporal, desde pequenas espécies (com menos de 3 mm de comprimento) até grandes insetos, com 5 cm de comprimento. Esta grande amplitude de tamanho presente em comunidades, pode ser explicada a partir da observação de que guildas de animais que

competem fortemente ao longo de uma única dimensão do nicho tendem a exibir diferenças no tamanho do corpo, que facilitam a partição de recursos entre elas (HUTCHINSON, 1957).

O nicho de um organismo representa os intervalos de condições que ele pode tolerar e os modos de vida que ele possui. Cada espécie tem um nicho distinto, assim, não há duas espécies que sejam exatamente iguais, porque cada uma tem atributos distintos de forma e função que determinam as condições que ela pode tolerar, como ela se alimenta e como ela escapa de seus inimigos.

Uma das hipóteses mais utilizadas para explicar padrões na estruturação das comunidades é a pressão exercida pela competição interespecífica, que ao longo do tempo evolutivo, pode resultar em fenômenos como deslocamento de caracteres ou exclusão competitiva. MacArthur e Levins (1967) formularam a hipótese da similaridade limitante, que prevê que entre as espécies que co-existem e que utilizam os mesmos recursos haverá um limite máximo de semelhança morfológica entre elas, isso implica que as espécies coexistentes devem diferir na morfologia, o que será refletido em diferenças ecológicas na utilização dos recursos. Assim, a similaridade morfológica entre as espécies pode ser utilizada como um índice da sua inter-relação ecológica. Desta forma, assume-se que as características morfológicas são correlacionadas com a ecologia da espécie, ou seja, forrageamento e outros fatores.

A diferenciação de nichos pode ser efetuada de muitas maneiras dentro de uma comunidade. Os recursos podem ser utilizados de forma diferenciada, sendo utilizados por espécies ecologicamente similares mas, por exemplo, separados no tempo (podendo ser em distintas horas do dia).

Neste contexto, a pergunta deste trabalho é: quais as características funcionais das espécies de escarabeíneos que favoreceriam a diminuição da competição pelo recurso alimentar? A hipótese é de que a competição por recursos deve ter provocado, na estruturação da comunidade, diferenças entre grupos funcionais, que podem ser medidas a partir de diversas variáveis do nicho das espécies, como período de atividade e tamanho corporal.

Material e métodos

Coleta de dados

Os besouros escarabeíneos foram coletados em uma área de Mata Atlântica em estado de regeneração avançado, ao longo da Trilha do Saquinho, próximo à lagoa, na porção norte do Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP).

Para coletar os besouros escarabeíneos necrófagos foram utilizadas 15 armadilhas do tipo “*pitfall*”, preenchidas com terra e aproximadamente 20g de isca de carne de porco. Foram enterradas 3 armadilhas, distanciadas 10 m entre si, em 5 pontos distintos da Trilha, sendo que a distância entre um ponto e outro foi de aproximadamente 100 m (Fig. 1A).

As armadilhas consistiam de um pote plástico de 20 cm de diâmetro e 10 cm de profundidade enterrados no solo e com terra dentro. Ao procurarem a isca para alimentação, os besouros entravam dentro do pote através de um buraco feito na tampa, e lá ficavam se alimentando, até serem recolhidos (Fig. 1B).

As armadilhas foram instaladas na manhã do dia 10/10/2011 e retiradas na manhã do dia 12/10/2011. Para identificar as espécies de hábito diurno, as armadilhas foram revisadas antes do anoitecer dos dias 10/10 e 11/10, em torno das 18:00 horas. Para identificar as espécies de hábito noturno, todas as armadilhas foram revisadas antes do amanhecer dos dias 11/10 e 12/10, próximo das 5:00 horas. Os besouros capturados foram levados para o laboratório dentro da Sede do Parque, identificados por comparação com coleção de referência e pesados em balança analítica (peso dos insetos vivos). Posteriormente foram levados para criação no Laboratório de Ecologia Terrestre Animal da UFSC.

Análise dos dados

Os dados foram analisados de acordo com a medida de largura de nicho de Levins. Para tanto, foi medido o índice de Levins no programa ECOLOGICAL METHODOLOGY (KENNEY; KREBS, 2000) para observar a largura do nicho das espécies, calculado a partir do número de indivíduos coletados nos períodos diurnos e noturnos.

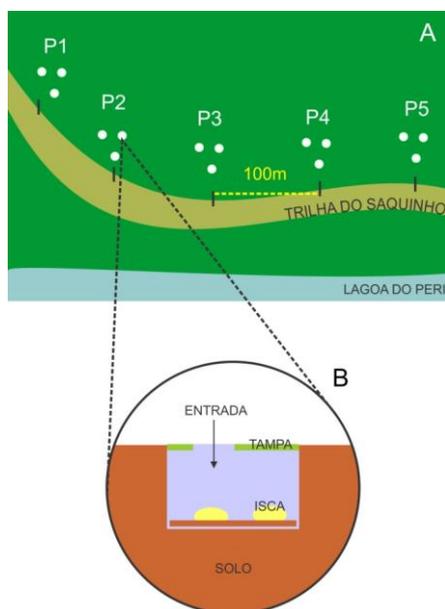


Figura 1. (A) Esquema de distribuição das armadilhas para coleta de besouros escarabeíneos ao longo da Trilha do Saquinho, no Parque Municipal Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. (B) Detalhe da armadilha utilizada, mostrando a tampa furada para permitir a entrada dos insetos e a disposição das iscas (carne de porco apodrecida) dentro de cada armadilha.

Resultados e discussão

Foram capturados um total de 83 besouros pertencentes a 8 espécies da subfamília Scarabaeinae, sendo que 59 indivíduos foram coletados no período diurno e 24 indivíduos foram coletados no período noturno (Tabela 1).

As espécies *Canthon rutilans* e *Coprophanaeus saphirinus* se mostraram estritamente diurnas, já *Canthidium* sp.1 e *Canthidium* sp.2, embora apareceram de dia, somente apresentaram um indivíduo cada, não podendo, portanto, serem classificadas.

A espécie *Dichotomius sericeus* foi coletada apenas no período noturno e as espécies *Deltochilum morbillosum*, *Deltochilum irroratum* e *Canthon amabilis*, foram coletadas tanto no período diurno quanto noturno, podendo ser classificadas como generalistas (Tabela 1).

Assim, é possível observar nesta comunidade uma diferenciação de nicho entre as espécies coexistentes, refletida na diferenciação temporal no uso do recurso. As espécies estritamente diurnas evitam a competição com as estritamente noturnas. Embora se alimentem em períodos distintos, as espécies diurnas e noturnas podem utilizar o mesmo recurso e a competição pode continuar sendo severa quando o alimento é escasso, pois este pode ser consumido em poucas horas, deixando de estar disponível para o próximo “turno” (HANSKI; CAMBEFORT, 1991). As espécies que apresentam hábito generalista, estando ativas tanto de dia como de noite, seriam as que se encontram competindo mais fortemente com as outras.

Espécies com diferenças morfológicas podem explorar o mesmo recurso de maneira mais eficiente, o que diminui a competição e possibilita a co-existência (HUTCHINSON; MACARTHUR, 1959). A diferenciação morfológica entre as espécies pertencentes à mesma guilda pode ser observada a partir da coloração das espécies, sendo as noturnas frequentemente de cor preta e as diurnas coloridas (HERNÁNDEZ, 2002). Este padrão foi observado na comunidade da Lagoa do Peri, onde 3 espécies, que eram de coloração esverdeada ou azulada, tiveram comportamentos diurnos. Já *Dichotomius sericeus*, uma espécie noturna, apresentou coloração preta.

Também é possível observar uma diferenciação morfológica quando se observa o tamanho das espécies em competição pelo mesmo recurso. *C. amabilis* foi a de menor tamanho, o que sugere que utilize uma quantidade de recurso menor. Espécies com tamanhos semelhantes, como *C. rutilans*, *D. morbillosum* e *D. sericeus*, provavelmente apresentam alguma diferenciação de nicho relacionada a outra característica, como estratégia de alocação de recurso ou período de atividade: por exemplo, *D. sericeus*, a diferença dos outros, é paracoprídeo e noturno. O tamanho corporal tem uma importância especial nos telecoprídeos já que está relacionado com o tamanho da pelota onde alocam o recurso (HANSKI; CAMBEFORT, 1991).

Espécies que cavam túneis diferem daquelas que fazem pelotas e carregam o recurso para longe da fonte. Assim, paracoprídeos não competem tão fortemente com telecoprídeos mesmo quando ambas as espécies têm hábitos diurnos, como é o caso de *C. rutilans* (telecoprídeo) e *C. saphirinus* (paracoprídeo) ou noturnos.

Tabela 1. Espécies de besouros escarabeíneos coletados em áreas de Mata Atlântica do Parque Municipal da Lagoa do Peri, em Outubro de 2011. Abundância por período de atividade e índice de Levins junto à atividade (D, diurno; N, noturno; DN, atividade contínua). Para cada espécie também é descrito o peso médio e a estratégia de alocação do recurso alimentar (P, paracoprídeo; T, telecoprídeo; E, endocoprídeo).

	Abundância período diurno	Abundância período noturno	índice de Levins (Atividade)	Peso médio (mg)	Alocação recurso
<i>Canthidium</i> sp. 1	1	0	-	0,09	P
<i>Canthidium</i> sp. 2	1	0	-	0,09	P
<i>Canthon amabilis</i>	2	2	1 - DN	0,19	T
<i>Canthon rutilans</i>	34	0	0 - D	0,34	T
<i>Coprophanæus saphirinus</i>	9	0	0 - D	1,27	P
<i>Deltochilum irroratum</i>	2	8	0,47 - DN	0,73	T
<i>Deltochilum morbillosum</i>	10	2	0,38 - DN	0,48	T
<i>Dichotomius sericeus</i>	0	12	0 - N	0,57	P
Total	59	24			

Os resultados deste trabalho confirmam a hipótese de que há uma diferenciação entre os grupos funcionais dentro de uma guilda, refletida nas diversas variáveis do nicho das espécies. As características funcionais de besouros escarabeíneos que favorecem a diminuição da competição por recursos alimentares são o tamanho, estratégia de alocação do recurso e período de atividade.

Agradecimentos

Aos funcionários da Sede do PMLP, pela recepção, hospedagem e paciência durante todo o curso de campo. Obrigada Pedro, por ter ajudado na instalação e recolhimento das armadilhas, identificação e pesagem dos besouros. Obrigada Rubana, por ter feito a Trilha para revisão das armadilhas na madrugada. Obrigada Malva, pela orientação e por me apresentar o mundo dos besouros escarabeíneos. Agradeço também as sugestões dos demais colegas do curso, que ajudaram no desenvolvimento deste trabalho.

Referências bibliográficas

- HALFFTER, G.; EDMONDS, W. D. **The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae) - An ecological and evolutive approach**. Mexico: Instituto de Ecología/MAB, 1982. 242 p.
- HALFFTER, G.; MATTHEWS, E. G. The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae). **Folia Entomológica Mexicana**, v. 12-14, p. 1-312, 1966.
- HALFFTER, G.; FAVILA, M. The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analyzing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscapes. **Biology International**, v. 27, p. 15-21, 1993.
- HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. **Dung beetles ecology**. New Jersey: Princeton, 1991. 481 p.
- HERNÁNDEZ, M. I. M. 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**, v. 46, p. 597-600, 2002.
- HUTCHINSON, G. E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology**, v. 22, p. 415-427, 1957.

HUTCHINSON G. E.; MACARTHUR. R. H. A theoretical ecological model of size distributions among species of animals. **The American Naturalist**, v. 93, p. 117-125, 1959.

KENNEY, A. J.; KREBS, C. J. **Programs for Ecological Methodology**. 2nd ed. Vancouver: Dept. of Zoology, University of British Columbia, 2000.

MACARTHUR, R. H.; LEVINS, R. The limiting similarity, convergence and divergence of coexisting species. **American Naturalist**, v. 101, p. 377-385, 1967.

**FORMIGAS COMO INDICADORES AMBIENTAIS DE RESTINGA ARBÓREA
NO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, ILHA DE SANTA
CATARINA, BRASIL**

**TOMAZI, Aline Luiza
LOPES, Benedito Cortês
HERNÁNDEZ, Malva Isabel Medina**

Introdução

Um indicador ambiental consiste em uma espécie ou grupo de espécies que responde de maneira previsível a uma perturbação ambiental ou a uma mudança de estado do ambiente (ANDERSEN, 1997; MCGEOCH, 1998). Nesse sentido, as formigas têm sido sugeridas por diversos estudos como bons indicadores ambientais (SILVESTRE; SILVA, 2001; ANDERSEN; MAJER, 2004; YAMAGUCHI, 2005; DELABIE et al., 2006; NAKAMURA et al., 2007).

As formigas pertencem à família Formicidae (Hymenoptera) e consistem em um importante componente do ecossistema (FOLGARAIT, 1998). Elas compõem uma grande porção da biomassa animal terrestre e cobrem uma boa parte das síndromes e processos mais importantes neste ambiente, tais como, herbivoria, dispersão de sementes, predação, mutualismo e biomassa alimentar para níveis tróficos superiores (FOLGARAIT, 1998; FREITAS et al., 2003). Além disso, as formigas apresentam características que potencializam o seu papel como indicador ambiental, possuindo em sua maioria ninho perene e estacionário, área de forrageamento restrita, são em geral muito fáceis de amostrar, sua riqueza e diversidade variam com as de outros taxa e respondem a distúrbios ambientais humanos (FOLGARAIT, 1998; CHAPMAN; BOURKE, 2001; ANDERSEN; MAJER, 2004; FREITAS et al., 2006).

Estudos prévios apontam que as formigas respondem ao impacto humano com redução na riqueza de espécies (FOLGARAIT, 1998; ARMBRECHT; ULLOA-CHACO, 2003; YAMAGUCHI, 2005). Essa redução na riqueza de espécies pode ser influenciada por características do habitat (ALBUQUERQUE; DIEHL, 2009), existindo uma tendência de que quanto menor for a complexidade estrutural da vegetação e a heterogeneidade do habitat, menor será o número de

espécies de formigas (LEAL; LOPES, 1992; LOBATO; OTEGUI; LOPES, 2009). Ademais, algumas espécies de formigas tornam-se mais abundantes e às vezes exclusivas de determinados habitats e, portanto, indicadoras ambientais destes (KASPARI; MAJER, 2000; ANDERSEN et al., 2002; ARMBRECHT; ULLOA-CHACO, 2003; COSTA et al., 2010).

Dessa maneira, o presente trabalho procurou responder o seguinte questionamento: as formigas podem ser empregadas como indicadores ambientais da restinga arbórea do Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP)? Partiu-se de duas hipóteses, a saber: i) existe diferença na riqueza e composição de espécies de formigas entre distintos habitats da restinga arbórea deste Parque; ii) algumas espécies de formigas são exclusivas de determinado habitat desta restinga arbórea e podem subsidiar o planejamento e o monitoramento de ações de manejo. Assim, este estudo teve os objetivos de avaliar a similaridade na riqueza e composição de espécies de formigas entre distintos habitats de restinga arbórea e detectar espécies de formigas que possam servir como indicadores ambientais desta restinga arbórea.

Material e métodos

Este trabalho foi desenvolvido na porção leste do PMLP, no mês de outubro de 2011. O Parque possui fisionomias vegetais em distintos graus de complexidade estrutural e habitats terrestres com características diferentes (SILVA, 2000). O delineamento amostral foi alocado na Trilha da Restinga, em uma região cuja fisionomia vegetal característica é restinga arbórea (SILVA, 2000), composta no momento por habitats com três estruturas vegetacionais distintas: conservada com espécimes arbóreos com até 20 m de altura (chamada de “conservada”); degradada com a presença de indivíduos de *Eucalyptus* sp. com até 15 m de altura (“eucalipto”); e degradada em estágio inicial de sucessão sem a presença de indivíduos de *Eucalyptus* sp. e com o predomínio de vegetação nativa herbácea e arbustiva (“degradada”).

Delineamento amostral

Em cada área (conservada, eucalipto e degradada) foram dispostas ao longo da Trilha 10 iscas com espaçamento de 10 m entre

si, totalizando transecções de 100 m com 10 réplicas cada (Fig. 1). As iscas consistiram em um pedaço de sardinha em óleo comestível disposto na serrapilheira sobre um pedaço de papel branco absorvente. Após 1 hora, todas as iscas e serrapilheira sob as mesmas foram coletadas e depositadas em bandeja plástica para a triagem das formigas (FREITAS; FRANCINI; BROWN JR., 2003). Os espécimes distintos foram coletados com auxílio de pinça e pincel e armazenados em *ependorfs* com álcool 70%. Posteriormente, as coletas foram analisadas em lupa e as formigas foram identificadas ao menor nível taxonômico possível, com auxílio da chave elaborada por Palacio e Fernández (2003).

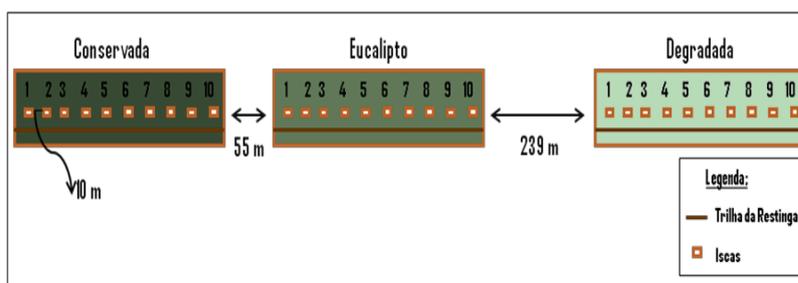


Figura 1. Esquema do delineamento amostral do estudo situado na restinga arbórea na porção leste do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC.

Além disso, foi realizada uma avaliação estrutural do hábitat em cada uma das áreas estudadas. Utilizou-se o método do ponto quadrante para amostragem da vegetação (MEDEIROS, 2004). No local onde foram dispostas as iscas número 3 e 7 de cada área (Fig. 1) foi alocado um ponto quadrante. Nas direções sudeste, sudoeste, nordeste e noroeste foram medidos para a árvore e arbustos mais próximos do ponto: altura, perímetro à altura do peito (no caso das árvores) ou perímetro à altura do tornozelo (no caso dos arbustos) e distância do ponto. Considerou-se como árvore todos aqueles indivíduos que apresentaram perímetro à altura do tornozelo maior do que 9 cm. No caso em que a árvore mais próxima do ponto estivesse a uma distância superior a 15 m, foram consideradas como ausentes as árvores daquele quadrante. Realizou-se ainda, no local onde foram dispostas as iscas número 1, 3, 5, 7 e 9 de cada área estudada (Fig. 1), a estimativa visual da porcentagem de cobertura do solo (por

serrapilheira, samambaia, gramínea e/ou outra vegetação) e porcentagem de cobertura do dossel (FREITAS; CERQUEIRA; VIEIRA, 2002). Para tal, utilizou-se um quadrante de 50x50 cm com células vazadas de 25 cm² (totalizando 100 células vazadas de 5x5 cm). Para a estimativa de cobertura do solo dispôs-se o quadrante a uma altura de 50 cm do solo e a partir de então, contou-se o número de células vazadas preenchidas por cada categoria de cobertura do solo. Já para a estimativa de cobertura de dossel, dispôs-se o quadrante a uma altura de 2 m do solo e contou-se o número de células vazadas que contivessem algum tipo de obstrução de dossel.

Análise dos dados

Calculou-se a frequência de ocorrência das espécies de formigas para cada habitat estudado (conservado, eucalipto e degradado) a partir do número de registros da espécie no conjunto de iscas dividido pelo número total de iscas utilizadas (10) e multiplicado por 100 para expressar a porcentagem.

Curvas de acumulação de espécies baseadas na presença e ausência de espécies de formigas nas amostras (MaoTau) foram utilizadas para verificar possíveis diferenças de riqueza entre os três habitats avaliados. A riqueza estimada foi calculada mediante o estimador Jackknife 1.

Para analisar diferenças na composição das assembléias dos três habitats foi construída uma matriz de similaridade com o coeficiente de Sorensen, baseado na presença e ausência das espécies. Estes dados foram comparados com a média e respectivo desvio padrão das variáveis estruturais dos três habitats, as quais foram analisadas por meio do cálculo da distância euclidiana.

Para verificar a presença de espécies indicadoras utilizou-se o método IndVal, através do programa PC-ORD (MCCUNE; MEFFORD, 2006).

Resultados e discussão

Foram coletadas 19 espécies de formigas pertencentes às subfamílias Dolichoderinae, Formicinae, Myrmicinae, Ponerinae e Pseudomyrmecinae (Tabela 1). A subfamília Myrmicinae foi a mais

representativa, com 10 espécies. Os gêneros *Crematogaster*, *Pheidole* e *Solenopsis* foram os mais comuns, com três espécies cada. Corso et al. (2010) registraram 14 espécies de formigas, pertencentes às subfamílias Dolichoderinae, Formicinae, Myrmicinae e Ponerinae, em uma área com restinga arbórea no nordeste desta unidade de conservação. Já Cantor et al. (2010), amostrando as formigas da mesma região que Corso et al. (2010), encontraram 16 espécies de formigas pertencentes às subfamílias Formicinae, Myrmicinae e Ponerinae. Dessa forma, o presente trabalho, com o mesmo esforço amostral dos outros trabalhos registrou uma assembléia de formigas composta por mais espécies e uma subfamília até então, ainda não amostrada – *Pseudomyrmecinae*, para a restinga arbórea do PMLP.

A riqueza de espécies de formigas não diferiu entre os habitats estudados (Fig. 2). O habitat conservado apresentou oito espécies (Tabela 1), com riqueza estimada de 10,7 (Jackknife 1). Já o habitat com eucalipto obteve 12 espécies (Tabela 1), com riqueza estimada de 16,5 (Jackknife 1). O habitat degradado por sua vez, teve 10 espécies com riqueza estimada de 13,6 (Jackknife 1).

A análise de similaridade de Sorensen (Fig. 3A) mostrou que a composição de espécies de formigas assemelha-se mais entre os habitats com eucalipto e degradado do que com o habitat conservado. *Camponotus* sp., *Paratrechina* sp., *Pheidole* sp. 3, *Solenopsis* sp. 3 e *Pachycondyla striata* foram as espécies em comum encontradas apenas nos habitats com eucalipto e degradado (Tabela 1). *Acromyrmex* sp., *Pheidole* sp. 1, *Solenopsis* sp. 2 e *Pseudomyrmex* sp. estiveram presentes apenas nas iscas do habitat conservado. *Camponotus*, *Paratrechina*, *Pheidole* e *Solenopsis* são gêneros cujas espécies comumente possuem hábito generalista e atuam de maneira oportunista, apresentando elevada presença em diferentes habitats (ANDERSEN, 1997; SILVESTRE; SILVA, 2001; FERNÁNDEZ, 2003; COSTA; RIBEIRO; CASTRO, 2010). Dessa forma, parece que as diferenças de habitats que refletem o impacto antrópico nesta restinga, embora não tenham ocasionado diferenças na riqueza de espécies, proporcionaram uma distinção entre as espécies de formigas, diferenciando o habitat conservado dos habitats impactados (Fig. 3A).

Tabela 1. Espécies de formigas e respectivas frequências de ocorrência (%) por hábitat na restinga arbórea da porção leste do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, em outubro de 2011

Subfamília/Espécie	Frequência de ocorrência (%)		
	Conservada	Eucalipto	Degradada
DOLICHODERINAE			
<i>Linepithena</i> sp.	0	10	0
<i>Dorymyrmex</i> sp.	0	10	0
<i>Tapinoma</i> sp.	0	10	0
FORMICINAE			
<i>Camponotus</i> sp.	0	60	40
<i>Camponotus rufipes</i>	0	0	60
<i>Paratrechina</i> sp.	0	10	10
MYRMICINAE			
<i>Acromyrmex</i> sp.	10	0	0
<i>Crematogaster</i> sp. 1	50	30	30
<i>Crematogaster</i> sp. 2	40	30	10
<i>Crematogaster</i> sp. 3	0	0	70
<i>Pheidole</i> sp. 1	20	0	0
<i>Pheidole</i> sp. 2	20	40	0
<i>Pheidole</i> sp. 3	0	30	60
<i>Solenopsis</i> sp. 1	10	10	0
<i>Solenopsis</i> sp. 2	20	0	0
<i>Solenopsis</i> sp. 3	0	20	40
PONERINAE			
<i>Odontomachus chelifer</i>	0	0	10
<i>Pachycondyla striata</i>	0	20	10
PSEUDOMYRMECINAE			
<i>Pseudomyrmex</i> sp.	10	0	0
Total de espécies	8	12	10

Por outro lado, quando analisada a distância euclidiana entre as variáveis estruturais dos habitats (altura, perímetro à altura do peito e distância do ponto para as árvores; altura, perímetro à altura do tornozelo e distância do ponto para os arbustos; porcentagem de

cobertura do solo - serrapilheira, samambaia, gramínea, outra vegetação; porcentagem de cobertura do dossel), constatou-se que o habitat com eucalipto é mais semelhante ao conservado do que com o degradado (Fig. 3B).

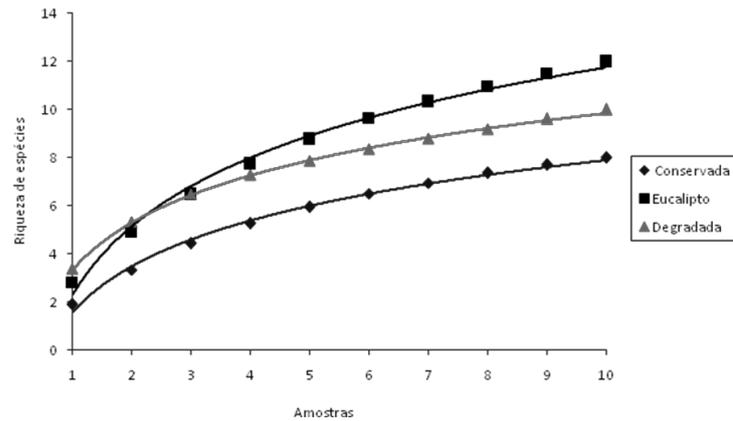


Figura 2. Curva de acumulação de espécies (Mao Tau) de formigas coletadas nos habitats amostrados na restinga arbórea a leste do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. Intervalos de confiança: i) Conservada = 5,51 – 10,49; ii) Eucalipto = 8,16 – 15,84; iii) Degradada = 6,33 – 13,67.

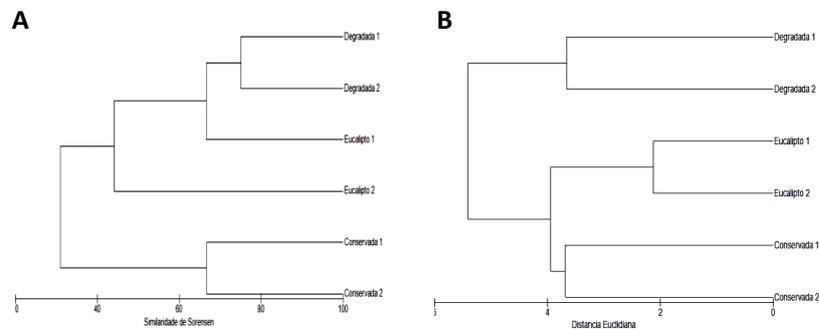


Figura 3. (A) Dendrograma da análise de similaridade (Sorensen) das espécies de formigas e (B) dendrograma da distância euclidiana entre as variáveis estruturais encontradas nos habitats amostrados na restinga arbórea a leste do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC

A melhor correlação ($R=0,86$) entre a matriz de similaridade de Sorensen e a matriz de distâncias euclidianas foi aquela que envolveu

as variáveis: porcentagem de cobertura do solo por serrapilheira e por outra vegetação e a altura e distância dos arbustos. De fato, tanto a cobertura do dossel como a cobertura do solo por serrapilheira foram mais semelhantes entre os habitats conservado e com eucalipto (Tabela 2). No entanto, observou-se apenas a cobertura do solo por gramíneas e samambaia nos habitats com eucalipto e degradado (Tabela 2). Assim, a presença desse tipo de vegetação cobrindo o solo pode ter ocasionado a maior similaridade na riqueza de formigas no habitat com eucalipto e degradado.

Tabela 2. Parâmetros estruturais dos habitats amostrados na restinga arbórea a leste do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC

Parâmetros estruturais*	Áreas amostradas		
	Conservada	Eucalipto	Degradada
COBERTURA DO SOLO (%)			
Serrapilheira	74,0 (±8,9)	74,4 (±14,5)	16,0 (±24,3)
Samambaia	0,0	5,0 (±11,2)	21,0 (±26,1)
Gramínea	0,0	14,0 (±11,9)	53,0 (±45,8)
Outra vegetação	26,0 (±8,9)	6,6 (±6,5)	10,0 (±10,6)
COBERTURA DO DOSSEL (%)			
Copa	98,0 (±2,7)	77,2 (±35,2)	25,6 (±14,6)
ÁRVORES			
Altura (m)	11,6 (±4,9)	11,8 (±5,0)	3,8 (±3,4)
Área basal (cm ²)	26,1 (±22,9)	41,9 (±19,9)	7,7 (±7,1)
Distância do ponto quadrante (m)	5,1 (±4,1)	3,4 (±2,9)	4,0 (±4,1)
ARBUSTOS			
Altura (m)	4,6 (± 1,6)	3,2 (±0,8)	2,4 (±0,7)
Área basal (cm ²)	6,2 (±2,7)	4,8 (±2,0)	5,6 (±1,3)
Distância do ponto quadrante (m)	1,9 (±2,0)	1,0 (±0,6)	1,4 (±1,0)

*Média e desvio padrão.

O resultado do teste de Valor Indicador Individual (IndVal), que testou a especificidade de uma determinada espécie para um tipo de habitat, medida por meio de sua porcentagem de ocorrência, mostrou que somente duas espécies tem significativa preferência por

determinado habitat. As espécies *Camponotus rufipes* (60% e $p = 0,001$) e *Crematogaster* sp. 3 (70% e $p = 0,0004$) são indicadoras do habitat degradado. As demais espécies de formigas não apresentaram especificidade por habitats.

Este estudo, com apenas uma amostragem por habitat, constitui uma avaliação rápida da assembléia de formigas da restinga arbórea do PMLP. Embora o Valor Indicador Individual tenha mostrado a especificidade de *Camponotus rufipes* e *Crematogaster* sp. 3 para o habitat degradado, estes resultados devem ser analisados com cautela, visto que a espécie *C. rufipes* e o gênero *Crematogaster* são apontados pela literatura como generalistas, sendo capazes de ocupar distintos habitats, com ampla distribuição (FERNÁNDEZ, 2003).

Com os dados obtidos, observa-se que, no geral, a maioria das espécies de formigas amostradas nesta restinga arbórea forrageia por entre os três habitats estudados. No entanto, as informações apresentadas neste trabalho podem vir a serem utilizadas na aplicação de indicadores ambientais nesta unidade de conservação, e assim podem servir de subsídio ao planejamento e monitoramento de futuras ações de manejo.

Agradecimentos

A primeira autora é grata aos demais autores pela orientação deste trabalho. Somos gratos à Mônica Hessel e Carolina Bezamat de Abreu pelo auxílio em campo. Agradecemos também à FLORAM e aos funcionários do PMLP pelo suporte logístico durante todo o curso de campo da Pós-Graduação em Ecologia da UFSC, permitindo assim, a realização deste estudo.

Referências bibliográficas

ALBUQUERQUE, E. Z.; DIEHL, E. Análise faunística das formigas epígeas (Hymenoptera, Formicidae) em campo nativo no Planalto das Araucárias, Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 53, n. 3, p. 398–403, 2009.

ANDERSEN, A. N. Using ants as bioindicators: multiscale issues in ant community ecology. **Conservation Ecology**, v. 1, n. 1, p. 8, 1997.

- ANDERSEN, A. N.; HOFFMANN, B. D.; MÜLLER, W. J.; GRIFFITHS, A. D. Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, p. 8-17, 2002.
- ANDERSEN, A. N.; MAJER, J. D. Ants show the way down under: invertebrates as bioindicators in land management. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, p. 291–298, 2004.
- ARMBRECHT, I. ; ULLOA-CHACON, P. The little fire ant *Wasmannia auropunctata* (Roger)(Hymenoptera: Formicidae) as a diversity indicator of ants in Tropical Dry Forest fragments of Colombia. **Environmental Entomology**, v. 32, n. 3, p. 542-547, 2003.
- CANTOR, M.; MOREIRA, M. C.; ALVES, G. F.; BARBOSA, C.; BEGNINI R. M.; LOPES, B. C.; HERNÁNDEZ, M. I. M. Composição da assembléia de formigas epígeas em habitats estruturalmente diferentes. In: CANTOR, M.; MACEDO-SOARES, L. C. P.; HANAZAKI, N. (Orgs.). **Ecologia de campo na Lagoa do Peri 2009**. 1ª ed. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2010. p. 65-78.
- CHAPMAN, R. E.; BOURKE, A. F. G. The influence of sociality on the conservation biology of social insects. **Ecology Letters**, v. 4, p. 650-662, 2001.
- CORSO, G.; BARNECHE, D. R.; COSTA-ARAÚJO, R.; MACEDO-SOARES, L. C. P.; MARTINS, C. D. L.; ZANK, S.; LOPES, B. C.; HERNÁNDEZ, M. I. M. Avaliação da assembléia de formigas epígeas em três diferentes áreas no Parque Municipal da Lagoa do Peri, ilha de Santa Catarina. In: CANTOR, M.; MACEDO-SOARES, L. C. P.; HANAZAKI, N. (Orgs.). **Ecologia de campo na Lagoa do Peri 2009**. 1ª ed. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2010. p. 53-64.
- COSTA, C. B.; RIBEIRO, S. P.; CASTRO, P. T. A. Ants as bioindicators of natural succession in savanna and riparian vegetation impacted by dredging in the Jequitinhonha River Basin, Brazil. **Restoration Ecology**, v. 18, n. 1, p. 148–157, 2010.
- DELABIE, J. H. C.; PAIM, V. R. L. M.; NASCIMENTO, I. C.; CAMPIOLO, S.; MARIANO, C. S. F. As formigas como indicadores biológicos do impacto humano em manguezais da costa sudeste da Bahia. **Neotropical Entomology**, v. 35, n. 5, p. 602-615, 2006.
- FERNÁNDEZ, F. **Introducción a las Hormigas de la región Neotropical**. Bogotá: Ed. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2003.
- FOLGARAIT, P. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 1221-1244, 1998.

FREITAS, A. V. L.; FRANCINI, R. B.; BROWN JR., K. S. Insetos como indicadores ambientais. In: CULLEN JR. L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. (Eds.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, 2003. p. 125-151.

FREITAS, A. V. L.; LEAL, I. R.; UEHARA-PRADO, M.; IANNUZZI, L. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In: ROCHA, C. F. D., BERGALLO, H. G., SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. (Eds.). **Biologia da conservação: Essências**. São Carlos: Rima, 2006. p.357-384.

FREITAS, S. R.; CERQUEIRA, R.; VIEIRA, M. V. A device and standard variable to describe microhabitat structure of small mammals based on plan cover. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, p. 795-800, 2002.

KASPARI, M.; MAJER, J. D. Using ants to monitor environmental change. In: AGOSTI, D.; MAJER, D. J.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. (Eds.). **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington and London: Smithsonian Institution Press, 2000. p. 89-98.

LEAL, I. R.; LOPES, B. C. Estrutura das comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de solo e vegetação no Morro da Lagoa da Conceição, Ilha de Santa Catarina, SC. **Biotemas**, v. 5, n. 1, p. 107-122, 1992.

LOBATO, F. L., OTEGUI, M. B. P.; LOPES, B. C. Diversidade de espécies de formigas da Mata Atlântica em áreas de mata primária e capoeirão: uma comparação por indicadores ecológicos. In: HANAZAKI, N.; DIAS, B. B.; OTEGUI, M. B. P.; PETRUCIO, M. M. (Org.). **Ecologia de Campo do PPGE-UFSC**. Florianópolis: UFSC, 2009. p. 126-135.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.10. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon. 2006.

MCGEOCH, M. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews**, v. 73, p. 181-201, 1998.

MEDEIROS, D. A. **Métodos de amostragem no levantamento da diversidade arbórea do Cerradão da Estação Ecológica de Assis**. Dissertação de Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas. Piracicaba: Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2004. 85 p.

NAKAMURA, A.; CATTERALL, C. P.; HOUSE, A. P. N.; KITCHING, R. L.; BURWELL, C. J. The use of ants and others soil and litter arthropods as bio-indicators of the impacts of rain forest clearing and subsequent land use. **Journal of Insect Conservation**, v. 11, p. 177-186, 2007.

PALACIO, E. E.; FERNÁNDEZ, F. Clave para las subfamilias y géneros. In: FERNÁNDEZ, F. (Ed.). **Introducción a las Hormigas de la región Neotropical**.

Bogotá: Ed. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2003. p. 233-260.

SILVA, A. A. S. **Parque Municipal da Lagoa do Peri: subsídios para o gerenciamento ambiental**. Dissertação de Mestrado em Engenharia de Produção. Florianópolis: Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, 2000. 130 p.

SILVESTRE, R.; SILVA, R. R. Guildas de formigas da Estação Ecológica Jataí, Luiz Antônio – SP – sugestões para aplicação do modelo de guildas como bio-indicadores ambientais. **Biotemas**, v. 14, n. 1, p. 37-69, 2001.

YAMAGUCHI, T. Influence of urbanization on ant distribution in parks of Tokyo and Chiba City, Japan II. Analysis of species. **Entomological Science**, v. 8, p. 17-25, 2005.

**ESTIMATIVA DE DENSIDADE DE GRALHA AZUL (*Cyanocorax caeruleus*)
NAS ADJACÊNCIAS DO PARQUE MUNICIPAL LAGOA DO PERI,
FLORIANÓPOLIS/SC**

**SALDANHA, Juliana Hammel
GERZSON, Natália Dozza
DAURA-JORGE, Fábio Gonçalves**

Introdução

A gralha-azul (*Cyanocorax caeruleus*) é uma ave passeriforme da família dos corvídeos, que apresenta juntamente com a gralha-picaça (*Cyanocorax chrysops*) a distribuição mais austral entre as gralhas americanas (ANJOS, 1991). Seu habitat inclui tanto a floresta tropical como a subtropical, sendo comum em floresta de araucária (BELTON, 1994). Segundo Anjos e Shibatta (2010) espécies de Corvidae, como corvos e gralhas, tendem a evitar grandes faixas de floresta, sendo mais comumente encontradas em áreas abertas ou na floresta de borda.

A vegetação do Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP) é coberta por floresta ombrófila densa, também denominada de floresta pluvial de encosta atlântica, ou simplesmente, de Mata Atlântica. Apresenta estádios iniciais (capoeirinha), médios (capoeira) e avançados (capoeirão) de regeneração da floresta secundária, inclusive, com remanescentes de vegetação primária. Assim, uma parte considerável da área é coberta de vegetação secundária, resultante de um processo lento de regeneração após o abandono da atividade agrícola, além de áreas com plantação de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. (CABRAL, 1999; PEREIRA, 2001).

Apesar da escassa literatura relacionada a *C. caeruleus*, sabe-se que esta ave está, aparentemente, cada vez mais abundante no município de Florianópolis. Este estudo representa um esforço piloto para estimar a atual densidade dessa espécie no PMLP. De acordo com as diferentes estruturas vegetacionais encontradas na área foi formulada a seguinte pergunta: A densidade de *Cyanocorax caeruleus* varia em relação ao tipo de habitat? Para isto, as seguintes questões foram avaliadas: i) áreas com diferentes estruturas de vegetação apresentam densidades diferentes de *Cyanocorax caeruleus*. ii) A maior densidade

de *Cyanocorax caeruleus* será encontrada em áreas com vegetação mais arbórea.

Material e métodos

Para este estudo foram selecionadas 3 subáreas dentro do PMLP e adjacentes a sua sede, que apresentassem diferenças na estrutura da vegetação, definidos visualmente e caracterizados como:

Área 1: local do transecto 1 com 300 metros extensão, ambiente característico de restinga arbustiva (em aparente processo de regeneração) ainda com resquício de *Pinus eliottii* e *Eucalyptus* sp. de uma antiga plantação que houve no local.

Área 2: local do transecto 2 com 200 metros de extensão, restinga com presença abundante de *Pinus eliottii* com muitas plântulas.

Área 3: local do transecto 3 com 200 metros de extensão, início da Trilha do Saquinho com vegetação arbustiva e abundante presença de lianas e bromélias.

Coleta de dados

Para gerar estimativas de densidade foi utilizado o método de transecções lineares com amostragem de distâncias. Por este método, as distâncias perpendiculares de uma detecção (indivíduos) em relação a linha de transecção são utilizadas para ajustar uma função de detecção. Esta função permite estimar o quanto o número de detecções representa do total de indivíduos na área (BUCKLAND et al., 2001). Para cada ave avistada, foi anotada a distância perpendicular em que ela se encontrava da Trilha, sendo esta distância medida através de RANGE FINDER. Também foi anotado, quando possível, qual era o comportamento da ave no momento do avistamento.

Análise de dados

Os dados referentes às detecções foram tabulados em uma planilha de EXCEL e incluídos no programa DISTANCE 6.0 Release 2 (THOMAS et al., 2006). Neste programa, um conjunto de modelos combinando diferentes funções-chave e termos de ajuste foi gerado

para estimar a função densidade de probabilidade em zero $f(0)$ (cf. BUCKLAND et al., 2001). A área de estudo foi estratificada *a priori*, caracterizando como área 1, 2 e 3 (conforme descrição na área de estudo). Para estimar a função de detecção, utilizamos a abordagem convencional de amostragem de distâncias (BUCKLAND et al., 2001). A taxa de encontro e o tamanho de grupo foram estimados por estrato, enquanto a função de detecção foi estimada globalmente (considerando o pequeno tamanho amostral). Densidade foi estimada globalmente e por estrato. O modelo que melhor se ajustou aos dados foi selecionado pelo AIC (*Akaike Information Criterion*) (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

Resultados e discussão

Foi percorrido um total de 10 transecções nas três diferentes áreas adjacentes ao PMLP. A taxa encontro total foi de 41 avistamentos e a taxa de encontro para cada estrato foi de 17 para área 1, 24 para área 2 e zero para área 3. Em relação ao comportamento observado de alguns indivíduos no momento em que as transecções fora percorridas os que mais se destacaram foram vôo, pouso em galhos e canto.

A função de detecção que melhor se ajustou às distâncias perpendiculares observadas para *C. caeruleus* nas áreas de estudo, modelo mais parcimonioso indicado pelo menor valor de AIC (262,88) foi "Uniform cosine" (Fig. 1, Tabela 1). Por este modelo, a densidade global estimada de *C. caeruleus* nas adjacências da sede do PMLP foi de 2,30 indivíduos por hectare (Tabela 1).

Tabela 1. Modelos gerados pelo programa DISTANCE 6.0 Release 2, mostrando os respectivos valores de AIC (*Akaike Information Criterion*). D = densidade; ICinf= Intervalo de confiança inferior; ICsup = Intervalo de confiança superior.

Modelo	Delta AIC	AIC	D	IC inf	IC sup	D CV
Uniform cosine	0,00	262,8	2,30	1,30	4,08	0,29
Half-normal	0,51	263,3	2,19	1,23	3,89	0,29
Hazard-rate cosine	1,61	264,4	2,22	1,18	4,18	0,32

As três áreas com diferentes estruturas de vegetação apresentaram densidades diferentes de *C. caeruleus*. Na área 1, a estimativa de densidade foi de 2,53 indivíduos/ha, porém o coeficiente

de variação é alto, CV(%) de 47.15. Na área 2 a estimativa de densidade foi de 4,38 indivíduos/ha com um CV(%) de 32.85. Para a área 3, nenhum indivíduo foi avistado, com isso a densidade foi considerada como 0 (zero) (Tabela 2).

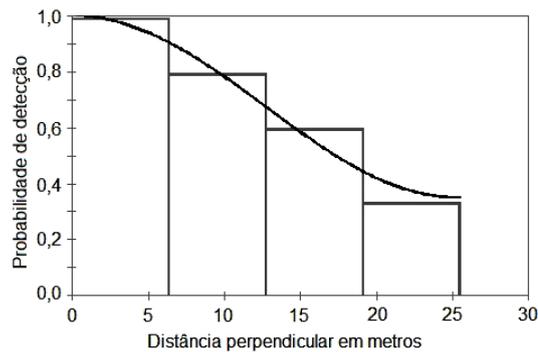


Figura 1. Distribuição de frequências da probabilidade de detecção pela distância de avistamento de *C. caeruleus* no Parque Municipal Lagoa do Peri. A linha representa o modelo que melhor se ajustou aos dados (Uniform cosine)".

De acordo com nosso resultado a maior densidade foi encontrada na área onde havia maior abundância de *Pinus eliottii* (área 2). Segundo Anjos (1991), a gralha-azul prefere áreas mais abertas em especial florestas de araucária. Esta é uma possível justificativa para uma maior taxa de encontro na área 2. Esta característica também pode ter viesado a probabilidade de detecção, já que a área apresentava árvores altas o que possivelmente facilitava o avistamento de indivíduos em vôo ou em pouso.

Tabela 2: Estimativa de densidade de *C. caeruleus* nas 3 áreas adjacentes do Parque Municipal Lagoa do Peri, Florianópolis/SC. CV = Coeficiente de variação esperado Dinf= densidade inferior Dsup = densidade superior

	DEstimate	CV%	Dinf	Dsup
Área 1	2.53	47.15	0.95	6.72
Área 2	4.38	32.85	2.21	8.65
Área 3	0,00	0,00	0,00	0,00

Sendo este um estudo piloto, nota-se claramente que o esforço realizado não é suficiente para gerar estimativas precisas (os coeficientes de variação foram altos). Assim, com estes dados preliminares, foi projetado qual o esforço necessário para gerar estimativas adequadas (com CV de até 15%). Para isto, foi utilizada a seguinte fórmula (cf. BUCKLAND et al., 2001): $L = (q/(CV)^2) \times (L0/n0)$, onde q = ao índice de dispersão (valor padrão igual a 3); CV = coeficiente de variação esperado; $L0$ = distância total percorrida durante o estudo piloto; $n0$ = número de detecções durante o estudo piloto; L = distância necessária a ser percorrida para gerar estimativas globais (para toda a área de estudo) adequadas ($CV = 15\%$). Considerando nossa taxa de encontro, a partir desta fórmula, sugere-se percorrer no mínimo 23,3 km, sendo este o esforço necessário para gerar estimativas globais com CV de 15%.

Mesmo preliminar, este estudo oferece uma primeira estimativa de densidade de Galinhas para o PMLP. Nota-se uma importante variação nas taxas de encontro em relação ao tipo de habitat, sendo este um fator que deve ser levado em consideração por esforços futuros que estratifiquem a área, gerando estimativas mais realistas. A efetividade do método também ficou evidente, já que um esforço relativamente rápido e pouco custoso potencialmente gerará estimativas robustas para a espécie na área. Como especula-se sobre um aumento recente na abundância de Galinhas na área de estudo, estes resultados aqui apresentados devem ser motivadores para um monitoramento constante que possa, de fato, identificar tendências da população-alvo.

Referências bibliográficas

- ANJOS, L DOS; SHIBATTA, O. A. On the occupancy of some neotropical jays in South America, genus *Cyanocorax*. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde** Londrina, v. 31, n. 2, p. 153-158, 2010.
- ANJOS, L. DOS. O ciclo anual de *Cyanocorax caeruleus* em floresta de Araucária (Passeriformes: Corvidae). **Ararajuba**, v. 2, p. 19-23, 1991.
- BELTON, W. **Aves do Rio Grande do Sul: distribuição e biologia**. São Leopoldo: Editora Unisinos, 1994.

BUCKLAND, S. T.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; LAAKE, J. L.; BORCHERS, D. L.; THOMAS, L. **Introduction to Distance Sampling**. Oxford:Oxford University Press, 2001.

BURNHAM, K.; ANDERSON, D. **Models Selection and Multi-Model Inference. A practical information-theoretic approach**. 2 ed. Berlin: Springer-Verlag, 2002. 496 p.

CABRAL, L. O. **Bacia da Lagoa do Peri: sobre as dimensões da paisagem e seu valor**. Dissertação de Mestrado. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 1999. 236 p.

PEREIRA, M. A. **Diagnóstico físico e socioambiental do Parque Municipal da Lagoa de Peri: subsídios ao plano de manejo**. Dissertação de Mestrado. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2001. 215 p.

THOMAS, L.; LAAKE, J. L.; STRINDBERG, S.; MARQUES, F. F. C.; BUCKLAND, S. T.; BORCHERS, D. L.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; HEDLEY, S. L.; POLLARD, J. H.; BISHOP, J. R. B.; MARQUES, T.A. Distance 5.0. Release 1. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, Disponível em <<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance>>. Acesso em 5 Nov. 2012.

**ESTRUTURA E CATEGORIAS TRÓFICAS DA COMUNIDADE DE
INVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM ÁREAS DE CORREDEIRA E DE
REMANSO EM RIACHO, FLORIANÓPOLIS – SC**

**BUELONI, Fernanda Soares
STICCA, Sarah Carvalho
SIEGLOCH, Ana Emilia**

Introdução

Atualmente, ecólogos de riachos tem buscado compreender quais são as variáveis que melhor explicam os padrões observados da distribuição e abundância de macroinvertebrados (HYNES, 1970). Sabe-se que a distribuição de organismos aquáticos em ambientes lóticos é determinada por vários fatores, tais como substrato (RAE, 1985), temperatura (WARD; STANFORD, 1982), fluxo da água (RABENI; MINSHALL, 1977), distúrbio (DEATH; WINTERBOURN, 1995) e interações abióticas (KOHLE, 1992).

Devido as variações na geologia de captação, morfologia do canal, descarga e transporte de sedimento, existem distintas unidades morfológicas tais como corredeira e remanso dentro dos riachos (CHURCH, 1996). Estes são unidades básicas de canal (KANI, 1981; HAWKINS et al., 1993) que exibem características distintas entre si, tais como a velocidade da corrente (TAKAHASHI, 1990; JOWETT, 1993), profundidade, oxigenação, condutividade, substrato (CRISCI-BISPO; BISPO; FROELICH, 2007), além de diferentes conteúdos de folhço.

Em áreas de remanso as manchas de folhço são formadas em lugares com baixa força hidráulica, enquanto que em corredeira o folhço é acumulado a montante do obstáculo contra o fluxo (CUMMINS et al., 1980), além disso, estes ambiente diferem do tipo e qualidade de folhço que é oferecido aos invertebrados aquáticos, fornecendo assim alimentos de diferentes qualidades para a fauna (KOBAYASHI; KAGAYA, 2002).

Muitos dos invertebrados aquáticos apresentam baixa mobilidade e são adaptados a uma combinação específica de fatores ambientais (CRISCI-BISPO; BISPO; FROELICH, 2007; KOBAYASHI; KAGAYA, 2002), portanto, é esperado encontrar uma diferença na riqueza, composição, e abundância destes organismos em diferentes

mesohabitats nos riachos, que são representados pelas áreas de corredeira e remanso. Com base nisso, o objetivo deste trabalho foi verificar se as variáveis associadas ao fluxo da água (velocidade, oxigenação e profundidade) exercem influência na composição, abundância, riqueza e nas categorias tróficas da comunidade de invertebrados aquáticos em folhijo nas áreas de remanso e corredeira do riacho.

Material e métodos

O riacho Cachoeira Grande é um dos principais tributários da bacia da Lagoa do Peri, que está localizada ao sul da Ilha de Santa Catarina (27°44'S; 48°31'W) (OLIVEIRA, 2002). De acordo com Santos et al. (1989) as nascentes estão situadas a uma altitude de 280 m, percorre 1,17 km até desaguar na Lagoa, drenando uma área 1,66 km², e de acordo com a metodologia de ordenação de Strahler (1964), sua bacia é de terceira ordem com uma densidade de drenagem de 2,15 km/ km². Os primeiros 750 m do Cachoeira Grande, a partir da nascente, apresentam uma declividade de 0,24 m/m. O curso médio, com uma extensão de 350 m, apresenta uma declividade de 0,25 m/m, e os últimos 70 m uma declividade de 0,1 m/m (LAPOLLI, 1990).

Amostragem e identificação dos táxons

O presente estudo foi desenvolvido em outubro de 2011. As coletas foram realizadas em seis pontos ao longo do riacho Cachoeira Grande, com uma distância de 20 m entre si. Destes seis pontos, três foram amostrados em área de remanso, e os demais em área de corredeira. Em cada ponto, foram medidas as variáveis físico-químicas da água, tais como: oxigênio dissolvido (mg/l); condutividade (μs); profundidade (cm); velocidade da água (m/s); e temperatura (°C). Também foi quantificado a cobertura vegetal (%) em cada ponto de coleta.

Para cada ponto de coleta, foram coletadas três amostras de folhijo, depositado no leito do riacho, removendo assim a variável heterogeneidade do substrato, e totalizando 18 amostras. Para a coleta do folhijo foi utilizado um coletor do tipo *Surber*, com 250 μm de malha, e com área amostral de 19 x 19 cm.

As amostras coletadas foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente etiquetados, e então levadas ao laboratório do Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP), onde foram triadas em bandejas brancas, com um esforço de procura pelos invertebrados de 15 minutos para cada amostra. Os invertebrados coletados foram conservados em álcool 70^oGL, identificados em estereomicroscópio com o auxílio de chaves de identificação de Domínguez e Fernández (2009).

Análise de dados

Para efeito de padronização dos dados, todas as variáveis bióticas foram transformadas para $\log(x+1)$ e as abióticas foram padronizadas.

A riqueza foi avaliada através da curva de rarefação (HURLBERT, 1971; SIMBERLOFF, 1972). A análise foi realizada com o auxílio do programa PAST 2.06 (HAMMER et al., 2001) e o gráfico foi montado no programa STATISTICA Statsoft 7.0.

A similaridade entre as amostras foi avaliada pelo índice de similaridade de Bray-Curtis para os dados de abundância e por distância euclidiana para os dados abióticos, posteriormente foram realizadas análises de agrupamento pelo método UPGMA para as duas planilhas de dados. Para cada agrupamento foi também realizado o teste SIMPROF a fim de verificar a significância estatística dos grupos formados. Essas análises foram realizadas no programa Primer 6 β .

Para analisar a influência dos dados abióticos na distribuição de abundâncias dos táxons foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) com o auxílio do programa CANOCO 4.5. As variáveis ambientais foram incluídas na análise através da seleção automática, sendo que as variáveis com alto valor de inflação ($Vif > 10$) foram excluídas do modelo (TER BRAAK; SMILAUER, 2002).

Resultados e discussão

Foram encontrados ao todo 651 indivíduos distribuídos em 24 táxons, sendo 264 indivíduos em 17 táxons nas áreas de remanso e 387 em 21 táxons nas áreas de corredeira (Tabela 1).

Tabela 1. Abundância e riqueza de táxons por pontos de coleta no riacho Cachoeira Grande, Florianópolis-SC, onde: Re: áreas de remanso; Co: áreas de corredeira, NI: não identificado.

Taxons	ReP1	CoP1	ReP2	CoP2	ReP3	CoC3
<i>Classe Insecta</i>						
Ordem Coleoptera						
Dysticidae	1	2	0	0	0	0
Elmidae	1	5	0	10	1	5
Ordem Diptera						
Chironomidae	61	91	14	27	7	50
Ceratopogonidae	0	0	0	0	1	2
Diptera NI	0	1	0	0	0	0
Dixidae	0	1	0	0	0	0
Simuliidae	0	21	1	25	0	47
Tipulidae	0	0	0	1	0	0
Psychodidae	0	0	0	0	0	1
Ordem Ephemeroptera						
Baetidae	2	3	1	0	1	10
Leptophlebiidae	15	1	27	0	13	0
Ordem Plecoptera						
Gripopterygidae	0	18	0	19	0	11
Perlidae	0	1	0	1	0	3
Ordem Tricoptera						
Calamoceratidae	1	1	3	0	3	0
Hydrobiosidae	0	1	0	5	0	0
Leptoceridae	30	1	29	0	16	1
Ordem Odonata						
Aeshnidae	0	0	0	0	1	0
Calopterygidae	0	1	1	0	0	3
Megapodagrionidae	0	0	1	0	1	0
<i>Classe Crustacea</i>						
Ordem Amphipoda						
Hyalellidae	0	2	17	2	0	0

Tabela 1. Continuação.

Taxons	ReP1	CoP1	ReP2	CoP2	ReP3	CoC3
Ordem Decapoda						
Aeglidae	0	0	6	0	2	4
Filo Platyhelminthes						
Turbellaria	0	3	1	4	0	0
Filo Annelida						
Oligochaeta	0	0	3	0	0	0
Ordem Acari						
Hydracarina	1	3	1	0	1	0
Abundância Total	112	156	105	94	47	137
Riqueza	8	17	13	9	11	11

A curva de rarefação mostrou que não existe diferença significativa entre a riqueza estimada da fauna de invertebrados aquáticos entre as áreas de remanso e corredeira para uma abundância comparada de 264 indivíduos (Fig. 1).

O mesmo foi verificado por Crisci-Bispo, Bispo e Froehlich (2007) ao comparar a riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera entre os mesohabitats de corredeira e remanso, em um riacho do sudeste do Brasil. Geralmente, em estudos comparativos de mesohabitats, é encontrado uma maior riqueza de táxons em área de corredeira, porém estes estudos não estandarizam a riqueza para o mesmo número de indivíduos coletados, dificultando uma possível comparação.

Foram identificadas seis principais categorias tróficas alimentares, ambas presentes tanto em áreas de remanso, quanto em áreas de corredeira do riacho Cachoeira Grande (Fig. 2).

O grupo funcional coletor foi o grupo mais abundante, e o mesmo foi verificado por Hose, Jones e Lim (2005) no seu estudo em riachos temporários no sudeste da Austrália.

Os invertebrados aquáticos pertencentes as categorias tróficas fragmentadores e os generalistas foram mais abundante na área de remanso. Estas áreas apresentam uma velocidade de corrente menor o que possibilita uma maior deposição de folhas, favorecendo os indivíduos que as utilizam como um recurso alimentar e como substrato, o que explica a grande abundância de fragmentadores

encontrada neste mesohabitat no presente estudo. Já na área de corredeira, as categorias tróficas mais abundantes foram os predadores, coletores e raspadores. A alta velocidade da água presente nesta área é responsável pelo carreamento de matéria orgânica fina (recurso alimentar) e requer dos invertebrados aquáticos estruturas e formas corpóreas que lhes permitem estabelecer neste ambiente e usar os recursos disponíveis, estruturas tais apresentadas pelos táxons ali encontrados. Além disso, em geral as folhas retidas na corredeira situam-se próximas as rochas, local onde há crescimento de algas e perífiton, alimento para raspadores. Portanto, fatores como velocidade e as características do folhiço podem ser as variáveis explicativas para as diferentes comunidades de invertebrados aquáticos encontrados em área de remanso e corredeira (CRISCI-BISPO; BISPO; FROEHLICH, 2007).

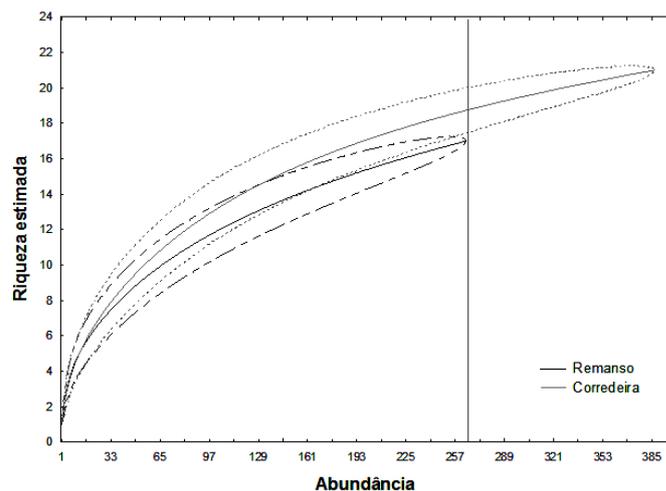


Figura 1. Curva de rarefação, mostrando a riqueza estimada para as áreas de remanso e corredeira do riacho Cachoeira Grande, Florianópolis – SC.

A análise de agrupamento para os dados de abundância, mostrou a formação de dois grupos significativos (Fig. 3), um formado pelas amostras das áreas de remanso e outro formado pelas amostras das áreas de corredeira, mostrando assim a influência do meio sobre a constituição faunística, uma vez que estes ambientes diferem em termos de velocidade de água e, conseqüentemente, oxigenação,

possibilitando a colonização de cada ambiente apenas por organismos adaptados a tais condições abióticas.

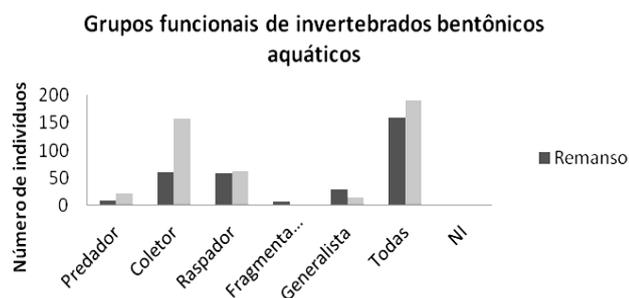


Figura 2. Histograma mostrando a abundância de indivíduos em seus grupos funcionais, em áreas de remanso e corredeira, onde NI: não identificado. Os indivíduos pertencentes a táxons onde foram identificados mais de um grupo funcional, foram contabilizados em cada um dos grupos identificados.

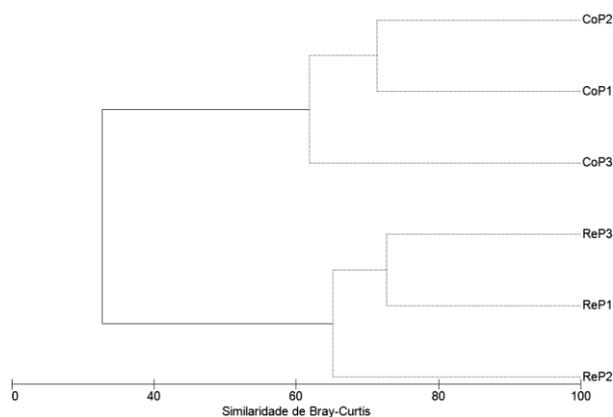


Figura 3. Dendrograma da análise de agrupamento dos dados de abundância de invertebrados aquáticos pelo método UPGMA coletados no Parque Municipal de Lagoa do Peri. Re: áreas de remanso; Co: áreas de corredeira; P1: Ponto 1; P2: Ponto 2; P3: Ponto 3.

Entretanto, a mesma análise de agrupamento feita para os dados abióticos (Tabela 2) não mostrou a formação de grupos estatisticamente significativos (Fig. 4). Essa homogeneidade pode ser reflexo da curta distância entre os pontos de coleta e da amostragem ser muito pequena.

Tabela 2. Média e desvio padrão dos dados abióticos dos pontos de coleta do Riacho Cachoeira Grande, Florianópolis – SC, onde: Re: áreas de remanso; Co: áreas de corredeira, O₂: oxigênio dissolvido, Condi: Condutividade, T: temperatura, CV: cobertura vegetal, P: profundidade, V: velocidade.

	O₂ (mg L⁻¹)	Cond (μs)	T (°C)	CV (%)	P (cm)	V (m/s)
ReP1	9,0 (± 0,2)	62,1 (± 0,3)	19,5 (± 0,1)	75,0 (± 0,0)	30,3 (± 1,2)	0,04 (± 0,0)
CoP1	9,7 (± 0,07)	61,8 (± 0,0)	19,4 (± 0,3)	58,3 (± 21,2)	12,3 (± 5,0)	0,40 (± 0,1)
ReP2	8,2 (± 0,1)	62,2 (± 0,1)	19,3 (± 0,0)	75,0 (± 7,1)	35,0 (± 12,0)	0,05 (± 0,0)
CoP2	9,5 (± 0,01)	68,5 (± 7,3)	19,4 (± 0,1)	75,0 (± 7,1)	26,3 (± 1,1)	0,18 (± 0,0)
ReP3	8,5 (± 0,13)	60,5 (± 1,3)	19,0 (± 0,1)	73,3 (± 8,3)	25,7 (± 4,0)	0,03 (± 0,0)
CoP3	9,5 (± 0,13)	61,8 (± 0,2)	19,4 (± 0,1)	73,3 (± 14,1)	24,3 (± 12,7)	0,22 (± 0,1)

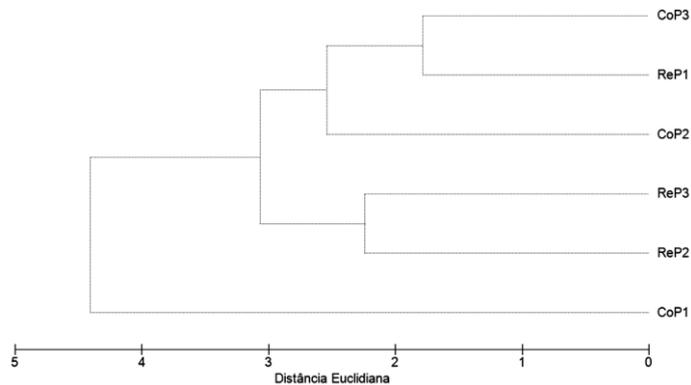


Figura 4. Dendrograma da análise de agrupamento dos dados abióticos pelo método UPGMA dos pontos de coleta do Riacho Cachoeira Grande, Florianópolis – SC. Re: áreas de remanso; Co: áreas de corredeira; P1: Ponto 1; P2: Ponto 2; P3: Ponto 3.

O primeiro eixo da CCA separou os pontos de corredeira dos pontos de remanso (Fig. 5). A CCA mostrou que as áreas de corredeira foram associadas com a maior velocidade de água e, conseqüentemente, uma maior oxigenação. Neste estudo, foi observado uma proporção maior de indivíduos pertencentes ao grupo funcional coletor, representado pelas famílias Dixidae, Simuliidae, Psychodidae, Baetidae, Gripopterygidae, na área de corredeira. O mesmo foi verificado por Hose, Jones e Lim (2005), sugerindo que estes táxons apresentam uma distinta preferência por este mesohabitat.

Os três pontos de remanso aparecem mais dissipados um do outro, pois apresentaram maiores diferenças dos fatores abióticos medidos e nos táxons encontrados. Os menores valores de oxigenação e velocidade da água apresentado por este mesohabitat pode inibir a colonização de táxons com altos requerimentos de oxigênio (KOBAYASHI; KAGAYA, 2002), assim como a família Simuliidae.

No presente estudo foi observado um grande número de táxons pertencentes a categoria trófica de predador: Aeshnidae, Megapodagrionidae e Hydracarina, na área de remanso. Este grupo funcional não utiliza o folhiço como recurso alimentar e, geralmente, são pouco abundantes nestes ambientes. Portanto, o que melhor

explica sua grande abundância na área de remanso encontrada no presente estudo, provavelmente se deve a uma grande abundância de presas, possibilitando a sua permanência no local.

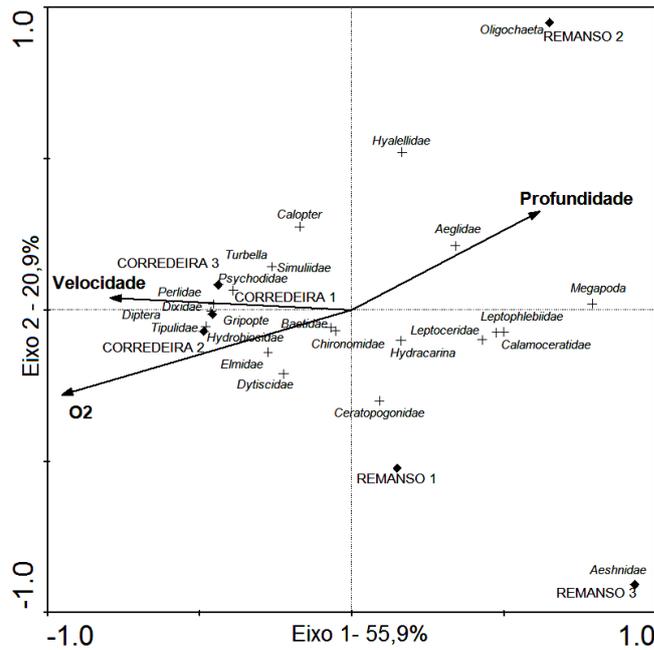


Figura 5. Análise de Correspondência Canônica dos dados de abundância e dados abióticos coletados no Rio Cachoeira Grande, Florianópolis – SC.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à professora Malva I. M. Hernández pelas sugestões e críticas ao trabalho. À direção do PMLP e seus funcionários pelo suporte e acolhimento durante nossa pesquisa.

Referências bibliográficas

CHURCH, M. Channel morphology and typology. In: PETTS, G. E.; CALOW, P. (Eds). **River Flows and Channel Forms**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1996. p. 185–202.

CRISCI-BISPO, V. L.; BISPO, P. C.; FROEHLICH, C. G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic Rainforest streams, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, p. 312-318, 2007.

CUMMINS, K. W.; SPENGLER, G. L.; WARD, G. M.; SPEAKER, R. M.; OVINK, R. W.; MAHAN, D. C.; MATTINGLY, R. L. Processing of confined and naturally entrained leaf litter in a woodland stream ecosystem. **Limnology and Oceanography**, v. 25, p. 952-957, 1980.

DEATH, R. G.; WINTERBOURN, M. J. Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities: the influence of habitat stability. **Ecology**, v. 76, p. 1446-1460, 1995.

DOMÍNGUEZ, E.; FERNÁNDEZ, H. R. **Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos**. Argentina: Fundación Miguel Lillo, 2009. 654 p.

HAMMER, O.; HARPR, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001.

HAWKINS, C. P.; KERSHNER, J. L.; BISSON, P. A.; BRYANT, M. D.; DECKER, L. M.; GREGORY, S. V.; MCCULLOUGH, D. A.; OVERTON, C. K.; REEVES, G. H.; STEEDMAN, R. J.; YOUNG, M. K. A hierarchical approach to classifying stream habitat features. **Fisheries**, v. 18, p. 3-12, 1993.

HOSE, G. C.; JONES, P.; LIM, R. P. Hyporheic macroinvertebrates in riffle and pool areas of temporary streams in south eastern Australia. **Hydrobiologia**, n. 532, p. 81-90, 2005.

HURLBERT, S. H. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. **Ecology**, v. 52, n. 4, p. 577-586, 1971.

HYNES, H. B. N. **The ecology of running waters**. Toronto: University of Toronto Press, 1970.

JOWETT, I. G. A method for objectively identifying pool, run, and riffle habitats from physical measurements. **New Zealand Journal of Marine & Freshwater Research**, v. 27, p. 241-248, 1993.

KANI, T. Stream classification in "Ecology of torrent-inhabiting insects" (1944): an abridged translation. **Physiology and Ecology Japan**, v. 18, p. 113-118, 1981.

KOBAYASHI, S.; KAGAYA, T. Difference in litter characteristics and macroinvertebrate assemblages between litter patches in pools and riffles. **Limnology**, v. 3, p. 37-42, 2002.

KOHLER, S. L. Competition and the structure of a benthic stream community. **Ecology Monographs**, v.62, p. 165-188, 1992.

LAPOLLI, E. M. **Carta dos Elementos do Meio Ambiente – Parque da Lagoa do Peri**. Florianópolis: SECTME, FEESC, LARS, 1990.

OLIVEIRA, J. S. de. **Análise sedimentar em zonas costeiras: subsídio ao diagnóstico ambiental da Lagoa do Peri – Ilha de Santa Catarina – SC, Brasil**. Dissertação de Mestrado em Geografia, Utilização e Conservação de Recursos Naturais. Florianópolis: UFSC, 2002. 154 p.

RABENI, C. F.; MINSHALL, G. W. Factors affecting micro-distribution of stream benthic insects. **Oikos**, v. 29, p. 33-43, 1977.

RAE, J. G. A. Multivariate study of resource partitioning in soft bottom lotic Chironomidae. **Hydrobiologia**, v. 126, p. 275-285, 1985.

SANTOS, G. F.; SILVA, J. T. N.; MENDONÇA, M.; VEADO, R. W. V. Análise ambiental da lagoa do Peri. **Geosul**, v. 8, p. 101-123, 1989.

SIMBERLOFF, D. Properties of rarefaction diversity measurement. **American Naturalist**, v. 106, p. 414-418, 1972.

STRAHLER, A. N. Quantitative geomorphology drainage basin and channel networks. In: CHOW, V. T. (Ed.). **Handbook of Applied Hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1964. p. 39-76.

TAKAHASHI, G. A study on the riffle-pool concept. **Transactions of Japan Geomorphology Union**, v. 11, p. 319–336, 1990.

TER BRAAK, C. J. F.; SMILAUER, P. **CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)**. Ithaca: Microcomputer Power, 2002. 500 p.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. **Annual Review of Entomology**, v. 27, p. 97-117, 1982.

**MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS COMO BIOINDICADORES DE
QUALIDADE DE ÁGUAS EM AMBIENTES LÓTICOS NO PARQUE
MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, FLORIANÓPOLIS, SC - BRASIL**

**MELLO, Anna Jacinta Machado
NAKAMURA, Elaine Mitie
SIEGLOCH, Ana Emilia**

Introdução

Macroinvertebrados aquáticos são animais de água doce que podem ser vistos a olho nu (EATON, 2006). A maior parte do grupo é composta pelos filos Arthropoda, Mollusca, Annelida, Nematoda e Platyhelminthes. São animais presentes em todos os níveis tróficos, participando do fluxo de energia e da ciclagem de nutrientes (ABÍLIO et al., 2007). Por ser um grupo ubíquo, sua riqueza e diversidade responderem a mudanças nas condições ambientais, e requerer pouco esforço de campo, os macroinvertebrados aquáticos são amplamente utilizados e recomendados como bioindicadores de qualidade da água (BONADA et al., 2006; EATON, 2006; RESH, 2008; MORENO et al., 2009). Dentre os insetos, as ordens exclusivamente aquáticas, Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera são amplamente utilizadas como bioindicadores da qualidade da água, pois são sensíveis a poluição e a fragmentação de habitat (BROWN, 1997).

Um conjunto de variáveis ambientais tais como heterogeneidade de habitat, características físico-químicas da água e condições de habitat, podem influenciar localmente a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos (COMPIN; CÉRÉGHINO, 2003; HEINO; MUOTKA; PAAVOLA, 2003; SOLDNER et al., 2004; CLARKE et al., 2008; SILVA, 2011).

A temperatura, o pH, a condutividade elétrica, o oxigênio dissolvido na coluna d'água e a granulometria são exemplos de fatores abióticos que podem ter influência na distribuição de comunidades de macroinvertebrados aquáticos, especialmente os bentônicos (OLIVEIRA; CALLISTO, 2010). A temperatura da água é um parâmetro físico importante para os ecossistemas aquáticos, pois desempenham um papel na dissolução de oxigênio e outros gases na água. Quanto maior a temperatura, menor é o oxigênio dissolvido. O oxigênio

dissolvido é vital para muitos organismos aquáticos, além de ser consumido no processo da decomposição de matéria orgânica.

A análise do oxigênio dissolvido é um teste decisivo para o monitoramento da poluição do ecossistema aquático. A condutividade expressa à capacidade da água conduzir corrente elétrica. Isso depende da presença de íons e da temperatura da água. Quanto maior a condutividade maior o teor de íons alto na água que também pode ser decorrente da entrada de matéria orgânica e poluentes no sistema aquático (KARAFISTAN; ARIK-COLAKOGLU, 2005).

Entretanto, devido à degradação dos recursos aquáticos pouco se conhece dessa fauna. Dentro desse contexto, ambientes lóticos em geral têm ganhado destaque em estudos de conservação da biodiversidade (CLARKE et al., 2008), uma vez que sofrem diferentes impactos ambientais. Esses locais possuem uma alta diversidade, em especial de insetos aquáticos (MELO, 2006). A biota ali presente exhibe desde espécies muito sensíveis até aquelas fortemente tolerantes à poluição; esta característica corrobora o potencial dos macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores. A riqueza desse grupo também é altamente afetada por distúrbios causados por atividades antrópicas (COMPIN; CÉRÉGHINO, 2003). Dessa forma, conhecer a estrutura das comunidades de macroinvertebrados aquáticos em ambientes lóticos pode dar alicerce aos tomadores de decisão no planejamento de ações de manejo em bacias hidrográficas e de drenagem, a fim de conservar a biodiversidade local.

Dentro deste contexto o objetivo do estudo foi caracterizar a estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos em três ambientes lóticos com diferente grau de influência antrópica e identificar os grupos bioindicadores de qualidade de água. Além disso, foram verificadas quais variáveis físico-químicas da água influenciam a riqueza e abundância de invertebrados aquáticos ao longo de um gradiente de perturbação ambiental. A hipótese formulada prediz que no ponto mais perturbado haverá menor riqueza e abundância de invertebrados aquáticos, reflexo das variáveis físico-químicas da água e da composição do substrato e no ponto com menor perturbação estarão presentes grupos de invertebrados aquáticos sensíveis as modificações ambientais, considerados indicadores da qualidade de água.

Material e métodos

O estudo foi realizado em dois riachos, o Sangradouro e o Cachoeira Grande. O primeiro é classificado como um riacho de quarta ordem que liga a Lagoa do Peri ao Oceano Atlântico; e está localizado na porção nordeste do Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP), Florianópolis - SC. O Cachoeira Grande é classificado como um riacho de terceira ordem que pertence à bacia hidrográfica da Lagoa do Peri, e encontra-se na porção sudoeste do PMLP.

Coleta de dados

Foram selecionadas três áreas de acordo com seu estado de conservação: i) área 1, Cachoeira Grande, com baixa influência antrópica; área 2, Rio Sangradouro, com influência antrópica intermediária; e área 3, Rio Sangradouro, com influência antrópica alta. Em cada uma das áreas foram amostrados dois pontos de coleta, separados entre eles por 30 metros. Em cada ponto, três amostras foram coletadas, sendo duas nas margens e uma no centro do curso do riacho (Fig. 1).



Figura 1. Exemplo de pontos de coleta em uma área de estudo.

Para a coleta dos invertebrados aquáticos de cada ponto, utilizou-se um amostrador de *Surber* com malha de 0,25mm e área de 19 x 19 cm (361cm²). Em cada ponto, coletou-se o referente ao tamanho da área do amostrador. O material biológico coletado foi triado em bandejas brancas, com auxílio de pinças. O material de cada amostra foi dividido em duas porções, analisadas com esforço padrão de 10 minutos cada. A fauna encontrada foi acondicionada em frascos

contendo álcool 70%. Sob lupa, os animais foram contados e identificados ao menor nível taxonômico possível, com base nos manuais de identificação de macroinvertebrados de Domínguez e Fernandes (2009) e Mugnai, Nessimian e Baptista (2010).

Em cada ponto de coleta foram medidas *in situ* as seguintes variáveis físico-químicas da água: temperatura, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, usando equipamento multisensor (sonda multiparâmetros). Também foi medida a profundidade da coluna d'água e calculada a velocidade média d'água pelo método flutuador (WETZEL; LIKENS, 1991). A cobertura da vegetação de cada ponto foi estimada visualmente através de um quadro de 1 m² de área, quadriculado. A granulometria de cada ponto também foi estimada visualmente, sempre pela mesma pessoa. O substrato, nesse quesito, foi proporcionalmente classificado nas categorias de consolidado/matacão; cascalho; areia; lodo.

Análise de dados

A fim de se obter uma caracterização das áreas estudadas, foi calculada a média das variáveis físico-químicas para todos os pontos amostrados. Através de estatística descritiva, calculou-se a riqueza e a abundância dos táxons identificados em cada área. A riqueza padronizada de táxons entre as três áreas amostradas foi estimada a partir do método de rarefação, através de uma abundância comparável de 71 indivíduos.

Os dados biológicos e as variáveis físico-químicas foram submetidos a uma análise de similaridade com posterior agrupamento, utilizando o método UPGMA com o programa PRIMER 6.0 Beta. Previamente, os dados biológicos foram transformados $\log(x+1)$ e estandardizado pelo máximo para reduzir a importância dos valores extremos e as variáveis físico-químicas foram transformados e padronizados e uma matriz de distância euclidiana foi calculada.

A similaridade entre as amostras da comunidade de macroinvertebrados dos pontos com diferente perturbação ambiental também foi testada através da análise de similaridade de Bray-Curtis, com posterior Ordenação por Escalonamento Multi-Dimensional (MDS). Para testar a diferença entre as amostras das três áreas (preservada, intermediária e impactada) foi usada a análise de

similaridade de um fator (ANOSIM – One-way). Quando diferenças significativas são detectadas, uma análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) foi utilizada para determinar a contribuição de cada táxon na formação dos diferentes grupos de amostras, neste caso amostras das três áreas. Este método de análise determina quais táxons são responsáveis por diferenças que ocorrem entre as áreas amostradas. Essas análises foram realizadas no PRIMER 6.0 Beta.

A análise de correspondência canônica (CCA) foi utilizada para correlacionar uma matriz de dados de espécie com uma matriz de dados ambientais. O diagrama de ordenação gerado pelo CCA visualiza a variação da comunidade, especificamente as distribuições das espécies ao longo das variáveis ambientais. A CCA foi usada para investigar a relação espécie-ambiente, e para investigar perguntas específicas sobre a resposta das espécies às variáveis ambientais. Esta análise foi realizada no programa CANOCO v 4.5 (TER BRAAK; SMILAUER, 2002). As variáveis ambientais foram incluídas na análise através da seleção automática, sendo que as variáveis com alto valor de inflação ($Vif > 10$) foram excluídas do modelo, pois podem induzir interpretações errôneas na ordenação (TER BRAAK, 1986).

Resultados e discussão

Para a caracterização das áreas e pontos amostrados considerou-se uma série de variáveis físico-químicas, as quais estão descritas na Tabela 1. Foi calculada a média dessas para cada ponto amostrado. A área da Cachoeira Grande encontra-se numa localidade mais preservada, cercada por floresta secundária (Fig. 2). O primeiro ponto da Cachoeira Grande encontra-se numa área com 30% de cobertura vegetal e o substrato composto de 60% cascalho, 15% matacão, 15% de areia e 10% de lodo. O segundo ponto da Cachoeira Grande está coberto por 71,7% de vegetação e o substrato composto por 50% matacão, 30% cascalho, 15% lodo e 5% areia.

Tabela 1. Caracterização físico-química dos diferentes pontos amostrados na Cachoeira Grande e Rio Sangradouro do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil.

Variáveis	Cachoeira Grande			Bairro			Intermediária			
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	
Cobertura Vegetal (%)	30,0	71,7	46,7	23,3	60,3	14,3				
Consolidado/matacão (%)	15,0	50,0	0,00	0,00	0,00	0,00				
Cascalho (%)	60,0	30,0	5,00	0,00	0,00	0,00				
Areia (%)	15,0	5,00	65,0	90,0	70,0	90,0				
Lodo (%)	10,0	15,0	30,0	10,0	30,0	10,0				
Profundidade (cm)	18,0	22,3	21,0	23,0	62,7	67,0				
Temperatura (°C)	19,4	19,5	23,9	23,8	21,6	21,7				
Velocidade água (m/s)	0,25	0,14	0,20	0,27	0,06	0,27				
Oxigênio (mg/L)	8,91	8,99	6,18	5,16	8,06	7,68				
Condutividade (µS)	61,9	61,9	69,2	75,4	61,3	61,9				



Figura 2. Foto representativa da caracterização física das diferentes áreas amostradas no riacho Cachoeira Grande e Sangradouro, no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. Pontos 1 e 2 referem-se à área da Cachoeira Grande; Pontos 3 e 4, ao Sangradouro - Bairro; Pontos 5 e 6, ao Sangradouro – Intermediária. (Fotos: Cachoeira Grande e Bairro, Elaine Nakamura; Intermediária, Anna Mello)

A segunda área amostrada foi no Rio Sangradouro, mais próximo ao bairro Armação do Pântano do Sul. Nesta área há casas, concreto e presença de saídas abertas de esgoto (Fig. 2). O Ponto 3 situado nessa área é caracterizado por 46,7% de cobertura vegetal e substrato composto por 65% de areia, 30% de lodo e 5% de cascalho. O outro ponto situado nessa área, Ponto 4, apresenta 23,3% de cobertura vegetal e é composto por 90% de areia e 10% de lodo (Tabela 1).

A terceira área também se encontra no Rio Sangradouro, porém está mais próxima à Lagoa do Peri, em um trecho com vegetação ripária (Fig. 2). O Ponto 5 e 6 estão situados na área. O Ponto 5 possui 60,3% de cobertura vegetal e o substrato é composto por 70% de areia e 30% de lodo. Já o Ponto 6 possui 14,3% de cobertura vegetal, 90% de areia e 10% de lodo (Tabela 1). Para as demais variáveis químicas ver Tabela 1.

Foram identificados 18 táxons na comunidade de invertebrados da Cachoeira Grande; 11 táxons na comunidade do Rio Sangradouro na área do bairro; e 14 táxons na comunidade de invertebrados do Rio Sangradouro na área intermediária. A riqueza e abundância de táxons das áreas amostradas encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2. Abundância e riqueza de invertebrados aquáticos em três áreas lóticicas com diferentes influências antrópicas do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil

Amostra	Área	Riqueza	Abundância
Ponto 1	Cachoeira Grande	14	114
Ponto 2	Cachoeira Grande	12	72
Ponto 3	Sangradouro- Bairro	6	71
Ponto 4	Sangradouro- Bairro	10	77
Ponto 5	Sangradouro – Intermediária	9	107
Ponto 6	Sangradouro – Intermediária	11	91
Total			532

Dos táxons encontrados na Cachoeira Grande, Pontos 1 e 2, os mais abundantes foram Chironomidae e Leptoceridae (Tabela 3). Leptoceridae é uma família da ordem Trichoptera, os quais são indicadores de ambientes bem oxigenados e com alta velocidade de água (OLIVEIRA; CALLISTO, 2010). Além disso, as famílias de Trichoptera são indicadoras de condições oligotróficas (OLIVEIRA; CALLISTO, 2010) como é o caso da bacia hidrográfica da Lagoa do Peri.

Na segunda área, Rio Sangradouro - bairro, o Ponto 3 apresentou os táxons Chironomidae e Caenidae como mais abundantes, e o Ponto 4, os táxons Chironomidae e Baetidae. As famílias Caenidae e Baetidae fazem parte da ordem Ephemeroptera, e tais grupos dentro da ordem são mais tolerantes a degradação do ecossistema lótico por matéria orgânica (COMPIN; CÉRÉGHINO, 2003). Além disso, as larvas de Baetidae são comuns e ocupam uma grande variedade de habitats com abundância elevada (SALLES, 2006). Já Caenidae ocorre preferencialmente em áreas onde há deposição de detritos, massas de raízes e vegetação ao longo das margens (SALLES, 2006) características encontradas nos locais amostrados em especial nos impactados. Isto pode explicar a presença de Baetidae nas três

áreas amostradas, e a abundância de Caenidae em áreas consideradas com maior impacto antrópico.

Na terceira área, a parte intermediária do Rio Sangradouro, os Pontos 5 e 6 apresentaram os táxons Copepoda e Chironomidae como os mais abundantes (Tabela 3). O táxon Chironomidae é generalista, uma possível razão para se encontrar em abundância em todos os pontos amostrados. No Brasil, este táxon é citado em muitos trabalhos de cunho ecológico, o que reflete na sua ampla distribuição nos mais diversos habitats (HENRIQUES-OLIVEIRA; DORVILLÉ; NESSIMIAN, 2003; ROQUE et al., 2003; OLIVEIRA; CALLISTO, 2010); além disso, a família tem ampla distribuição e não está associada a um tipo específico de ambiente. Copepoda é um grupo de zooplâncton que não vive em águas de baixa profundidade; este foi encontrado nos Pontos 5 e 6, os mais próximos à Lagoa e também os mais profundos.

Entre os seis pontos houve diferença quanto à riqueza estimada de táxons (Fig. 3). Os pontos do riacho Cachoeira Grande apresentaram maior riqueza estimada, com exceção em relação ao ponto 6 do Sangradouro - Intermediária. O Ponto 3 apresentou a menor riqueza estimada, esse resultado parece decorrente da grande perturbação ambiental, como homogeneização do substrato e entrada direta de esgoto no local. Já o Ponto 4 apresentou riqueza similar à área intermediária, provavelmente devido a presença de macrófitas e vegetação ripária no local e situar mais distante dessa saída de esgoto.

Tabela 3. Abundância e riqueza de invertebrados aquáticos em três áreas com diferentes influências antrópicas do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. Pontos 1 e 2 referem-se à área da Cachoeira Grande; Pontos 3 e 4, ao Sangradouro - Bairro; Pontos 5 e 6, ao Sangradouro – Intermediária

Taxa	Pontos de Coleta					
	Cachoeira Grande		Bairro		Intermediária	
	P 1	P 2	P 3	P 4	P 5	P 6
Annelida						
Oligochaeta	1	0	2	1	0	4
Arthropoda						
Chelicerata						

Tabela 3. Continuação

Taxa	Pontos de Coleta					
	Cachoeira Grande		Bairro		Intermediária	
	P 1	P 2	P 3	P 4	P 5	P 6
Acari						
Hydracarina	0	1	0	0	0	1
Crustacea						
Branchiopoda						
Cladocera	0	0	0	5	0	1
Maxillopoda						
Copepoda	0	0	0	0	45	34
Ostracoda	0	0	0	0	20	1
Malacostraca						
Decapoda						
Palaemonidae	1	0	4	4	0	0
Tanaidacea	0	0	0	0	4	1
Insecta						
Collembola	0	0	0	0	0	1
Coleoptera						
Dytiscidae	0	0	0	1	0	0
Elmidae	1	0	0	0	0	0
Staphylinidae	0	0	0	0	0	1
Diptera						
Ceratopogonidae	0	3	0	0	0	0
Chaoboridae	0	0	0	0	1	0
Chironomidae	79	39	36	41	23	22
Simuliidae	5	1	0	0	0	0
Tipulidae	0	2	0	0	0	0
Ephemeroptera						
Baetidae	3	1	3	15	8	7
Caenidae	0	0	25	5	1	18
Leptophlebiidae	7	4	0	0	0	0
Odonata						

Tabela 3. Continuação

Taxa	Pontos de Coleta					
	Cachoeira Grande		Bairro		Intermediária	
	P 1	P 2	P 3	P 4	P 5	P 6
Calopterygidae	1	2	0	0	0	0
Coenagrionidae	1	0	0	2	4	0
Libellulidae	0	0	0	2	0	0
Perilestidae	1	0	0	0	0	0
Trichoptera						
Calamoceratidae	3	8	0	0	0	0
Leptoceridae	8	8	0	0	0	0
Hydrobiosidae	2	0	0	0	0	0
Polycentropodidae	0	1	0	0	0	0
Mollusca	0	0	0	1	0	0
Ampularidae	0	0	1	0	1	0
Platyhelminthes						
Turbellaria	1	2	0	0	0	0

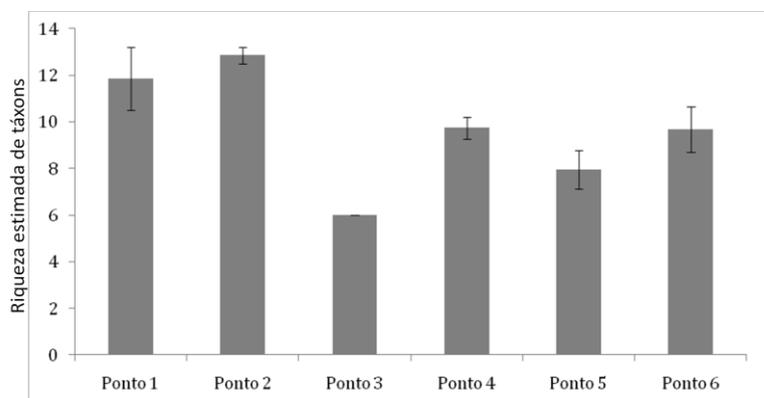


Figura 3. Estimativa de riqueza de táxons, nos seis pontos amostrados, pelo método de rarefação. Pontos 1 e 2 referem-se à área da Cachoeira Grande; Pontos 3 e 4, ao Sangradouro - Bairro; Pontos 5 e 6, ao Sangradouro - Intermediária

A análise de agrupamento e MDS para os dados biológicos (Figs. 4 e 5), mostraram que os pontos foram agrupados em três grupos distintos, correspondentes às três áreas de coleta, refletindo o impacto antrópico. Os grupos formados foram: a) amostras da Cachoeira Grande, local com menor impacto antrópico; b) pontos do Sangradouro - Bairro, local com alto impacto antrópico e c) por fim pontos da área Sangradouro – Intermediária. O agrupamento das variáveis físico-químicas foi similar ao agrupamento dos dados biológicos. As amostras da área Cachoeira Grande foram similares, assim como as amostras do Sangradouro – Bairro; entretanto, na área Sangradouro - Intermediária não houve a formação de um agrupamento claro. Os Pontos 5 e 6 encontram-se agrupados separadamente do conjunto (Fig. 6).

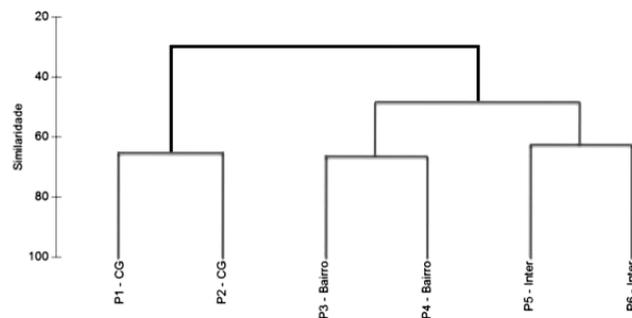


Figura 4. Análise de agrupamento pelo método UPGMA dos dados biológicos (riqueza, composição taxonômica e abundância) de macroinvertebrados aquáticos na Cachoeira Grande e Rio Sangradouro do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil. P1 e P2 referem-se à área da Cachoeira Grande (CG); P3 e P4, ao Sangradouro - Bairro; P5 e P6, ao Sangradouro – Intermediária (Inter)

A análise de similaridade ANOSIM (One-way) confirmou a formação dos grupos correspondentes às áreas com diferente estado de perturbação antrópica (*Global R*= 1 p = 0,067). O teste SIMPROF da análise de agrupamento evidenciou dois grupos significativamente diferentes, entre a Cachoeira Grande e o riacho Sangradouro (Fig. 4). Segundo Compin e Céréghino (2003), a riqueza de táxons de macroinvertebrados pode ser afetada pelas atividades humanas nos ambientes lóticos. Por isso, na Cachoeira Grande, um ambiente menos alterado, há uma maior riqueza estimada de táxons (Fig. 3). Além disso,

a análise de agrupamento e MDS mostraram que as amostras da Cachoeira Grande foram agrupadas separadamente, devido a composição taxonômica, riqueza e abundância diferenciada das outras áreas.

Uma análise SIMPER foi utilizada para determinar quais táxons mais contribuíram para a diferenciação entre áreas. A análise mostrou 65% de similaridade média entre os pontos na Cachoeira Grande, enquanto que os pontos no Sangradouro - Bairro exibiram um valor semelhante de 66% e, no Sangradouro - Intermediária, uma similaridade de 63% (Tabela 4). Na Cachoeira Grande e no Sangradouro - Bairro o táxon que mais contribuiu para a formação de cada grupo foi Chironomidae, porém no Sangradouro - Intermediária, o táxon Copepoda foi o táxon que mais contribuiu, seguido de Chironomidae (Tabela 4). As larvas de Chironomidae possuem ampla ocorrência e são tolerantes à degradação ambiental, explicando sua presença em todas as áreas amostradas independentemente do grau de impacto antrópico.

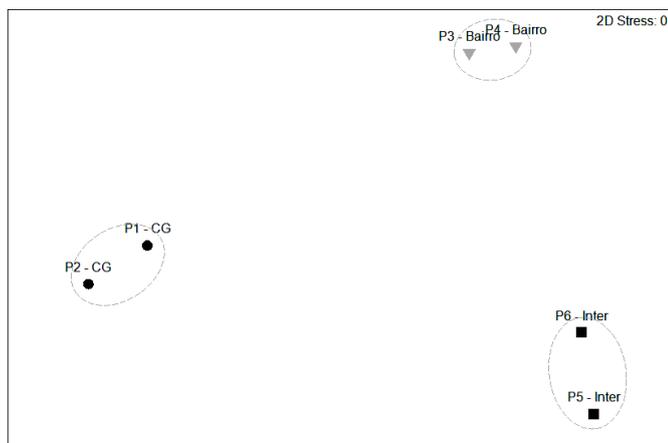


Figura 5. Análise de similaridade Bray-Curtis com ordenação através de MDS dos pontos amostrados para os macroinvertebrados aquáticos na Cachoeira Grande e Rio Sangradouro do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil (considerando 60% similaridade). P1 e P2 referem-se à área da Cachoeira Grande (CG); P3 e P4, ao Sangradouro - Bairro; P5 e P6, ao Sangradouro - Intermediária (Inter).

Na Cachoeira Grande outros táxons contribuíram para a formação do grupo, e não foram encontradas em outros locais, tais como Leptoceridae, Leptophlebiidae, Calamoceratidae, Simuliidae e Turbellaria (Tabela 4, Fig. 7). As larvas da família Simuliidae, por serem filtradoras, aderem-se a pedras e troncos, corroborando sua presença somente nas áreas da Cachoeira Grande. Isto porque esta área apresenta granulometria composta de matacão e cascalho (Tabela 1). Leptoceridae e Calamoceratidae fazem parte da ordem Trichoptera, os quais são bons indicadores biológicos da qualidade de água nos ecossistemas lóticos (COMPIN; CÉRÉGHINO, 2003). Leptophlebiidae é da ordem Ephemeroptera, a qual também possui famílias usualmente boas indicadoras de qualidade de água; por exemplo, a família Leptophlebiidae é altamente sensível à degradação das condições ambientais. Assim, pode-se inferir que essas famílias podem ser bioindicadoras de qualidade de água na região da bacia hidrográfica da Lagoa do Peri.

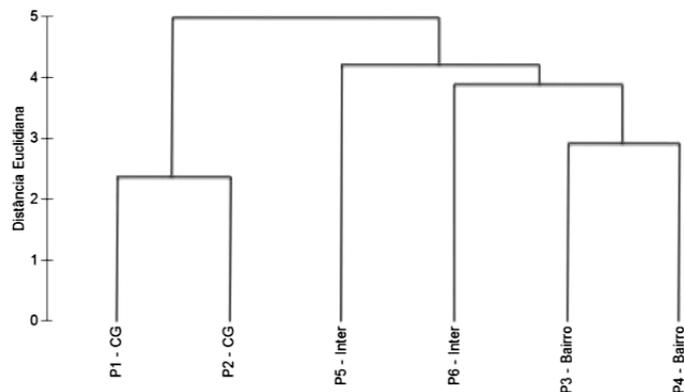


Figura 6. Análise de agrupamento pelo método UPGMA dos dados físico-químicos da Cachoeira Grande e riacho Sangradouro do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil. P1 e P2 referem-se à área da Cachoeira Grande (CG); P3 e P4, ao Sangradouro - Bairro; P5 e P6, ao Sangradouro – Intermediária (Inter)

Na CCA, as variáveis ambientais matacão e oxigênio dissolvido foram correlacionados positivamente e a profundidade e temperatura da água foram correlacionadas negativamente com o primeiro eixo da

ordenação. No segundo eixo, a condutividade elétrica e a velocidade da água apresentaram correlação positiva (Fig. 8).

Os dois primeiros eixos da CCA separaram os pontos da Cachoeira Grande (Ponto 1 e Ponto 2), os pontos Sangradouro-Intermediária (Ponto 5 e Ponto 6), e os pontos do Sangradouro-Bairro (Ponto 3 e 4) (Fig. 8). Os pontos da Cachoeira Grande foram associados com maior proporção de matacã, maior velocidade da água e oxigênio, porém com temperatura e condutividade mais baixas. Os pontos do Sangradouro-Bairro foram associados com maiores valores de condutividade e temperatura e valores mais baixos de oxigênio dissolvido. Os pontos da área Sangradouro-Intermediária com maior profundidade e lodo.

Tabela 4. Resultados da análise SIMPER para os táxons responsáveis pela diferença observada entre as comunidades de invertebrados nas três áreas com diferente perturbação antrópica, situadas na Lagoa do Peri, SC

	Táxons	% Contribuição
Cachoeira Grande <i>Similaridade Média = 65,2%</i>	Chironomidae	31,9
	<u>Leptoceridae</u>	16,0
	<u>Leptophlebiidae</u>	13,9
	<u>Calamoceratidae</u>	10,1
	Baetidae	6,00
	Simuliidae	12,0
	Turbellaria	5,05
	Táxons	% Contribuição
Bairro <i>Similaridade Média = 66,1%</i>	Chironomidae	40,3
	Caenidae	19,3
	Palaeomonidae	17,4
	Baetidae	15,5
	Táxons	% Contribuição
Intermediária <i>Similaridade Média = 62,6%</i>	Copepoda	33,6
	Chironomidae	27,9
	Baetidae	19,3
	Ostracoda	6,55
	Tanaidacea	6,55

Nos Pontos 1 e 2 encontram-se os táxons que são indicadores de boa qualidade da água, como os Trichoptera e Ephemeroptera, esses táxons foram associados a alta velocidade de água, boa oxigenação e ao substrato constituído por matacão. Maior oxigênio dissolvido é relacionado a temperaturas mais baixas, quanto menor a temperatura maior o oxigênio dissolvido (CAMARGO et al., 1996). A velocidade da água também é uma variável importante relacionada ao oxigênio; maior velocidade da água maior o oxigênio dissolvido (CAMARGO et al., 1996). O nível de oxigênio é uma das variáveis mais importantes para determinar a qualidade da água. Quando se têm pouco oxigênio, é provável que haja algum problema no sistema, por exemplo, despejo de esgotos que promovem uma maior decomposição de matéria orgânica então um maior consumo de oxigênio pela comunidade microbiana (CAMARGO et al., 1996).

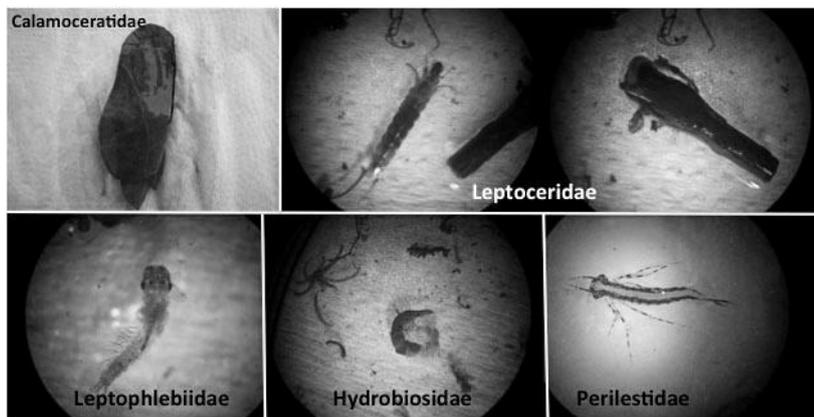


Figura 7. Fotos dos táxons somente encontrados na Cachoeira Grande, o local com menos impacto antrópico (Fotos: Elaine Nakamura)

No Sangradouro-Bairro, Pontos 3 e 4, a temperatura e condutividade maior neste local pode ser devido a presença de casas, esgoto e o concreto nas margens do riacho. A condutividade maior significa uma maior quantidade de íons, que geralmente são provenientes do solo ou levados ao ambiente por chuvas ou esgoto, como nessa área há entrada de esgoto, isto explicaria a maior condutividade (CAMARGO et al., 1996). Nesta área encontram-se somente táxons generalistas que toleram maiores níveis de degradação

ambiental, como Cladocera, Caenidae, Baetidae Dytiscidae, Oligochaeta, Libellulidae e Molusco, esses táxons parecem tolerar baixos níveis de oxigênio e uma maior quantidade de matéria orgânica.

A maior profundidade e proximidade à Lagoa do Peri dos Pontos 5 e 6 justifica a associação de zooplâncton, como Copepoda, Ostracoda e Tanaidacea à área intermediária pela CCA. Os zooplânctons vivem na coluna da água da Lagoa do Peri, em águas mais profundas com baixa velocidade.

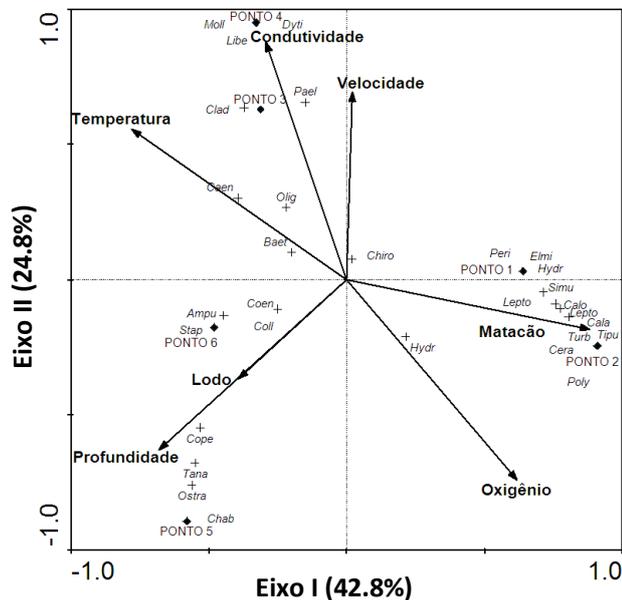


Figura 8. Análise de correspondência canônica (CCA) correlacionando a comunidade de macroinvertebrados aquáticos com as variáveis físico-químicas na Cachoeira Grande e Rio Sangradouro do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil. Ponto 1 e Ponto 2 referem-se à área da Cachoeira Grande; Ponto 3 e Ponto 4, ao Sangradouro - Bairro; Ponto 5 e Ponto 6, ao Sangradouro – Intermediária

Destes resultados podemos ver que os táxons de Trichoptera são mais ligados à boa qualidade de água, como as famílias Calamoceratidae, Leptoceridae, Hydrobiosidae e Polycentropodidae. A outra família associada à boa qualidade da água é Leptophlebiidae da ordem Ephemeroptera. Os outros Ephemeroptera como Caenidae e

Baetidae são mais tolerantes a degradação ambiental, por isso se encontram em todos os locais. Chironomidae parece não ser um bom indicador de qualidade de água, pois também foi encontrado em todos os locais e bastante tolerante ao impacto ambiental. Cabe salientar que esse resultado também pode ser decorrente do nível de identificação taxonômica usado no trabalho, pois dentro da família Chironomidae há espécies tolerantes e outras bastante sensíveis à poluição.

Como todos os riachos fazem parte da bacia hidrográfica da Lagoa do Peri, e o Sangradouro encontra com o mar entre as praias de Armação e Matadeiro, onde ocorre pesca, é de extrema importância manter a água com boa qualidade; para isso são necessárias melhorias no sistema de tratamento e recolhimento de esgoto para melhorar a qualidade de água do Sangradouro. Não só para as comunidades de invertebrados aquáticos, mas também pelos outros organismos que dependem de água para sua vida, como os peixes e também os animais na interface com o mar. Os resultados encontrados neste trabalho mostram a importância dos macroinvertebrados como indicadores de qualidade de água e da conservação dos recursos hídricos do PMLP.

Agradecimentos

Agradecemos aos funcionários do PMLP, à FLORAM, à Prof^a. Dr^a. Malva Medina Isabel Hernández, Fernanda Soares Bueloni e Sarah Carvalho Sticca pela colaboração e contribuições neste trabalho.

Referências bibliográficas

ABÍLIO, F. J. P.; RUFFO, T. L. M.; SOUZA, A. H. F. S.; FLORENTINO, H. S.; JUNIOR, E. T. O.; MEIRELES, B. N.; SANTANA, A. C. D. Macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, p. 397-409, 2007.

BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V. H., STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology**, v. 51, p. 495-523, 2006.

BROWN, K. S. Diversity, disturbance, and sustainable use of neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation**, v. 1, p. 25-42, 1997.

CAMARGO, A. F. M.; FERREIRA, R. A. R.; SCHIAVETTI, A.; BINI, L. M. The influence of the physiography and human activities on the limnological characteristics of the lotic ecosystems of the south coast of São Paulo, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 8, p. 231-243, 1996.

CLARKE, A.; MAC NALLY, R.; BOND, N.; LAKE, P. S. Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. **Freshwater Biology**, v. 53, p. 1707-1721, 2008.

COMPIN, A.; CÉRÉGHINO, R. Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour-Garonne stream system (France). **Ecological Indicators**, v. 3, p. 135-142, 2003.

DOMÍNGUES, E.; FERNÁNDEZ, H. R. **Macroinvertebrados bentônicos sudamericanos: sistemática y biología**. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo, 2009. 654 p.

EATON, D. P. Macroinvertebrados aquáticos como indicadores ambientais da qualidade de água. In: CULLEN JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.). **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre**. 2ª edição. Curitiba: Editora da Universidade Federal do Paraná, p. 43-67, 2006.

HEINO, J.; MUOTKA, T.; PAAVOLA, R. Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences. **Journal of Animal Ecology**, v. 72, p. 425-343, 2003.

HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L.; DORVILLÉ, L. F. M.; NESSIMIAN, J. L. Distribution of Chironomidae larvae fauna (Insecta: Diptera) on different substrates in a stream at Floresta da Tijuca, RJ, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 15, p. 69-84, 2003.

KARAFISTAN, C.; ARIK-COLAKOGLU, F. Physical, chemical and microbiological water quality of the manyas lake, turkey. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 10, p. 127-143, 2005.

MELO, A. S. Diversidade de macroinvertebrados em riachos. In: CULLEN JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.). **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre**. 2ª edição. Curitiba: Editora da Universidade Federal do Paraná, 2006. p. 69-90.

MORENO, P.; FRANÇA, J. S.; FERREIRA, W. R.; PAZ, A. D.; MONTEIRO, I. M., CALLISTO, M. Use of the BEAST model for biomonitoring water quality in a neotropical basin. **Hydrobiologia**, v. 630, p. 231-242, 2009.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2010. 174 p.

OLIVEIRA, M.; CALLISTO, A. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in an Atlantic forest fragment. *Iheringia*, Série Zoologia, v. 100, n. 4, p. 291-300, 2010.

RESH, V. H. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 138, p. 131–138, 2008.

ROQUE, F.O.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G.; AGOSTINHO, R. C.; FOGO, J. C. Benthic macroinvertebrates in streams of the Jaraguá State Park (Southeast of Brazil) considering multiple spatial scales. *Journal of Insect Conservation*, v. 7, p. 63-72, 2003.

SALLES, F. F. **A ordem Ephemeroptera no Brasil: taxonomia e diversidade**. Tese de doutorado. Viçosa: Faculdade Federal de Viçosa, 2006. 300 p.

SILVA, A. L. L. **Diversidade e variação espaço-temporal da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em uma lagoa costeira subtropical no Sul do Brasil**. Dissertação de mestrado em Ecologia. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2001. 87 p.

SOLDNER, M.; STEPHEN, I.; RAMOS, I.; ANGUS, R.; WELLS, N. C.; GROSSO, A., CRANE, M. Relationship between macroinvertebrate fauna and environmental variables in small streams of the Dominican Republic. *Water Research*, v. 38, p. 863-874, 2004.

TER BRAAK, C. J. F. Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradients analysis. *Ecology*, v. 67, p. 1167-1179, 1986.

TER BRAAK, C. J. F.; SMILAUER, P. **CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)**. Ithaca: Microcomputer Power, 2002. 500 p.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analyses**. New York: Springer-Verlag. 1991. 391p.

**USO DE MICROAMBIENTES EM UMA ASSEMBLÉIA DE ANUROS DO
PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, SANTA CATARINA**

**HERBST, Dannieli Firme
SOUZA, Julia Nunes de
WACHLEVSKI, Milena**

Introdução

O uso de microambientes por diferentes espécies ou classe de indivíduos de uma espécie resulta de uma concordância entre as necessidades fisiológicas do animal e de suas interações bióticas dentro do ecossistema (ZWEIMÜLLER, 1995). Os táxons animais, por sua vez, são conhecidos por selecionar os microambientes em que seja possível alcançar um bom desempenho em atividade, aquisição de alimento, proteção contra predadores, uso de refúgios ou reprodução (AFONSO; ETEROVICK, 2007).

Em anuros, estudos caracterizando a distribuição espacial e temporal das espécies geralmente mostram que existe segregação no uso de sítios de vocalização e período de reprodução (CARDOSO; ANDRADE; HADDAD, 1989; CARDOSO; VIELLIARD, 1990; POMBAL, 1997). Nesse contexto, algumas espécies de anuros podem ser restritivas no uso do habitat enquanto outras podem ser consideradas como generalistas, se adaptando a diversos tipos de habitats (NEWMAN, 1990; EVANS; YÁBER; HERO, 1996). Tais diferenças no uso de microambientes podem resultar de diferentes modos reprodutivos ou da existência de competição entre as espécies (SHOENER, 1982; DUELLMAN, 1989).

Nesse sentido, objetivamos avaliar o uso de microambientes pelas espécies mais abundantes de uma assembléia de anuros do Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP) de forma a testar a hipótese de que existe segregação de microambiente entre essas espécies, isto é, de que existe diferenciação de nicho espacial entre elas.

Material e métodos

O presente estudo foi desenvolvido em áreas adjacentes a três Trilhas do PMLP: Trilha da Gurita, Trilha do Saquinho e Trilha da

Restinga. Nas Trilhas, procuramos por poças permanentes e temporárias, incluindo áreas alagadas pela Lagoa do Peri. Os pontos de amostragem foram então escolhidos devido a estes (Lagoa do Peri, poças permanentes e poças temporárias) serem reconhecidos como sítios reprodutivos de espécies de anuros.

Coleta de dados

A coleta dos dados foi realizada na noite de 10 de outubro de 2011, com um esforço amostral de 28 horas - pessoa. O método utilizado foi o de procura ativa noturna por anuros nos sítios reprodutivos (HEYER et al., 1994), incluindo áreas alagadas temporárias ou permanentes, além da área adjacente à Lagoa do Peri.

Para avaliar os microambientes, foram discriminados dados referentes ao estágio de vida dos indivíduos, ao tipo de sítio reprodutivo utilizado e ao tipo de substrato em que eles eram encontrados. Além disso, foram medidas as distâncias do corpo d'água e a altura do solo em relação à posição do indivíduo localizado.

Análise de dados

Os dados coletados foram organizados em planilhas de Excel, com o número de indivíduos de cada espécie nas áreas de coleta. A linha de corte para espécies mais abundantes foi de sete indivíduos para um mesmo local.

A fim de analisar a sobreposição no uso de microambiente, foi calculado o índice de amplitude de nicho das espécies mais abundantes, usando a fórmula do índice de diversidade de Hurlbert's (PIE) (veja AFONSO; ETEROVICK, 2007), descrita abaixo:

$$P/E = (N/N-1)(1 - \sum P_i^2)$$

Em quem P_i é a proporção do uso do microambiente "i" por uma espécie, baseado no número total de uso do microambiente registrado (N).

As bromélias, nos tipos de microambientes, não foram consideradas dentro da categoria de vegetação, por ser considerado um tipo de microambiente peculiar devido ao poder de

armazenamento de água que esta planta possui a partir da disposição de suas rosetas.

As medidas de distância dos anuros em relação à água não foram incluídas nas categorias de microambientes, pois a maior parte dos indivíduos foi detectada junto à água (mediana de distância = 0 cm), em que apenas três indivíduos estiveram a uma distância maior do que 30 cm, com no máximo 1 m de distância da água.

Também foi realizada uma análise de escalonamento multidimensional não-métrica (MDS), com os dados de abundância das espécies em cada categoria de microambiente, a partir da dissimilaridade de Bray-Curtis.

Resultados e discussão

Registramos 79 indivíduos nas três áreas, isto é, na Trilha do Saquinho, na Trilha do Gurita e na Trilha da Restinga distribuídos em nove espécies pertencentes a três famílias, a saber: Hylidae, Leptodactylidae e Leiuperidae (Tabela 1). Quanto ao uso dos sítios reprodutivos, as espécies *Leptodactylus latrans* e *Physalaemus nanus* foram as que apresentaram maior amplitude de uso, com ocorrência na Lagoa do Peri, nas poças permanentes e temporárias. O sítio reprodutivo de poças permanentes foi o que exibiu maior número de espécies presentes, com um total de sete, enquanto cinco espécies foram encontradas nas poças temporárias e apenas quatro na Lagoa do Peri. Os valores de abundância foram discrepantes dentro da assembléia, em que as mais abundantes foram *P. nanus* com 34 indivíduos e *Dendropsophus microps* com 18 indivíduos, ao passo que as menos abundantes foram *Phyllomedusa distincta* e *Physalaemus cuvieri*, ambas com um indivíduo apenas.

Os tipos de microambientes em que os anuros foram encontrados foram: vegetação, troncos, galhos, bromélias, lama, raízes, folhiço e água, atingindo uma altura máxima de 1,43 metros do chão/água e uma distância horizontal máxima de 1,00 metro da água (Tabela 2).

Tabela 1. Composição da assembleia de anuros amostrada no dia 10 de outubro de 2011 no Parque Municipal da Lagoa do Peri (Trilhas do Saquinho, da Gurita e da Restinga) e suas respectivas abundâncias e tipos de sítios reprodutivos em que foram encontradas. LA – Lagoa; PP – poças permanentes; PT – poças temporárias

Família	Espécie	Autor e Ano	Sítio Reprodutivo	Abundância
Hylidae	<i>Dendropsophus microps</i>	(Peters, 1872)	PP	18
	<i>Phyllomedusa distincta</i>	Lutz, 1950	PP	1
	<i>Scinax aff. alter</i>	(Lutz, 1973)	LA, PP	7
	<i>Scinax argyreornatus</i>	(Miranda-Ribeiro, 1926)	PP	4
	<i>Scinax rizibilis</i>	(Bokermann, 1964)	PP, PT	8
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus engelsi</i>	(Kwet, Steiner and Zilikens, 2009)	LA, PT	2
Leiuperidae	<i>Leptodactylus latrans</i>	(Steffen, 1815)	LA, PP, PT	3
	<i>Physalaemus cuvieri</i>	Fitzinger, 1826	PT	1
	<i>Physalaemus nanus</i>	(Boulenger, 1888)	LA, PP, PT	34

Dentre as espécies de menor abundância, a espécie *Phyllomedusa distincta* ocorreu na vegetação a uma altura de 1,15 m do solo e a uma distância de 1,00 m do corpo d'água mais próximo, enquanto a espécie *Physalaemus cuvieri* ocorreu no folhíço em meio à água, já que a distância da água foi igual a zero. *Leptodactylus latrans* foi encontrada somente na água, ao mesmo tempo em que *Leptodactylus engelsi* foi registrada no folhíço entre as distâncias de 0,3 a 0,6 m. A espécie *Scinax argyreornatus* foi encontrada na vegetação e foi a única registrada em bromélias a uma altura de 0,30 – 0,60 m da água.

Tabela 2. Características qualitativas (tipo) e quantitativas (altura do chão/água e distância horizontal da água) dos microambientes utilizados pela assembleia de anuros amostrada no Parque Municipal da Lagoa do Peri no dia 10 de outubro de 2011

Espécie	Microambiente	Altura do chão/água (m)	Distância da água (m)
<i>Dendropsophus microps</i>	Vegetação, galhos	0,42 ± 0,203 (0,09 - 0,74)	0,04 ± 0,085 (0,00 - 0,30)
<i>Phyllomedusa distincta</i>	Vegetação	1,15 ± 0,000 (0,00 - 1,15)	1,00 ± 0,000 (0,00 - 1,00)
<i>Scinax aff. alter</i>	Vegetação, troncos, galhos	0,50 ± 0,433 (0,20 - 1,43)	0,13 ± 0,362 (0,00 - 0,96)
<i>Scinax argyreornatus</i>	Vegetação e bromélias	0,45 ± 0,122 (0,30 - 0,60)	0,00
<i>Scinax rizibilis</i>	Vegetação e galhos	0,35 ± 0,268 (0,03 - 0,70)	0,04 ± 0,230 (0,0 - 0,66)
<i>Leptodactylus engelsi</i>	Folhíço	0,00	0,18 ± 0,170 (0,3 - 0,06)
<i>Leptodactylus latrans</i>	Água	0,00	0,00
<i>Physalaemus cuvieri</i>	Folhíço	0,00	0,00
<i>Physalaemus nanus</i>	Água, folhíço, lama, raízes, troncos	0,08 ± 0,211 (0,00 - 1,00)	0,02 ± 0,062 (0,00 - 0,25)

Quando consideradas as espécies mais abundantes, isto é, com um número de registros superior a sete em um mesmo local (Trilha do Saquinho, Trilha da Restinga ou Trilha da Gurita), apenas espécies presentes no ponto referente à Trilha do Saquinho foram selecionadas para avaliar a sobreposição de microambientes. Por esse motivo, o uso de microambiente pelas quatro espécies mais abundantes na Trilha do Saquinho está descrito com maior detalhamento na Tabela 3. Neste local foram definidas seis categorias de microambientes de acordo com seu uso pelos anuros e o esforço amostral foi correspondente a 12 horas-pessoa. Um estudo realizado por Wachlevski et al. (2008) avaliou o uso de microambientes do anuro *Crossodactylus bokermanni* no Sudeste do Brasil e observou diferenças no uso de microambientes de acordo com o sexo. Assim, podemos destacar a complexidade de se trabalhar com uso de microambientes, pois o tipo de vegetação, o sexo, o tipo de corpo d'água e fatores ambientais como temperatura e umidade, podem influenciar a escolha dos microambientes pelas espécies.

A espécie *Dendropsophus microps* utilizou a vegetação a uma altura de 0 – 80 cm do solo (Tabela 3) e também usou galhos entre as alturas de 0 – 40 cm, ambos em poças permanentes. Já *Physalaemus nanus* esteve presente somente em poças temporárias na Trilha do Saquinho ocorrendo na vegetação (0 – 40 cm de altura), em troncos (0 – 80 cm de altura) e com maior abundância (17) no folhiço/lama/raízes (0 – 40 cm de altura). *Scinax* aff. *alter* foi registrada na Lagoa do Peri e nas poças permanentes, sendo que na Lagoa do Peri se sobrepôs com *D. microps* no tipo de microambiente (troncos/galhos), mas se diferenciou na altura, ocorrendo entre as alturas de 40 – 80 cm do solo, atingindo uma altura máxima de 143 cm. A espécie também ocorreu na vegetação de 0 – 40 cm de altura do solo, se sobrepondo na utilização desse microambiente com *D. microps* e com *S. rizibilis* no sítio de poças permanentes. *Scinax rizibilis* ocorreu na vegetação entre as alturas de 0 – 80 cm, e nas poças temporárias esteve presente em galhos a uma altura de 0 – 40 cm do solo. As preferências por uso de microambientes sugerem que os anuros selecionam ativamente microambientes relacionados com suas áreas de reprodução (AFONSO; ETEROVICK, 2007) e a comunidade se organiza de acordo com estes fatores (GILLESPIE et al., 2004). No caso deste trabalho, os microambientes encontrados estão associados aos sítios reprodutivos escolhidos: poças

temporárias, permanentes e a Lagoa do Peri. Vasconcelos et al. (2008) afirma que a heterogeneidade ambiental dos sítios reprodutivos interfere na riqueza e na composição da assembléia de anuros.

A espécie *Scinax argyreornatus* não foi incluída dentre as espécies mais abundantes, portanto não está representada na Tabela 3, mas devido à sua relação filogenética com *S. aff. alter* e com *S. rizibilis* é interessante ressaltar que a espécie também ocorreu na Trilha do Saquinho e se sobrepôs com essas duas nas poças permanentes no microambiente de vegetação de 0 – 80 cm de altura do solo, e se diferenciou das demais pela utilização de bromélias como microambiente.

Um estudo realizado por Eterovick et al. (2010), observou que em adultos a variação de microambientes não é um bom preditor de parentesco filogenético entre as espécies.

No diagrama de NMDS realizado com os dados da Tabela 3 (abundância), não houve nenhuma espécie em particular, próxima ao microambiente um (vegetação de 0 – 40 cm de altura), pois todas as espécies utilizaram esse microambiente, no geral, com abundância elevada. Então, elas estiveram separadas entre si pelos demais pontos em que ocorreram com abundâncias elevadas. O diagrama mostra a sobreposição de *Dendropsophus microps* com *Scinax rizibilis* no uso do microambiente dois (vegetação de 40 – 80 cm de altura), e separa *Scinax aff. alter* dessas três, quanto ao uso do microambiente 1, em que elas de fato se sobrepuseram. *S. aff. alter* esteve representada no microambiente 5 (troncos/galhos de >40 – 80 cm) nas poças permanentes e no microambiente 6 (troncos/galhos a >80 cm de altura) na Lagoa do Peri, com um indivíduo em cada. Ao mesmo tempo, *S. rizibilis* esteve representada junto ao microambiente 4 (troncos/galhos de 0 – 40 cm de altura) nas poças temporárias, com um indivíduo apenas, e *Physalaemus nanus* com 17 indivíduos no microambiente 3 (folhiço/lama/raízes de 0 – 40 cm de altura).

Tabela 3. Categorias de microambientes utilizadas pelas espécies de anuros mais abundantes (mais de sete registros) amostradas na Trilha do Saquinho no dia 10 de outubro de 2011 e suas respectivas abundâncias em cada categoria. LA – Lagoa do Peri; PP – poças permanentes; PT – poças temporária

Microambiente	Todas as espécies	<i>D. microps</i>			<i>S. aff. alter</i>			<i>S. rizibilis</i>		
		PP	PT	LA	LA	PP	PP	PP	PP	PT
1) Vegetação, 0-40 cm	18	9	1	2	3	2	1			
2) Vegetação, >40-80 cm	12	8	0	0	0	4	0			
3) Folhicho/lama/raízes, 0-40 cm	17	0	17	0	0	0	0			
4) Troncos/galhos, 0-40 cm	3	1	1	0	0	0	1			
5) Troncos/galhos, >40-80 cm	2	0	1	0	1	0	0			
6) Troncos/galhos, >80 cm	1	0	0	1	0	0	0			

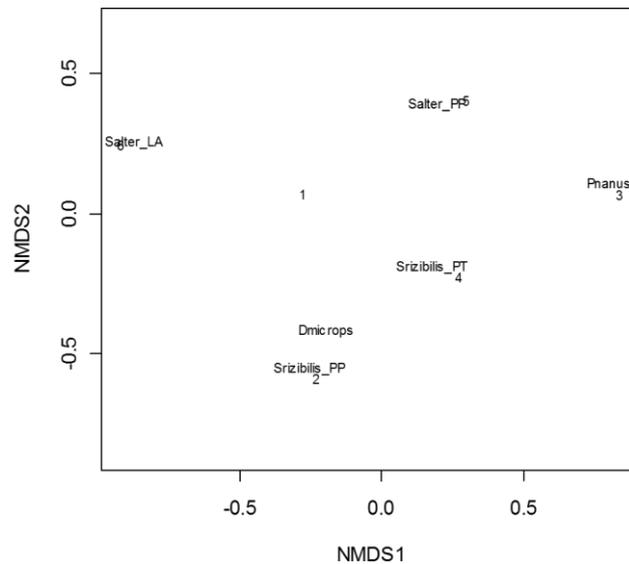


Figura 1. Diagrama de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) realizado com os valores de abundâncias das espécies de anuros com mais de 7 indivíduos na Trilha do Saquinho, para cada categoria de microambiente, sendo elas: 1: vegetação de 0 a 40 cm de altura; 2: vegetação de >40 a 80 cm de altura; 3: folhiço/lama/raízes de 0 a 40 cm de altura; 4: troncos/galhos de 0 a 40 cm de altura; 5: troncos/galhos de >40 a 80 cm de altura; 6: troncos/galhos de >80 cm de altura. (Dmicrops = *Dendropsophus microps*; Pnanus = *Physalaemus nanus*; Salter_LA = *Scinax aff. alter* presente na Lagoa do Peri; Salter_PP = *Scinax aff. alter* presente nas poças permanentes; Srizibilis_PP = *Scinax rizibilis* presente nas poças permanentes; Srizibilis_PT = *Scinax rizibilis* presente nas poças temporárias)

Espécies que ocorreram em maior número de microambientes, como *Dendropsophus microps*, podem em alguns casos ser consideradas espécies generalistas, enquanto espécies que ocorreram em apenas um ambiente pode ser uma espécie de comportamento mais específico (AFONSO; ETEROVICK, 2007), o que neste caso poderia ser aplicado à espécie *Physalaemus nanus* que apesar de ter ocorrido em mais de um microambiente foi predominante no microambiente de folhiço – 18 registros de um total de 20. Assim, microambientes ocupados por espécies generalistas poderiam estar sujeitos a uma

maior sobreposição de espécies do que microambientes ocupados por espécies mais específicas.

Os valores de diversidade de uso de microambientes devem ser analisados com cautela, principalmente no que se refere às espécies *Scinax* aff. *alter* e *Scinax* *rizibilis*, pois apesar de terem sido consideradas dentre as espécies mais abundantes, sua abundância total pode ser considerada baixa. A menção a essas duas espécies se deve ao fato de que embora tenham apresentado mais do que 7 indivíduos, tiveram de ser diferenciadas por sítio reprodutivo para o cálculo de diversidade, o que reduziu a abundância considerada e o número de microambientes utilizados nos cálculos. Quanto aos valores de diversidade, altos valores indicam maior amplitude de nicho espacial, e quanto mais amplos os nichos, mais eles devem se sobrepor. No entanto os altos valores de *S. aff. alter* e de *S. rizibilis* podem não ter sido muito informativos já que se referem a dois tipos de microambientes no geral com abundância de um a dois indivíduos na Lagoa do Peri (diversidade = 0,890) e nas poças temporárias (diversidade = 1,000) respectivamente. Com exceção dessas duas, foi encontrado valor alto de diversidade para *Dendropsophus microps*, de 0,825, que se sobrepôs na vegetação com *Scinax* aff. *alter* e *Scinax* *rizibilis*. *Physalaemus nanus*, pelo contrário, apresentou uma diversidade baixa, igual a 0,190, o que se explica pelo alto número de indivíduos registrados apenas no microambiente de folhiço.

Tabela 4. Valores de diversidade de uso de microambiente das espécies mais abundantes (com mais de sete indivíduos em um mesmo local) em cada sítio reprodutivo por elas ocupados

Espécies mais abundantes	Sítio Reprodutivo ocupado	Diversidade de uso de microambiente
<i>Dendropsophus microps</i>	Poças permanentes	0,825
<i>Physalaemus nanus</i>	Poças temporárias	0,190
<i>Scinax</i> aff. <i>alter</i>	Lagoa do Peri	0,890
	Poças permanentes	0,501
<i>Scinax</i> <i>rizibilis</i>	Poças permanentes	0,534
	Poças temporárias	1,000

Portanto, com relação às espécies avaliadas quanto ao uso de microambientes, houve diferenciação entre as duas espécies mais

abundantes devido à ocupação de sítios reprodutivos distintos por elas. *Dendropsophus microps* ocorreu nas poças permanentes predominando na vegetação, enquanto *Physalaemus nanus* foi abundante no folhíço junto às poças temporárias. *D. microps*, *S. aff. alter* e *S. rizibilis* se sobrepuseram na vegetação entre as alturas de 0 – 40 cm do solo no sítio de poças permanentes, enquanto *P. nanus* e *S. rizibilis* se sobrepuseram nos microambientes de vegetação e em galhos nas poças temporárias. A espécie *Scinax argyreornatus*, embora não considerada na análise de diversidade de uso de microambientes, sobrepôs seu nicho espacial com suas congêneres pelo uso da vegetação, e se destacou dentre todas pela utilização de bromélias como microambiente. As diferenciações encontradas no uso de microambientes, provavelmente se devem à biologia dessas espécies e não devido ao efeito da competição, já que maior parte delas exibiu sobreposição no uso de microambientes, o que poderia também ser resultado de processos evolutivos aqui não avaliados. Isso é bem provável, pois dentre as espécies filogeneticamente aparentadas de *Scinax*, as três exibiram sobreposição de nicho espacial nos ambientes de poças, mas *S. argyreornatus* foi a única a se especializar na ocupação de bromélias, indicando que a pressão evolutiva agiu diferentemente sobre essa espécie em relação a suas congêneres.

Referências bibliográficas

AFONSO, L. G.; ETEROVICK, P.C. Microhabitat choice and differential use by anurans in Forest streams in southeastern Brazil. **Journal of Natural History**, v. 41, p. 937-948, 2007.

CARDOSO, A. J., ANDRADE, G. V., HADDAD, C. F. B. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 49, p. 241-249, 1989.

CARDOSO, A. J.; VIELLIARD, J. Vocalizações de anfíbios anuros de um ambiente aberto, em Cruzeiro do Sul, Estado do Acre. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, p. 229-242, 1990.

DUELLMAN, W. E. Tropical herpetofaunal communities: patterns of community structure in neotropical rainforests. In: HARMELIN-VIVIEN, M. L.; BOURLIÈRE, F. (Eds.). Vertebrates in complex tropical systems. **Ecological Studies**, Nova York, v. 69, p. 61-88, 1989.

ETEROVICK, P. C.; RIEVERS, C. R.; KOPP, K.; WACHLEVSKY, M.; FRANCO, B. P.; DIAS, C. J.; BARATA, I. M.; FERREIRA, A. D. M e AFONSO, L. G. Lack of phylogenetic signal in the variation in anuran microhabitat use in southeastern Brazil. **Evolution Ecology**, v. 24, p. 1–24, 2008.

EVANS, M.; YÁBER, C.; HERO, J. M. Factors influencing choice of breeding site by *Bufo marinus* in its natural habitat. **Copeia**, v. 1996, p. 904-912, 1996.

GILLESPIE, G. R.; LOCKIE, D.; SCROGGIE, M. P.; ISKANDAR, D. T. Habitat use by stream-breeding frogs in south-east Sulawesi, with some preliminary observations on community organization. **Journal of Tropical Ecology**, v. 20, p. 439–448, 2004.

HEYER, W. R.; DONNELLY, M. Â.; MCDARMID, R.; HAYEK, L. C.; FOSTER, M. S. **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians**. Washington and London: Smithsonian institution Press, 1994.

NEWMAN, D.G. Activity, dispersion, and population densities of Hamilton's frog (*Leiopelma hamiltoni*) on Maud and Stephen Islands, New Zealand. **Herpetologica**, v. 46, p. 319-330, 1990.

POMBAL, J. P. Jr. Distribuição especial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 57, p. 583-594, 1997.

SHOENER, T. W. The controversy over interspecific competition. **American Scientist**, v. 70, p. 586-595, 1982.

VASCONCELOS, T. S.; SANTOS, T. G.; ROSSA-FERES, D. C. e HADDAD, C. F. B. Influence of the environmental heterogeneity of breeding ponds on anuran assemblages from southeastern Brazil. **Canadian Journal of Zoology**, v. 87, p. 699–707, 2008.

WACHLEVSKI, M.; DE SOUZA, P. H. C.; KOPP, K.; ETEROVICK, P. C. Microhabitat use and feeding habits of *Crossodactylus bokermanni* Caramaschi and Sazima, 1985 (Anura, Hylodidae) at a site in south-eastern Brazil. **Journal of Natural History**, v. 42, n. 19–20, p. 1421–1434, 2008.

ZWEIMÜLLER, I. Microhabitat use by two small benthic stream fish in a 2nd order stream. **Hydrobiologia**, v. 303, p. 125-137, 1995.

ATIVIDADE DE VOCALIZAÇÃO DE *Dendropsophus microps* (PETERS, 1872) (ANURA: HYLIDAE): INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA, UMIDADE RELATIVA DO AR E DENSIDADE DE INDIVÍDUOS

SILVA, Pedro Giovani da
PALUDO, Giovani Festa
WACHLEVSKI, Milena

Introdução

A comunicação em anfíbios anuros se baseia principalmente na emissão de vocalizações (cantos) pelos machos (DUELMANN; TRUEB, 1994). O canto possui função básica de atrair fêmeas potencialmente reprodutivas para o acasalamento, defesa de recursos, reconhecimento entre indivíduos da mesma espécie e isolamento reprodutivo, sendo uma atividade de grande importância para o sucesso reprodutivo (DUELMANN; TRUEB, 1994). Dependendo do contexto social, diferentes tipos de vocalizações podem ser produzidos pelo mesmo indivíduo (BASTOS; HADDAD, 1995, 2002), fruto da estimulação acústica de machos vizinhos, inibição, períodos refratários e processos estocásticos (BRUSH; NARINS, 1989; MOORE et al., 1989).

Durante o período reprodutivo centenas de indivíduos de várias espécies de anuros agregam-se ao redor de corpos d'água (BASTOS; HADDAD, 1996, 1999). Nestes sítios, machos da mesma espécie competem através de vocalizações e embates corporais. O reconhecimento intraespecífico através do canto permite ao indivíduo avaliar a necessidade de confronto direto, resultando em menor gasto de energia e tempo (ROBERTSON, 1986), uma vez que uma frequência dominante mais baixa está, em geral, relacionada ao tamanho corporal maior de machos de anuros (DUELMANN; TRUEB, 1994).

A maioria dos anfíbios anuros se reproduz à noite, nos meses mais quentes e chuvosos (e.g. BERTOLUCCI; RODRIGUES, 2002), uma vez que a estação chuvosa proporciona uma maior disponibilidade de sítios reprodutivos (poças d'água) (AICHINGER, 1987), que são fundamentais para o ciclo de vida desses organismos (TRENHAM; SHAFFER, 2005).

Tanto fatores bióticos como abióticos podem influenciar na vocalização dos anuros e, conseqüentemente, no processo reprodutivo das espécies (DUELMANN; TRUEB, 1994). Entre os fatores abióticos, a

temperatura e a umidade relativa do ar podem ocasionar mudanças na frequência dominante, na taxa de repetição e na duração da vocalização em anuros (DUELMANN; TRUEB, 1994). Estas variáveis climáticas podem acarretar uma maior ou menor contração da musculatura laríngea devido à ectotermia (WELLS, 1977; DUELMANN; TRUEB, 1994). A segregação espacial, o tempo, o horário e a variação de vocalização são outros fatores que também estão relacionados com a redução da interferência acústica entre machos competidores co-ocorrentes (DUELLMAN; TRUEB, 1994).

Dendropsophus microps (Peters, 1872) (Anura: Hylidae) (Fig. 1) é uma espécie de anfíbio anuro que ocorre em pequenos corpos de água parada junto à borda de florestas durante o período reprodutivo pelo sul e sudeste do Brasil. Os machos possuem coloração amarela durante a vocalização noturna (KWET; LINGNAU; DI-BERNARDO, 2010), sendo de fácil visualização, pois permanecem junto à vegetação vertical. Dessa forma, o objetivo deste estudo foi descrever o período de atividade de vocalizações noturnas em sítios reprodutivos de *D. microps* e relacioná-las com a temperatura, a umidade relativa do ar e a densidade de indivíduos. Para acessar este objetivo foram elencadas as seguintes hipóteses: 1) temperatura e umidade relativa do ar mais elevadas estão relacionadas com um maior número de machos vocalizantes, maior número de vocalizações e maior densidade de machos; 2) quanto maior a densidade de indivíduos, maior o número de vocalizações; 3) a complexidade do canto (tipos de vocalizações) aumenta com a maior densidade de indivíduos de *D. microps* no sítio reprodutivo.



Figura 1. *Dendropsophus microps* (Peters, 1872), espécie estudada no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC. (Foto: Milena Wachlevski)

Material e métodos

O estudo foi realizado no Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP), localizado a sudeste da Ilha de Santa Catarina. A área de estudo estava situada na parte nordeste da lagoa, junto a alguns corpos d'água próximos à Trilha, dentro de um local de transição entre Floresta Ombrófila Densa e Restinga (27°43'17"S, 48°20'28"W).

Coleta de dados

Foram escolhidos três sítios (poças d'água) para a realização do estudo, distantes 30 m entre si. Em cada ponto foi demarcada uma parcela de 4 x 4 m (16 m²) para as amostragens de vocalizações e de indivíduos de *D. microps*. O número de machos vocalizantes dentro da parcela foi anotado a cada hora em cada local entre 18:00 e 03:00 h, durante dois minutos. Neste mesmo período foi utilizado um gravador modelo 'PANASONIC RR-US470 Zoom Mic' para o registro das vocalizações, a fim de se identificar posteriormente os tipos de cantos produzidos pelos indivíduos dentro da parcela. Após cada audição/gravação foi realizada uma procura ativa dentro da parcela, durante cinco minutos, para a identificação dos indivíduos vocalizantes e contagem dos não-vocalizantes. Estes dados foram anotados para verificar a densidade dentro da parcela, uma vez que a mesma pode influenciar na variação e no número de cantos dos indivíduos. Em cada sítio, para cada período, foram anotados os dados de temperatura e umidade relativa do ar, por meio de termômetro e higrômetro, respectivamente.

Com base em resultados de outro estudo sobre vocalização de *D. microps* realizado no mesmo local (BAPTISTA et al., neste volume), observou-se que esta espécie possui três tipos de cantos distintos: a) canto tipo 1: composto por uma nota simples, possivelmente um canto de anúncio; b) canto tipo 2: composto por duas a quatro notas, sendo uma variação do canto tipo 1 e, geralmente, precedente do canto tipo 3; c) canto tipo 3: composto por uma sequência repetida de notas, considerado o mais complexo entre os três tipos. A diferenciação entre cantos foi realizada a fim de se estabelecer relações destes com a densidade de machos dentro das parcelas estudadas.

Análise de dados

A densidade foi definida pelo número de machos de *D. microps* por metro quadrado. Os dados de densidade obtidos nos três sítios reprodutivos foram somados e divididos pela área total das três parcelas estudadas. A descrição do número de machos vocalizantes e de não-vocalizantes, da temperatura e umidade relativa do ar durante o período de estudo foi feita por meio de gráficos. Os tipos de vocalizações em cada gravação foram anotados conforme o horário, a fim de relacioná-los com as variáveis climáticas e a densidade total de indivíduos de *D. microps*.

A relação entre as variáveis descritas em cada hipótese foi comparada graficamente pela distribuição dos dados obtidos no estudo

Resultados

O período de atividade de *D. microps* nos sítios reprodutivos estudados iniciou-se no intervalo das 18:00 e 19:00 h e encerrou-se no intervalo entre 2:00 e 3:00 h, possuindo picos de atividades entre 22:00 e 23:00 h (Fig. 2). Tanto a ocupação quanto a vocalização dos indivíduos dentro dos sítios reprodutivos ocorreu neste intervalo, com diferentes números de indivíduos para cada horário. Durante todo o período de atividade de *D. microps* foram encontrados indivíduos não-vocalizantes no interior dos sítios reprodutivos.

As variáveis climáticas amostradas apresentaram pequena variação ao longo do período de estudo. A temperatura variou entre 19,8 e 21,2°C, enquanto a umidade relativa apresentou valores entre 92,7 e 100%. Graficamente, o número de machos vocalizantes apresentou uma tendência à relação com a temperatura, mas não com a umidade (Fig. 3). O número de vocalizantes tendeu a diminuir após a queda da temperatura, apresentando uma possível resposta biológica a esta variação.

A distribuição do número de vocalizações de *D. microps* comparando-a com as variáveis climáticas pode ser observada na Fig. 4. Se a hipótese de que o número de vocalizações depende da temperatura ou da umidade relativa do ar é verdadeira, seria esperado um aumento ou diminuição dos cantos em diferentes temperaturas e umidades relativas do ar. O número de vocalizações apresentou seu

pico as 23:00, período onde as médias de temperatura e umidade relativa do ar estavam em 20,3°C (em queda) e 96,3% (em ascensão), respectivamente. A queda no número de vocalizações seria uma possível consequência à diminuição no número de vocalizantes influenciado também pela queda de temperatura.

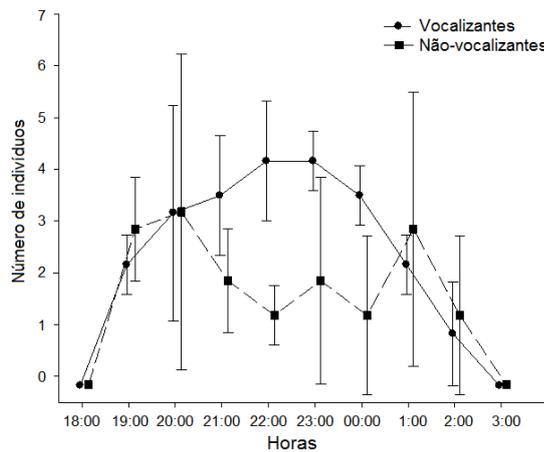


Figura 2. Número médio de indivíduos vocalizantes e não vocalizantes de *Dendropsophus microps* observados nos três sítios reprodutivos no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC

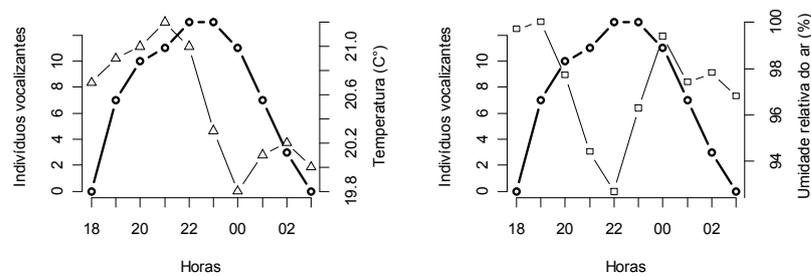


Figura 3. Distribuição das médias das variáveis climáticas de temperatura (triângulos) e umidade relativa do ar (quadrados) e do número de machos vocalizantes (círculos) de *Dendropsophus microps* observados em três sítios reprodutivos no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC

A densidade total (machos vocalizantes e não-vocalizantes) de *D. microps* apresentou pico entre 20:00 e 23:00, e graficamente não

esteve relacionada com a temperatura e a umidade relativa do ar, pois a mesma se manteve relativamente constante durante o período de vocalização dos machos de *D. microps* (Fig. 5). Graficamente, a densidade não esteve relacionada com o número de vocalizações no período de estudo (Fig. 6).

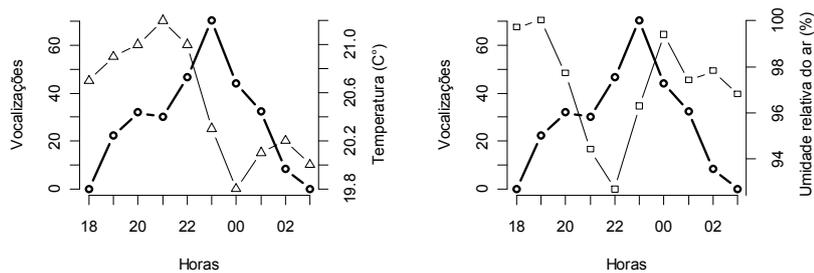


Figura 4. Distribuição das variáveis climáticas de temperatura (triângulos) e umidade relativa do ar (quadrados) e do número de vocalizações (círculos) de *Dendropsophus microps* observados em três sítios reprodutivos no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC

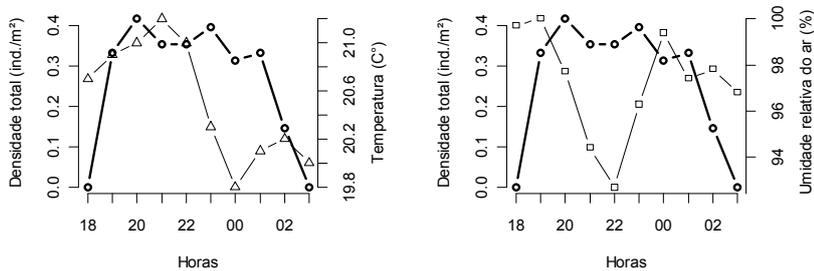


Figura 5. Distribuição das variáveis climáticas de temperatura (triângulos) e umidade relativa do ar (quadrados) e da densidade total (círculos) de machos de *Dendropsophus microps* observados em três sítios reprodutivos no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC

A distribuição do número médio de cada tipo de canto apresentado pelos indivíduos machos de *D. microps* nos sítios reprodutivos durante o período de estudo pode ser visualizada na Fig. 7. O canto do tipo 1 foi mais frequente no início do turno de vocalização, enquanto o canto do tipo 2 foi o mais representativo entre 21:00 e 01:00 h, tendo seu pico as 23:00 h. O canto do tipo 3, vocalizado em coro pelos machos de *D. microps*, também apresentou

valores médios mais elevados durante o mesmo período citado anteriormente, uma vez que o canto do tipo 2 geralmente precede o canto do tipo 3.

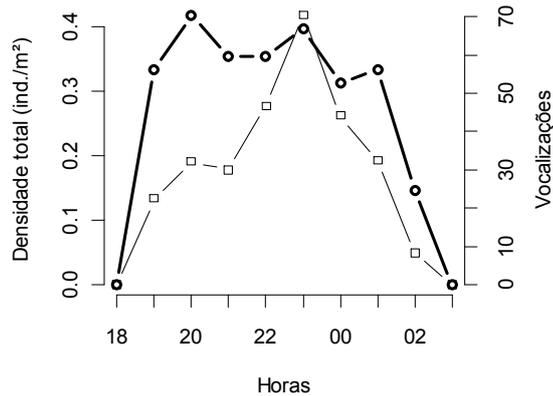


Figura 6. Distribuição da densidade (círculos) de machos vocalizantes e não-vocalizantes e do número de vocalizações (quadrados) de *Dendropsophus microps* observados em três sítios reprodutivos no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC

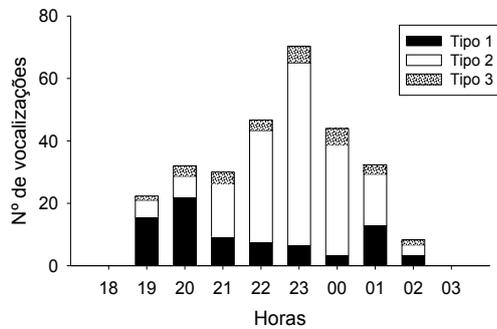


Figura 7. Distribuição dos valores médios de cada tipo de canto de *Dendropsophus microps* nos três sítios reprodutivos durante o período de estudo no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC

Com base na complexidade do canto (tipos de vocalizações – Fig. 7) em relação à densidade de machos de *D. microps* (Fig. 6), é possível

observar que ambos os gráficos apresentaram formas distintas. Dessa forma, provavelmente a densidade de indivíduos nos sítios reprodutivos não foi determinante na complexidade das vocalizações produzidas pelos machos de *D. microps*.

Comparando-se cada tipo de canto de forma independente, é possível observar que nenhum dos tipos de canto parece ter relação com a densidade de machos de *D. microps*.

Discussão

A concentração de vocalizações de *D. microps* ocorreu entre 21:00 e 00:00 h, sendo que entre 22:00 e 23:00 foi registrado o maior número médio de machos vocalizantes no turno de vocalização estudado. Em geral, estudos realizados no centro-sul do Brasil têm demonstrado que comunidades de anuros normalmente possuem seu pico de vocalização entre 19:00 e 23:00 h (CARDOSO; MARTINS, 1987; ÁVILA; FERREIRA, 2004). A diminuição gradativa após este horário estaria relacionado à economia de energia, necessidade alimentar e diminuição da temperatura (CARDOSO; MARTINS, 1987).

Tanto para o número de machos vocalizantes como para o de vocalizações foi possível observar uma tendência à relação com a temperatura, havendo uma diminuição do número de vocalizantes e vocalizações após as 23:00 h, possivelmente resultado da queda de temperatura após este período. Os valores médios de temperatura entre 00:00 e 03:00 h foram menores do que os valores do início do turno de vocalização de *D. microps* nos três sítios estudados. Mesmo sendo uma pequena variação de temperatura (cerca de 1°C), a diminuição do número de vocalizantes e vocalizações pode ser considerada uma possível resposta biológica a esta variação. Vários estudos indicam que a precipitação (principalmente para regiões tropicais) e a temperatura (principalmente para regiões subtropicais) são os principais fatores climáticos que condicionam a atividade reprodutiva em anuros (DUELLMAN; TRUEB, 1994; BERTOLUCI, 1998; BERNARDE; ANJOS, 1999; BERNARDE; KOKUBUM, 1999; TOLEDO; ZINA; HADDAD, 2003; SAENZ et al., 2006; ZINA; HADDAD, 2005; BORGES; JULIANO, 2007).

O número de machos vocalizantes e o número de vocalizações não esteve graficamente relacionado com a umidade relativa do ar no

período de estudo, embora seja um fator muito importante para a distribuição e a utilização do habitat pelos anuros devido à ectotermia presente nestes organismos (DUELLMAN; TRUEB, 1994). A pouca variação da umidade durante o período de estudo pode não ter sido suficientemente representativa para influenciar a atividade de vocalização de *D. microps*. Como este estudo foi realizado durante apenas um turno de vocalização, se faz necessária a ampliação do número de turnos em diferentes épocas do ano, a fim de melhor elucidar a relação entre a atividade de vocalização dos machos de *D. microps* e as variáveis climáticas.

O número de vocalizações não esteve relacionado graficamente com a densidade total de indivíduos de *D. microps* nos sítios reprodutivos estudados. Contudo, os machos vocalizantes de anuros não cantam aleatoriamente ao canto de outros machos (BRUSH; NARINS, 1989). Em vez disso, o período de vocalizações de machos vizinhos pode resultar de efeitos combinados de estimulação acústica, inibição, períodos refratários e processos estocásticos (BRUSH; NARINS, 1989; MOORE et al., 1989). Os machos podem ainda responder à vocalização de um macho co-ocorrente pelo aumento na produção de notas ou cantos (WELLS, 1988). Mudanças na duração e na complexidade do canto podem aumentar a capacidade de um macho atrair uma fêmea em um ambiente intensamente competitivo (WELLS, 1988) e também reduzir a probabilidade de interferência agonística de sinais (SCHWARTZ, 1987).

Os machos cantam em coro devido ao intenso nível de competição por fêmeas ou ainda para reduzir o risco de predação (DUELLMAN; TRUEB, 1986; JUDGE; BROOKS, 2001; WONG et al., 2004). Se por acaso algum indivíduo vocalizante não conseguir acompanhar o coro, isto pode reduzir consideravelmente sua chance de atrair uma fêmea (SCHWARTZ, 1991).

Outra forma de maximizar a atratividade relativa de seus sinais para as fêmeas é anexar ao canto notas secundárias em suas vocalizações (SCHWARTZ; WELLS, 1985) o que pode também incentivar o canto de outros machos. Dessa forma, é esperado que quanto maior o número de machos vocalizantes em um mesmo sítio reprodutivo, maior o número de cantos mais agressivos produzidos pelos mesmos indivíduos. Embora, não tenha sido estudado o contexto comportamental da emissão dos tipos de canto de *D. microps*, o canto

do tipo 3 foi emitido em coro e não foram observadas brigas entre machos.

O fato do canto com complexidade intermediária (tipo 2) ter sido emitido com maior frequência ao longo de todo o período de atividade de vocalização, pode ser resultado de um balanço entre o benefício dos machos emitirem cantos com maior complexidade (maior frequência do tipo 2 em relação ao tipo 1) e o custo do gasto energético da produção de cantos ainda mais complexos (tipo 3). Além disso, o canto do tipo 1, com uma nota, foi mais frequente no início do turno de vocalização de *D. microps*, enquanto que os cantos do tipo 2 e 3 foram mais frequentes entre 22:00 e 01:00 h, períodos de pico de atividade de *D. microps*.

Assim como os fatores ambientais, os processos sociais influenciam algumas características do canto, como a frequência dominante, número de pulsos, duração e taxa de repetição da nota (WELLS, 1988; WILCZYNSKI; RYAN, 1999). A relação entre o número de vocalizantes e o número de vocalizações, independentemente do tipo de canto, reforça a afirmativa de que os machos vocalizantes co-ocorrentes influenciam e estimulam a vocalização de machos vizinhos (DUELMAN; TRUEB, 1994).

Com base nos resultados obtidos, foi encontrada tendência à relação entre a temperatura e o número de machos vocalizantes e número de vocalizações, mas não com a densidade total de *D. microps* nos sítios reprodutivos durante o período de estudo. A umidade relativa do ar não apresentou tendência à relação com nenhuma variável resposta estudada.

O número total de vocalizações e a densidade total dos machos também não apresentaram relação. A densidade não se relacionou também com a complexidade do canto nem com cada canto separadamente. Parece que o comportamento dos indivíduos está mais associado com outras condições do que aquelas medidas neste estudo.

Agradecimentos

Ao PMLP pelo auxílio prestado durante a realização do estudo e aos professores e colegas do curso de campo que deram valiosas sugestões para a melhoria do trabalho.

Referências bibliográficas

- AICHINGER, M. Annual activity patterns of anurans in a seasonal Neotropical environment. **Oecologia**, v. 71, p. 583-92, 1987.
- ÁVILA, R. W.; FERREIRA, V. L. Riqueza e densidade de vocalizações de anuros (Amphibia) em uma área urbana de Corumbá, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 4, p. 887-892, 2004.
- BASTOS, R. P.; HADDAD, C. F. B. Vocalizações e interações acusticas de *Hyla elegans* (Anura, Hylidae) durante a atividade reprodutiva. **Naturalia**, v. 20, p. 165-176, 1995.
- BASTOS, R. P.; HADDAD, C. F. B. Breeding activity of Neotropical treefrog *Hyla elegans* (Anura, Hylidae). **Journal of Herpetology**, v. 30, p. 355-360, 1996.
- BASTOS, R. P.; HADDAD, C. F. B. Larvas de *Scinax rizibilis* (Bokermann) (Anura, Hylidae): avaliando o efeito parental. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, p. 1127-1133, 1999.
- BASTOS, R. P.; HADDAD, C. F. B. Acoustic and aggressive interactions in *Scinax rizibilis* (Anura, Hylidae) during the reproductive activity in southeastern Brazil. **Amphibia-Reptilia**, v. 23, p. 97-104, 2002.
- BERNARDE, P. S.; ANJOS, L. Distribuição espacial e temporal da anurofauna no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoológica**, v. 12, p. 127-140, 1999.
- BERNARDE, P. S.; KOKUBUM, M. C. N. Anurofauna do Município de Guararapes, Estado de São Paulo, Brasil (Amphibia: Anura). **Acta Biologica Leopoldensia**, v. 21, p. 89-97, 1999.
- BERTOLUCI, J. Annual patterns of breeding activity in Atlantic rainforest anurans. **Journal of Herpetology**, v. 32, p. 607-611, 1998.
- BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M. T. Seasonal patterns of breeding activity of Atlantic Rainforest anurans at Boracéia, southeastern Brazil. **Amphibia-Reptilia**, v. 23, p. 161-167, 2002.
- BORGES, F. J. A.; JULIANO, R. F. Distribuição espacial e temporal de uma comunidade de anuros do município de Morrinhos, Goiás, Brasil (Amphibia: Anura). **Neotropical Biology and Conservation**, v. 2, n. 1, p. 21-27, 2007.
- BRUSH, J. S.; NARINS, P. M. Chorus dynamics of a Neotropical amphibian assemblage: comparison of computer simulation and natural behaviour. **Animal Behaviour**, v. 37, p. 33-44, 1989.

CARDOSO, A. J.; MARTINS, J. E. Diversidade de anuros durante o turno de vocalizações, em comunidade neotropical. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 36, n. 23, p. 279-285, 1987.

DUELMAN, W. E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1994, 670 p.

JUDGE, K. A.; BROOKS, R. J. Chorus participation by male bullfrogs, *Rana catesbeiana*: a test of the energetic constraint hypothesis. **Animal Behaviour**, v. 62, p. 849-861, 2001.

KWET, A.; LINGNAU, R.; DI-BERNARDO, M. **Pró-Mata: Anfíbios da Serra Gaúcha, sul do Brasil**. 2nd ed. Germany: Brasilien-Zentrum, University of Tübingen, 2010, 148 p.

MOORE, S. W.; LEWIS, E. R.; NARINS, P. M.; LOPEZ, P. T. The call-timing algorithm of the white-lipped frog, *Leptodactylus albilabris*. **Journal of Comparative Physiology A**, v. 164, p. 309-319, 1989.

ROBERTSON, J. G. M. Male territoriality, fighting and assessment of fighting ability in the Australian frog *Uperoleia rugosa*. **Animal Behaviour**, v. 34, p. 763-772, 1986.

SAENZ, D.; FITZGERALD, L. A.; BAUM, K. A.; CONNER, R. H. Abiotic correlates of anuran calling phenology: the importance of rain, temperature, and season. **Herpetological Monographs**, v. 20, n. 1, p. 64-82, 2006.

SCHWARTZ, J. J. The function of call alternation in anuran amphibians: a test of three hypotheses. **Evolution**, v. 41, p. 461-471, 1987.

SCHWARTZ, J. J. Why stop calling? A study of unison bout singing in a Neotropical treefrog. **Animal Behaviour**, v. 42, p. 565-577, 1991.

SCHWARTZ, J. J.; WELLS, K. D. Intra- and inter-specific vocal behavior of the Neotropical treefrog *Hyla microcephala*. **Copeia**, v. 1985, p. 27-38, 1985.

TOLEDO, L. F.; ZINA, J.; HADDAD, C. F. B. Distribuição espacial e temporal de uma comunidade de anfíbios anuros do Município de Rio Claro, São Paulo, Brasil. **Holos Environment**, v. 3, p. 136-149, 2003.

TRENHAM, P. C.; SHAFFER, H. B. Amphibian upland habitat use and its consequences for population viability. **Ecological Applications**, v. 15, p. 1158-1168, 2005.

WELLS, K. D. The effects social interactions on anuran vocal behavior. In: FRITZSCH, B. et al. (eds.). **The evolution of the Amphibian auditory system**. New York: John Wiley, 1988, p. 433-454.

WELLS, K. D. The social behavior of anuran amphibians. **Animal Behaviour**, v. 25, n. 3, p. 666-693, 1988.

WILCZYNSKI, W.; RYAN, M. J. Geographic variation in animal communication systems. In: FOSTER, A.; ENDLER, J. (Eds.). **Geographic variation in behavior; perspectives on evolutionary mechanisms**. Oxford: Oxford University, 1999, p. 234-241.

WONG, B. B. M.; COWLING, A. N. N.; CUNNINGHAM, R. B.; DONNELLY, C. F.; COOPER, P. D. Do temperature and social environment interact to affect call rate in frogs (*Crinia signifera*)? **Austral Ecology**, v. 29, p. 209-214, 2004.

ZINA, J.; HADDAD, C. F. B. Reproductive activity and vocalizations of *Leptodactylus labyrinthicus* (Anura: Leptodactylidae) in Southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, p. 1-11, 2005.

INTERAÇÃO ENTRE ÁCAROS *Hannemania* SP. (ACARI: TROMBICULIDAE) E UMA COMUNIDADE DE ANUROS DO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, FLORIANÓPOLIS, SC, COM ÊNFASE PARA *Physalaemus nanus* (ANURA: LEIUPERIDAE)

**TSUDA, Érika Tiemi
BAPTISTA, Itamê Karpinski
WACHLEVSKI, Milena**

Introdução

O Brasil é o país com a maior diversidade de anuros, possuindo 847 espécies descritas (SBH, 2010). Atualmente, os anuros são reconhecidos como um dos grupos de animais mais ameaçados de extinção em todo o mundo. As alterações ambientais geradas pela ação antrópica são algumas das causas do declínio e das extinções desses animais (VERDADE; DIXO; CURCI, 2010). Alguns fatores bióticos também podem interferir na biologia das espécies de anuros, podendo este ser um fator limitante para sua existência (LONGCORE; PESSIER; NICHOLS, 1999; SLADKY; NORTON; LOOMIS, 2000).

Alguns estudos (HATANO et al., 2007; WESTFALL et al., 2008) indicam a ocorrência de ácaros parasitas em anfíbios, os quais podem ser causadores de patologias, prejudicando o desenvolvimento desses animais. As larvas destes ácaros invadem o tecido epidérmico do hospedeiro, e sua saliva destrói as células epidérmicas. As larvas causam uma inflamação local, formando uma cápsula ao seu redor, resultando em uma lesão avermelhada, os nódulos intradérmicos (SLADKY; NORTON; LOOMIS, 2000). Segundo Sladky, Norton e Loomis (2000), as lesões causadas pelos ácaros começam a surgir na superfície ventral dos anuros, mas também podem ser observadas nas pernase regiões dorsais.

Há a prevalência do gênero *Hannemania* (Trombiculidae) em várias espécies de hospedeiros em diferentes localidades (SLADKY; NORTON; LOOMIS, 2000; WESTFALL et al., 2008). Em um estudo com *Hyla arenicolor* foi observado a mortalidade de 50% dos anuros com a presença de ácaros, mas há dúvidas se as infestações por ácaros estão diretamente relacionadas com a morte dos anuros, ou se os ácaros

podem ser transmissores de doenças infecciosas (SLADKY; NORTON; LOOMIS, 2000).

Como a infestação de ácaros pode afetar em algum aspecto na biologia dos anuros, estudamos a interação de ácaros *Hannemania* sp. em uma comunidade de anuros do Parque Municipal da Lagoa do Peri (PMLP), Florianópolis, SC. Além disso, verificamos se esta ocorrência difere entre as espécies e, para a espécie de anuro mais abundante durante este estudo (*Physalaemus nanus*), se o número de ácaros influencia o tamanho e a massa dos indivíduos, e se há maior ocorrência de ácaros em determinada região do corpo do anuro. Esperamos encontrar maior quantidade de ácaros nas espécies de hábitos terrestres, e para os indivíduos de *P. nanus*, a quantidade de ácaros influencia no tamanho corporal e na massa desses anuros, sendo esta frequência maior nas regiões ventrais.

Material e métodos

Os anuros foram coletados em três locais do PMLP. Um dos locais situa-se na Trilha do Saquinho, uma área florestada, ao nordeste da Lagoa do Peri, com presença de poças permanentes (27°43'17"S, 48°20'28"W). Outro local de coleta foi na Trilha da Gurita, também localizada em uma área florestada, na parte sudeste da Lagoa do Peri, com poças temporárias e permanentes (27°44'59"S, 48°31'35"W). E amostramos também às margens do riacho Sangradouro, em uma área menos adensada, na porção leste da Lagoa do Peri, com presença de poças de temporárias (27°43'43"S, 48°30'37"W).

Coleta de dados

O método utilizado foi de procura ativa em sítios reprodutivos (HEYER et al., 1994), realizado durante a noite do dia 10 de outubro de 2011. Os anuros localizados foram coletados para posteriores medições e identificação das espécies. Após as medições, os animais foram devolvidos nos locais onde foram encontrados.

Medimos o comprimento rostro-cloacal (CRC) com um paquímetro (precisão 0,01 mm), e medimos a massa com o auxílio de uma balança (resolução de 0,01 g).

Procuramos por nódulos de ácaros nos corpos dos anuros, e consideramos os nódulos como uma medida de unidade de infestação, já que estes geralmente abrigam apenas uma larva de ácaro (HATANO et al., 2007). Contabilizamos os nódulos de ácaros presentes e registramos o(s) local(is) do corpo do anuro onde os ácaros estavam para verificar se havia prevalência em alguma região corporal. As regiões foram classificadas como: ventre, barriga, dorso, perna direita, perna esquerda, braço direito, braço esquerdo, região gular, lateral esquerda, lateral direita e boca (adaptado de HATANO et al., 2007). As regiões classificadas como perna e braço incluíram as mãos e os pés.

Análise dos dados

Dividimos os anuros capturados em terrícolas e arborícolas com base no local onde os encontramos, de acordo com a literatura e avaliamos se os anuros terrícolas possuíram uma maior prevalência de ácaros do que os arborícolas. Para a espécie de anuro mais abundante (*Physalaemus nanus*), calculamos a frequência de indivíduos com ácaros, a média da intensidade de infestação (número total de ácaros dividido pelo número de *P. nanus* infestados por ácaros) e a média da abundância de ácaros (número total de ácaros dividido pelo número total de *P. nanus*). A fim de estimar o efeito da intensidade de infestação de ácaros sobre a condição corporal dos indivíduos de *P. nanus* utilizamos uma análise de regressão simples entre a intensidade de infestação e o respectivo resíduo entre a relação da massa corporal e o comprimento do corpo (CRC) dos anuros (veja HATANO et al., 2007). Para esta análise foram excluídos os indivíduos que não apresentaram infestação por ácaros. Identificamos as regiões do corpo de *Physalaemus nanus* com maior frequência de ocorrência de nódulos, onde os valores foram plotados em um gráfico de colunas.

Resultados e discussão

Amostramos 53 anuros, pertencentes a 10 espécies, com um esforço de 6 horas-pessoa na Trilha da Gurita, 6 horas-pessoa no riacho Sangradouro e 10,5 horas-pessoa na Trilha do Saquinho. Apenas três espécies possuíram ácaros aderidos em seus corpos, *Physalaemus nanus* ($n = 31$ indivíduos), *Leptodactylus latrans* ($n = 1$ indivíduo) e

Scinax aff. *alter* ($n = 1$ indivíduo) (Tabela 1). Do total de anuros amostrados, 37,74% apresentaram ácaros no corpo, sendo 33,96% ocorreram em *P. nanus*. Esta espécie foi a mais abundante na amostragem, com 31 indivíduos coletados, 18 deles com ácaros (58,06%), seguida da espécie *D. microps*, com 7 indivíduos, nenhum deles com presença de ácaros (Tabela 1).

Tabela 1. Espécies de anuros amostrados na lagoa do Peri, no dia 10 de outubro de 2011, na Trilha da Gurita, riacho Sangradouro e Trilha do Saquinho, o número de indivíduos, o número de ácaros em cada espécie, a frequência das espécies com ácaros e a frequência de indivíduos com ácaros para cada espécie no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC

Espécie	Nº ind. coletados	Nº ind. c/ ácaros	Frequência indivíduos infestados no total
<i>Adenomera engelsi</i> (Kwet, Steiner, and Zillikens, 2009)	2	0	0
<i>Dendropsophus microps</i> (Peters, 1872)	7	0	0
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	2	1	1,89
<i>Phyllomedusa distincta</i> (Lutz, 1950)	1	0	0
<i>Physalaemus cuvieri</i> (Fitzinger, 1826)	1	0	0
<i>Physalaemus nanus</i> (Boulenger, 1888)	31	18	33,96
<i>Scinax</i> aff. <i>alter</i> (Lutz, 1973)	2	1	1,89
<i>Scinax</i> aff. <i>perereca</i> (Pombal, Haddad, and Kasahara, 1995)	1	0	0
<i>Scinax argyreornatus</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	4	0	0
<i>Scinax rizibilis</i> (Bokermann, 1964)	2	0	0
TOTAL	53	20	37,74

A espécie *D. microps*, apesar de ser a segunda mais abundante na amostragem, nenhum indivíduo capturado apresentou ácaros em seu corpo. Este fato pode ser devido ao seu hábito arborícola (HADDAD; TOLEDO; PRADO, 2008), corroborando com a hipótese que espécies de hábitos terrestres são mais suscetíveis às infestações dos ácaros.

Devido ao pequeno número amostral das espécies, as análises de condição corporal em relação ao número de nódulos só foram realizadas com os indivíduos de *P. nanus*. A Fig. 1 mostra um exemplar de *P. nanus* infestado por nódulos dos ácaros.

A espécie *Physalaemus nanus*, popularmente conhecida como rãzinha-do-folhíço, possui indivíduos pequenos de hábitos terrestres, podendo ocorrer em áreas abertas ou florestadas. Na época de reprodução são encontradas em poças temporárias, como poças e valas (HADDAD; TOLEDO; PRADO, 2008). Neste trabalho, a maioria dos

indivíduos foi encontrada próximo ou em poças temporárias, e apenas três indivíduos foram encontrados em poças permanentes. Segundo Sladky, Norton e Loomis (2000), os ácaros trombiculídeos utilizam ambientes semi-úmidos e o gênero *Hannemania* prefere estes locais a ambientes totalmente aquáticos. Desta forma, possivelmente um dos motivos pela alta infestação de *P. nanus* por ácaros de *Hannemania* sp. deve-se ao tipo de habitat em que se encontram.



Figura 1. Indivíduo de *Physalaemus nanus* com presença de nódulos de ácaros (*Hannemania* sp.) indicados pelas setas, coletado no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC

A frequência de indivíduos de *P. nanus* que apresentaram ácaros foi de 58,06%, a média da intensidade de infestação foi 4,22 (\pm 3,02) nódulos por hospedeiro, com uma variação de 0 a 11 nódulos, e a média da abundância foi 2,45 (\pm 3,10) nódulos por indivíduo. Estas intensidades de infestação e de abundância foram baixas em comparação aos dados obtidos por Hatano et al. (2007), que obteve em 49 indivíduos de *Hylodes phyllodes*, média de intensidade 48,2 (\pm 44,6) ácaros por indivíduo infestado e média de abundância de 42,3 (\pm 44,7) ácaros por indivíduos.

Apesar do baixo número de indivíduos infestados por nódulos (n = 18), a análise de regressão linear simples mostrou que há uma tendência a diminuição da condição corporal conforme aumenta o número de ácaros (R = 0,41; F = 3,12; p = 0,09), sendo estes valores

marginalmente significativos (Fig. 2). Hatano et al. (2007) também encontraram uma tendência de que quanto maior o número de ácaros em *Hylodes fredei* (= *Hylodes phyllodes*) menor a condição corporal dos indivíduos. Apesar desse possível dano, Hatano et al. (2007) sugerem que os anuros são de suma importância para que o parasita *Hannemania* sp. complete seu ciclo de vida. Entretanto, devemos considerar que pode haver outros tipos de prejuízos para o hospedeiro que não foram considerados neste estudo, como por exemplo, a reprodução e locomoção.

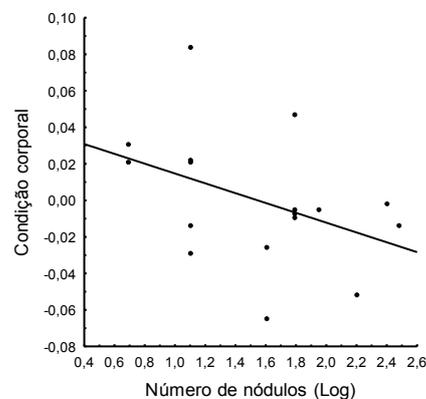


Figura 2. Regressão linear simples entre o número de nódulos em relação à condição corporal nos indivíduos de *P. nanus*, no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC

A perna direita foi a região do corpo dos indivíduos de *P. nanus* com maior frequência de ácaros (61,3%; $n = 19$), seguida da perna esquerda (41,9%; $n = 13$) e da barriga (38,7%; $n = 12$) (Fig. 3). Observamos que Hatano et al. (2007) encontraram maior ocorrência de ácaros na parte dorsal das pernas, e Westfall et al. (2008), em trabalho semelhante com as salamandras, também observaram maior ocorrência dos ácaros nos membros dos indivíduos. Segundo Malone e Paredes-Leon (2005), a maior ocorrência de ácaros nas extremidades deve-se a alta densidade de tecido conectivo existente nessas regiões, permitindo o ácaro encapsular de forma mais segura no hospedeiro.

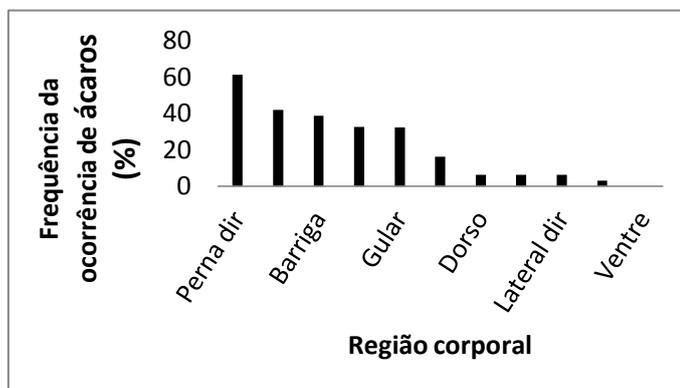


Figura 3. Frequência da ocorrência dos nódulos nas diferentes regiões corporais dos anuros de *P. nanus* no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC

Conclusão

Os resultados desta pesquisa mostraram que uma tendência na diminuição da condição corporal dos indivíduos de *Physalaemus nanus* no aumento do número de nódulos de ácaros. As pernas foram as regiões do corpo dos anuros que apresentaram maior ocorrência de nódulos, sendo estas, possivelmente, uma região mais propícia para o estabelecimento da larva de *Hannemania* sp. Acreditamos que a presença destes parasitas pode estar afetando o *fitness* destes anuros, como por exemplo, no desempenho da reprodução, mobilidade e/ou vocalização.

Agradecimentos

Agradecemos à FLORAM, aos funcionários do PMLP, à Prof^a. Dr^a. Malva Isabel Medina Hernández pela organização do curso de campo, ao Prof. Carlos Pinto pela ajuda na identificação do ácaro, assim como nossas amigas que nos ajudaram nas coletas em campo, Júlia, Danni, Kika e Carol.

Referências bibliográficas

- HADDAD, C. F. B.; TOLEDO, L. F.; PRADO, C. P. A. **Anfíbios da Mata Atlântica: guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica**. São Paulo: Editora Neotropica, 2008.
- HATANO, F. H.; GETTINGER, D.; VAN SLUYS, M.; ROCHA, C. F. D. Parasitism of *Hylodes phyllodes* (Anura: Cycloramphidae) by *Hannemania* sp. (Acari: Trombiculidae) in an area of Atlantic Forest, Ilha Grande, southeastern Brazil. **Parasite**, v. 14, p. 107-112, 2007.
- HEYER, W. R.; DONNELLY, M. A.; MCDIARMID, R. W.; HAYEK, L. C.; FOSTER, M. S. **Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for amphibians**. Washington: Smithsonian Institution Press. 1994.
- LONGCORE, J. E.; PESSIER, A. P.; NICHOLS, D. K. *Batrachochytrium dendrobatidis* gen. et sp. nov., a chytrid pathogenic to amphibians. **Mycologia**, v. 91, N. 2, p. 219-227, 1999.
- MALONE, J. H., PAREDES-LEON, R. Characteristics of chigger mite (*Hannemania* sp.) parasitism on *Eleutherodactylus marnockii* (Amphibia: leptodactylidae). **The Texas Journal of Science**, v. 57, 2005.
- SLADKY, K. K.; NORTON, T. M.; LOOMIS, M. R. Trombiculid mites (*Hannemania* sp.) in canyon tree frogs (*Hyla arenicolor*). **Journal of Zoo and Wildlife Medicine**, v. 31, p. 570–575, 2000.
- SBH. Sociedade Brasileira de Herpetologia. A lista brasileira de anfíbios e répteis. Disponível em: <http://sbherpetologia.org.br/checklist/checklist_brasil.asp>. Acesso em: 21 nov. 2011.
- VERDADE, V. K.; DIXO, M.; CURCI, F. Os riscos de extinção de sapos, rãs e pererecas em decorrência das alterações ambientais. **Estudos avançados**, v. 24, n. 68, 2010.
- WESTFAL, M. C. L.; CECALA, K. K.; PRICE, S. J.; DORCAS, M. E. Patterns of trombiculid mite (*Hannemania dunni*) parasitism among Plethodontid salamanders in the western Piedmont of North Carolina. **Journal of Parasitology**, v. 94, n. 3, p. 631–634, 2008.

TAMANHO É DOCUMENTO? RELAÇÃO ENTRE TAMANHO CORPORAL E TERRITORIALIDADE DE *Ocypode quadrata* (FABRICIUS, 1787) EM DUAS PRAIAS DA ILHA DE SANTA CATARINA.

**ALVES, Rubana Palhares
HESSEL, Mônica
BEZAMAT, Carolina
DAURA-JORGE, Fábio Gonçalves**

Introdução

Indivíduos da espécie de caranguejo *Ocypode quadrata* (Crustacea: Brachyura), conhecidos popularmente como Maria-farinha, exibem comportamentos agonísticos quando se encontram fora das tocas (SICSU et al., 2011), conduta característica de defesa territorial. Alguns estudos sugerem que o tamanho destes animais está significativamente relacionado com o diâmetro de suas tocas, devido ao uso individual das mesmas (ALBERTO; FONTOURA, 1999; QUIJÓN; JARAMILLO; CONTRERAS, 2001). As tocas são construídas a fim de servir como abrigo a condições ambientais adversas e proteção contra predadores, representando importante elemento a ser defendido (NALESSO, 2004). *O. quadrata* ocorre ao longo de toda a costa brasileira, onde representa a única espécie do gênero (ARAUJO; ROSA; FERNANDES, 2008) e apresenta grande importância ecológica como consumidor de detritos orgânicos e transferidor de energia entre diferentes níveis tróficos (PHILLIPS, 1940).

A limitação de recursos é o principal fator determinante para a presença de estratégias de territorialidade, caracterizada como uma forma de competição por interferência intraespecífica assimétrica (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006). Visto que a espécie em estudo apresenta dieta ampla e que indivíduos maiores possuem requisitos alimentares maiores, a defesa de uma área maior se faz necessária para garantir um melhor acesso aos recursos alimentares (SICSU et al., 2011). O território é definido como uma área defendida por um indivíduo contra a invasão de intrusos, através de mecanismos de defesa ou advertência – apresentando padrões reconhecíveis de comportamento (WILSON, 1975). Em geral, os mesmos mecanismos que determinam o tamanho da área de vida também influenciam o

tamanho do território, como massa corporal e adensamento populacional. Ao mesmo tempo, quando o espaço é limitado, a formação de territórios provoca certa constância no número de indivíduos sobreviventes, gerando uma regulação da população. Em última instância, o comportamento de territorialidade (e assim da regulação populacional), está geralmente relacionado a um fator limitante: o recurso escasso.

O objetivo deste trabalho é verificar se o tamanho dos indivíduos de *O. quadrata* está relacionado com o tamanho de seus territórios. Espera-se que tocas de maiores diâmetros, e conseqüentemente habitadas por animais maiores, apresentem maiores distâncias para as tocas vizinhas mais próximas. Para tanto, assumiu-se que a densidade populacional é elevada a ponto de existir uma limitação de recursos, e, portanto, territorialidade. Paralelamente, foi avaliada a relação entre o tamanho da toca e a densidade de tocas vizinhas. Neste caso, espera-se que a densidade seja menor próxima a tocas maiores. Para as duas abordagens foi considerada a influência de outras covariáveis nestas relações, como a praia, o estrato vertical e a condição do ambiente. De forma complementar, foi investigada a variação do tamanho da toca em relação a este conjunto de covariáveis.

Material e métodos

As amostragens ocorreram no período diurno, em duas praias da Ilha de Santa Catarina, Morro das Pedras e Açores, localizadas respectivamente ao sudoeste (distrito do Campeche) e sul (distrito do Pântano do Sul) da referida ilha (Ver capítulo introdutório). Segundo a classificação proposta por Wright e Short (1983), a praia Morro das Pedras pode ser considerada como uma praia reflectiva, apresentando baixa energia de onda e elevados gradientes na topografia (CALLIARI et al., 2003). O estoque sedimentar do Morro das Pedras é característico deste tipo de praia, sendo composto por areias de granulometria grossa, depositado em sua maior parte na região supralitoral. Já a Praia dos Açores, pode ser considerada intermediária, uma transição do tipo reflectivo para o dissipativo, apresentando declividade média e predominância de areia fina (OLIVEIRA et al., 2009).

Coleta de dados

Para coleta de dados, foi estabelecido um ponto inicial de amostragem, a partir do qual as regiões de meso e supralitoral das praias (Fig. 1) foram percorridas em transecções lineares em zig-zag. As tocas de *O. quadrata* foram escolhidas aleatoriamente, respeitando uma distância mínima de 20 metros entre uma toca amostrada e a toca subsequente que também seria amostrada.

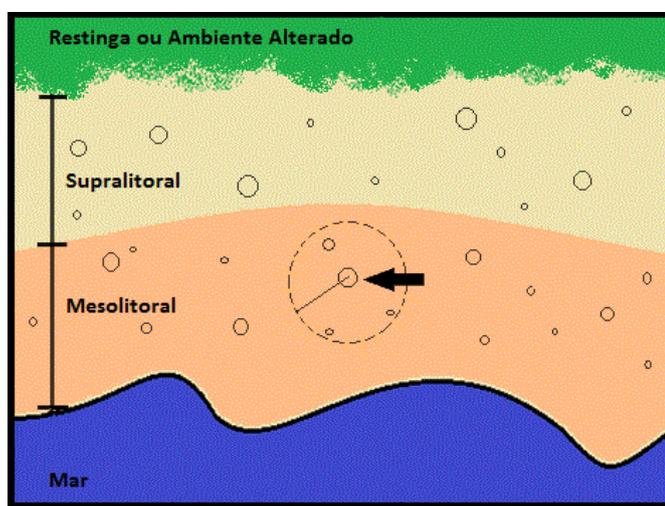


Figura 1. Representação da estratificação vertical da praia evidenciando as regiões amostradas: supralitoral (parte mais clara) e mesolitoral (parte mais escura), região correspondente ao alcance da linha da maré. Os círculos pequenos representam tocas de *O. quadrata* e a seta indica uma toca referência a ser amostrada. O círculo grande tracejado indica a área com raio de 3 metros considerada para a estimativa da densidade relativa de tocas.

Para cada toca amostrada foram coletadas as seguintes variáveis resposta: (1) distância entre a toca amostrada e a toca vizinha mais próxima (DistV); e (2) número de tocas com sinais de uso presentes em um raio de três metros em torno da toca amostrada (Ntocas). Como variáveis explicativas (ou covariáveis categóricas) foram registradas: (3) distância da toca em relação à região superior da praia (Altura); (4) a praia amostrada - Açores ou Morro das Pedras (Local); e (5) a condição

do ambiente - alterado ou com restinga preservada. O (6) diâmetro de abertura da toca (Diâmetro) foi considerado tanto variável resposta quanto explicativa, dependendo da pergunta.

A largura das tocas foi medida com paquímetro de 0,01 mm de precisão e as demais variáveis foram medidas com trena. Assumiu-se que o diâmetro das tocas está diretamente relacionado à largura da carapaça dos animais (WOLCOTT, 1978; ALBERTO; FONTOURA, 1999; STRACHAN et al., 1999) e que a densidade populacional é significativamente alta a ponto de existir uma competição por recursos e territorialidade.

Análise de dados

Modelos lineares generalizados (cf. ZUUR et al., 2009) foram utilizados para explorar as hipóteses previamente estabelecidas. Três abordagens foram utilizadas. Na primeira foi investigada a relação entre a variável resposta tamanho de toca (Diâmetro) com as variáveis explicativas Altura, Local e Ambiente. Já o segundo conjunto de modelos considerou como variável resposta a distância entre tocas vizinhas (DistV). Em ambos os casos, os modelos gerados utilizaram como base uma distribuição *Gamma* e uma função link "*reciprocal*". Na terceira abordagem, a variável resposta foi o número de tocas (Ntocas) e utilizou-se uma distribuição *Binomial Negativa* com função link "*Log*". Em cada análise, partiu-se do modelo mais completo, e biologicamente coerente, incluindo todas as variáveis explicativas previamente definidas. Deste modelo geral, simplificações foram geradas retirando variáveis pouco explicativas (*stepwise reduction*). Dentre todos os modelos gerados, foi selecionado o mais parcimonioso, segundo o Critério de Informação de Akaike (AIC) (cf. BURNHAM; ANDERSON, 2002). Todos os modelos foram construídos no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

Resultados e discussão

Ao todo foram amostradas 53 tocas de *O. quadrata*, sendo 31 situadas na região mesolitoral e 21 no supralitoral. A largura média das tocas amostradas foi de 18,89 mm, variando entre 9,00 e 56,20 mm. O número médio de tocas em um raio de três metros em relação à toca

amostrada foi de nove tocas, sendo registradas áreas sem a ocorrência de tocas até o máximo de 25 tocas.

Variação do diâmetro da toca

O modelo mais parcimonioso (menor AIC), que melhor explicou a variação do diâmetro da toca, incluiu as variáveis: Altura, Local, Ambiente e Altura interagindo com Ambiente (Modelo: Diâmetro~Altura+Local+Ambiente+Altura:Ambiente). No entanto, apenas a variável Altura foi significativa ($p < 0,05$; Tabela 1), indicando uma estratificação vertical, onde tocas maiores tendem a estar mais próximas ao limite superior da praia (faixa de restinga preservada ou área alterada), ou seja, em regiões mais secas e mais distantes da linha de maré (Fig. 2).

Tabela 1. Diagnóstico da regressão para o modelo linear mais parcimonioso, com suas respectivas estimativas (coeficientes), erro padrão (EP), *t* valor e *p* valor. As variáveis incluídas neste modelo selecionado foram: Altura (estratificação vertical); Local; Ambiente (antropizado/ alterado ou restinga); e a interação Altura e Ambiente. Os (**) destacam *p* valor estatisticamente significativos ($p < 0,05$) e (***), valores altamente significativos ($p < 0,001$).

	Estimativa	EP	<i>t</i> valor	<i>p</i> valor	
(Intercepto)	0,041	0,009	4,405	4,27 ⁻⁵	***
Altura	0,001	< 0,001	3,299	0,002	**
Local	-0,011	0,007	-1,417	0,161	
Ambiente	0,006	0,008	0,821	0,415	
Altura : Ambiente	< 0,001	< 0,001	1,503	0,138	

Este resultado corrobora com outros estudos (ALBERTO; FONTOURA, 1999; TURRA; GONÇALVES; DENADAI, 2005) que sugerem haver relação entre a distribuição vertical de *O. quadrata* e o desenvolvimento ontogenético dos indivíduos. Tocas maiores tendem a localizar-se mais distantes da linha da maré. Este padrão já fora observado por Duncan (1986), cujo estudo evidenciou que indivíduos de maior idade – consequentemente maiores – têm preferência por áreas mais afastadas do mar. É possível que tal configuração possa estar relacionada à fatores físico-químicos como umidade e

temperatura. Indivíduos maiores, por apresentarem habilidade de construir tocas mais profundas, podem manter a umidade ideal para sua sobrevivência mesmo nas áreas mais afastadas da água (ALBERTO; FONTOURA, 1999). Nesse âmbito, analisando dados de densidade e diâmetro das tocas em função da distância do alcance das ondas, os mesmos autores constataram que existe uma faixa ideal para a construção das tocas, e sua largura pode variar conforme as estações do ano.

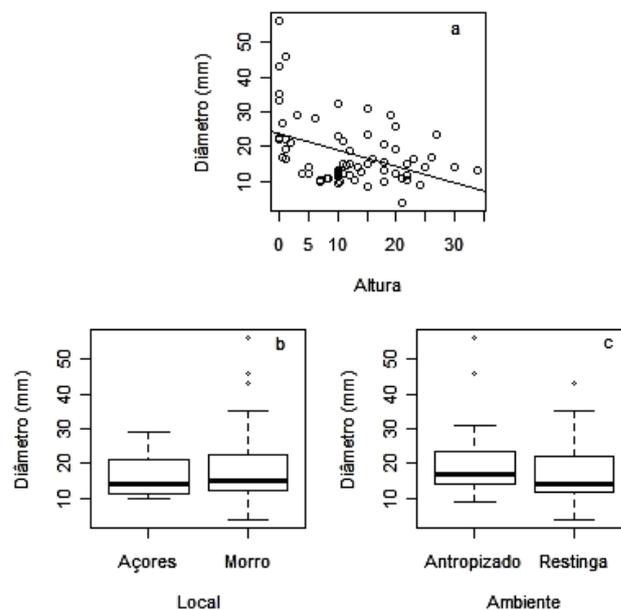


Figura 2. Variação do diâmetro das tocas de *O. quadrata* em função da (a) Altura, estratificação vertical; (b) Local (Praia dos Açores ou Morro das Pedras); (c) Ambiente (antropizado/ alterado ou restinga). Em (a), a linha contínua representa a reta da regressão linear simples ajustada. Em (b) e (c), os traços maiores representam a mediana; as caixas, os quartis de 25-75%; e os traços menores, os valores mínimos e máximos encontrados.

Além disso, neste mesmo trabalho, desenvolvido em uma praia no sul do Brasil, Alberto e Fontoura (1999) observaram que o fenômeno da ressaca no mar pode acarretar no encobrimento da população por dias, independente das condições climáticas posteriores à tempestade. Tais acontecimentos podem deslocar o padrão de

distribuição das tocas, ocorrendo o maior aparecimento destas em áreas mais altas da praia. Outrossim, pode-se inferir que indivíduos que constroem suas tocas em regiões abaixo da linha da maré tem, provavelmente, um maior gasto energético na manutenção das tocas, uma vez que as ondas carregam grande quantidade de areia, alterando a configuração superficial das tocas.

Outro fator a ser considerado é a maior disponibilidade de recursos alimentares (*e.g.* insetos, restos de alimentos) em áreas próximas da restinga ou áreas de ocupação antrópica. Dessa forma, sugere-se que a dispersão de caranguejos sobre o perfil da praia possa ocorrer devido ao hábito alimentar destes animais (STEINER; LEITHERMAN, 1981). É possível que a variação vertical de recursos alimentares esteja influenciando a ocupação das populações das praias dos Açores e Morro das Pedras, já que recursos distribuídos heterogeneamente induzem os indivíduos a se distribuírem de forma aglomerada nos limites com maior disponibilidade dos mesmos (SICSU et al., 2011).

Variação da distância de tocas vizinhas

Entre os modelos gerados para investigar os fatores determinantes para a variação de distância de tocas vizinhas, o mais parcimonioso foi o modelo que incluiu as variáveis Diâmetro e Altura (Modelo: $\text{DistV} \sim \text{Diâmetro} + \text{Altura}$). No entanto, não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,05$; Tabela 2), ou seja, a hipótese central alternativa de que o tamanho da toca é determinante para a distância da toca mais próxima foi rejeitada (Fig. 3).

Tabela 2. Diagnóstico da regressão para o modelo linear mais parcimonioso, com suas respectivas estimativas (coeficientes), erro padrão (EP), *t* valor e *p* valor. As variáveis incluídas neste modelo selecionado foram: Altura (estratificação vertical); e Diâmetro das tocas. Os (***) destacam *p* valor altamente significativos ($p < 0,001$).

	Estimativa	EP	<i>t</i> valor	<i>p</i> valor	
(Intercepto)	1098,441	0,235	4,680	1,53e-05	***
Diâmetro	-0,008	0,008	-1,090	0,280	
Altura	-0,009	0,009	-1,025	0,309	

Este resultado sugere a ausência de territorialidade nos ambientes estudados. Porém, estudo semelhante com outra espécie de Ocypodidae (ROCHA, 2008) constatou que áreas com alta densidade e, conseqüentemente, elevada competição por espaço, pode reduzir o tamanho do território. Pode-se sugerir, portanto, que o tamanho do território está negativamente relacionado à densidade populacional dos ambientes estudados. Da mesma forma, outra condição para a ausência de relação entre as distâncias entre tocas e o tamanho destas é a distinção entre machos e fêmeas no que se refere à defesa de território. É possível que indivíduos fêmeas sejam menos territorialistas, bem como machos tolerem a presença das fêmeas em seus territórios, comportamento comumente observado para outras espécies (ADAMS, 2001). Trabalhos futuros devem explorar esta potencial influência do sexo.

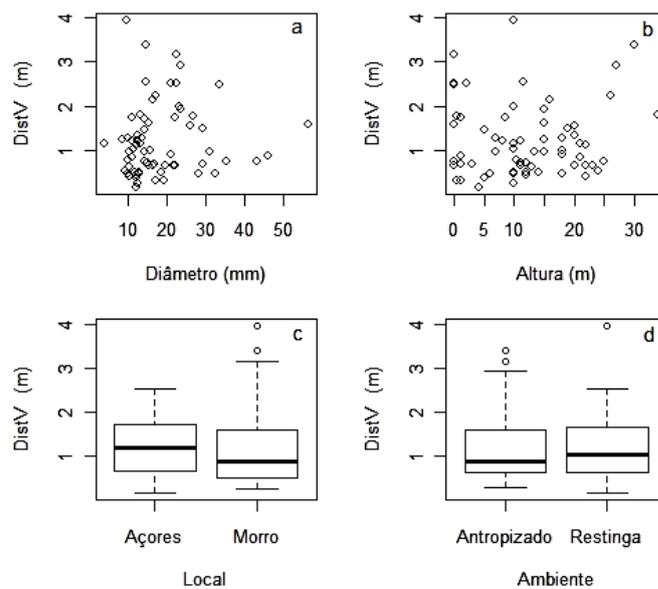


Figura 3. Variação da distância entre tocas de *O. quadrata* em função do (a) Diâmetro; (b) Altura (estratificação vertical); (c) Local (Praia dos Açores ou Morro das Pedras); e (d) Ambiente (antropizado/ alterado ou restinga). Em (a) e (b), a linha contínua representa a reta da regressão linear simples ajustada. Em (c) e (d), os traços maiores representam a mediana; as caixas, os quartis de 25-75%; e os traços menores, os valores mínimos e máximos encontrados.

Variação da densidade

Quando se avaliou a quantidade de tocas adjacentes à toca central como variável resposta, o modelo mais parcimonioso incluiu as covariáveis Diâmetro e Altura (Modelo: $N_{\text{tocas}} \sim \text{Diâmetro} + \text{Altura}$) como determinantes. Porém, apenas a variável Diâmetro foi significativa ($p < 0,05$; Tabela 3), sugerindo que, quanto maior o tamanho da toca, menor a densidade de tocas adjacentes (Fig. 4).

Tabela 3. Diagnóstico da regressão para o modelo linear mais parcimonioso, com suas respectivas estimativas (coeficientes), erro padrão (EP), t valor e p valor. As variáveis incluídas neste modelo selecionado foram: Diâmetro da toca central; Altura (estratificação vertical); e a interação entre Diâmetro e Altura. Os (**) destacam p valor estatisticamente significativos ($p < 0,05$) e (***), valores altamente significativos ($p < 0,001$).

	Estimativa	EP	t valor	p valor	
(Intercepto)	31011,134	0,346	8,962	< 2e-16	***
Diâmetro	-0,039	0,014	-2,790	0,005	**
Altura	-0,020	0,026	-0,747	0,455	
Diâmetro:Altura	<0,001	0,001	0,165	0,869	

Embora não haja relação entre o diâmetro da toca e a distância à toca adjacente, a existência da relação entre diâmetro e densidade de tocas é um indício de interações competitivas e provavelmente de comportamento agonístico. Como citado anteriormente, indivíduos maiores possuem requisitos alimentares maiores e, na maioria das vezes, são competitivamente mais bem sucedidos, o que, provavelmente, coíbe a construção de outras tocas nas proximidades de suas áreas de ocupação. Em um estudo em áreas de mangue, Rocha (2008) constatou que o tamanho do residente influencia a quantidade de tocas próximas e, conseqüentemente, no tamanho da área defendida dos machos de caranguejo do gênero *Uca*.

A partir dos resultados obtidos pode-se concluir que a estratificação vertical é um fator importante que influencia a distribuição de *O. quadrada* de acordo com o seu tamanho e, portanto, estágio de desenvolvimento. O tamanho, por sua vez, não interfere na distância em relação à toca mais próxima, no entanto, interfere na densidade relativa de tocas, e esta possivelmente é um reflexo de

comportamentos territorialistas da espécie. Ainda que não foram observadas distinções na distribuição espacial de *O. quadrata* entre as praias estudadas, é essencial destacar que cada ambiente apresenta suas peculiaridades no que se refere à configuração espacial, características físico-químicas, efeitos de maré e, conseqüentemente, disponibilidade de recursos, o que legitima a necessidade de realização de estudos populacionais da espécie nos mais diferentes tipos de praias.

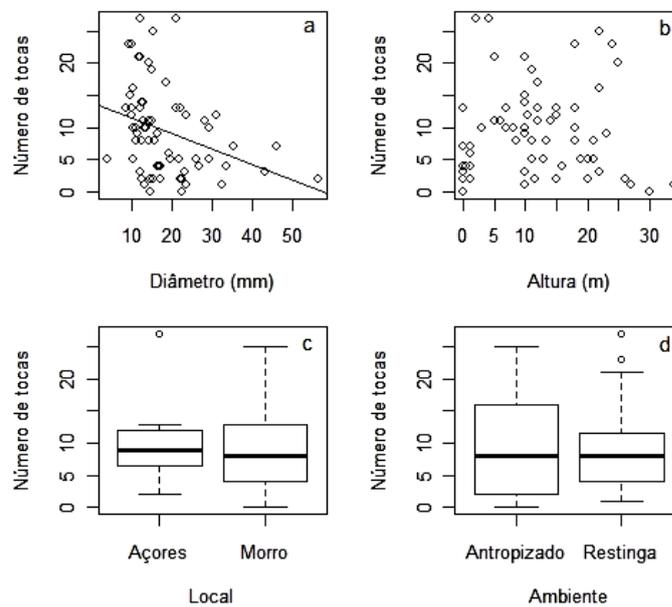


Figura 4. Variação do número de tocas de *O. quadrata* em função do (a) Diâmetro; (b) Altura (estratificação vertical); (c) Local (Praia dos Açores ou Morro das Pedras); e (d) Ambiente (antropizado/ alterado ou restinga). Em (a) e (b), a linha contínua representa a reta da regressão linear simples ajustada. Em (c) e (d), os traços maiores representam a mediana; as caixas, os quartis de 25-75%; e os traços menores, os valores mínimos e máximos encontrados.

Agradecimentos

Agradecemos às colegas Beatriz Schulze, Júlia Nunes e Anna Jacinta Mello, pelo auxílio na coleta de dados. Também aos funcionários do PMLP e à FLORAM pela colaboração e espaço cedido.

Referências bibliográficas

- ADAMS, E. S. Approaches to the study of territory size and shape. **Ecology**, v. 32, p. 277-303, 2001.
- ALBERTO, R. M. F.; FONTOURA, M. F. Age structure spatial distribution of *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) on a sandy beach from the South Coast of Brazil (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, p. 95-108, 1999.
- ARAUJO, C. C. V.; ROSA, D. M.; FERNANDES, J. M. Densidade e distribuição espacial do caranguelo *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Ocypodidae) em três praias arenosas do Espírito Santo, Brasil. **Biotemas**, v. 21, p. 73-80, 2008.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology: from individuals to ecosystems**. Oxford: Blackwell Publishing, 2006.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. **Sociological Methods in Research**, v. 33, p. 261–304, 2004.
- CALLIARI, L. J., MUEHE, D., HOEFEL, F. G.; TOLDO JR., E. E. Morfodinâmica praial: uma breve revisão. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 50, p. 63-78, 2003.
- DUNCAN, G. A. Burrows of *Ocypode quadrata* (Fabricius) as related to slopes of substrate surface. **Journal of Paleontology**, v. 60, n. 2, p. 384-389, 1986
- NALESSO, R.C. Os decápodes Brachyura e Anomura da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. (Eds.). **Estação Ecológica Juréia-Itatins – Ambiente físico, flora e fauna**. Ribeirão Preto: Editora Holos, 2004. p. 189-197.
- PHILLIPS, A.M. The ghost crabs – adventures investigating the life of a curious and interesting creature that lives on our doostep, the only large crustacean of our North Atlantic coast that passes a good part of his life on land. **Natural History**, v. 43, p. 36-41, 1940.
- QUIJÓN, P., JARAMILLO, E.; CONTRERAS, H. Distribution and habitat structure of *Ocypode gaudichaudii* H. Milne Edwards & Lucas, 1843, in sandy beaches of Northern Chile. **Crustaceana**, v. 74, p. 91-103, 2001.
- OLIVEIRA, U. R.; BARLETTA, R. C.; PEIXOTO, J. R. V.; HORN FILHO, N. O. Características morfodinâmicas da praia do Pântano do Sul, Ilha de Santa Catarina, Brasil. **Pesquisas em Geociências**, v. 36, n. 3, p. 237-250, 2009.

R CORE TEAM DEVELOPMENT. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em 03 nov. 2011.

ROCHA, R. A. Tamanho do residente e densidade populacional influenciam a área territorial de machos do caranguejo chama-maré *Uca* sp. (Decapoda: Ocypodidae). In: MACHADO, G.; PRADO, P. I. K. L.; OLIVEIRA, A. A. (Eds.). **Prática da Pesquisa em Ecologia da Mata Atlântica**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2008.

SICSU, P.; FRIGERI, E.; MOUTINHO, M. F.; BELO, R.M. Indivíduos maiores da maria-farinha *Ocypode quadrata* (Crustacea: Brachyura) possuem maiores territórios. **Prática da Pesquisa em Ecologia da Mata Atlântica**, 2011.

STEINER, A. J.; LEATHERMAN, S.P. Recreational impacts on the distribution of ghost crabs *Ocypode quadrata* (Fabricius). **Biological Conservation**, v. 20, p. 111-122, 1981.

STRACHAN, P. H., SMITH, C. R., HAMILTON, D. A. B., TAYLOR, A. C.; ATKINSON, R. J. A. Studies on the ecology and behaviour of the ghost crab *Ocypode cursor* (L.) in the northern Cyprus. **Scientia Marina**, v. 63, n. 1, p. 51-60, 1999.

TURRA, A.; GONÇALVES, M. A. O.; DENADAI, M. R. Spatial distribution of the ghost crab *Ocypode quadrata* in low-energy tide-dominated sandy beaches. **Journal of Natural History**, v. 39, n. 23, p. 2163-2177, 2005.

WILSON, E. O. **Sociobiology: the new synthesis**. Cambridge, Massachusetts: Harvard University Press, 1975.

WRIGHT, L. D.; SHORT, A. D. Morphodynamics variability of surf zones in Australia. In: KOMAR, P. D (Ed.). **Handbook of coastal processes and erosion**. Boca Raton, Florida: CRC Press, 1983. p. 35-64.

WOLLCOTT, T. G. Ecological role of ghost crabs, *Ocypode quadrata* (Fabricius) on an ocean beach: scavengers or predators. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 81, p. 67-82, 1978.

ZUUR, A. F.; LENO, E. .N. ; WALKER, N.; SAVELIEV, A. A.; SMITH, G. M. **Mixed effects models and extension in ecology with R**. New York: Springer, 1999. 574 p.