

TEORIA E PRÁTICA EM ECOLOGIA DE AMBIENTES TROPICAIS

LIVRO DE RELATÓRIOS DO CURSO DE ECOLOGIA DE CAMPO

Juliana Déo Dias • Eduardo Martins Venticinque
Guilherme Ortigara Longo • Mauro Pichorim • Ana Elizabeth Bonato
Asato Fernanda Lamin Henrique • Kelly Yumi Inagaki

Organizadores


edufrn
Editora da UFRN

Reitor

José Daniel Diniz Melo

Vice-Reitor

Henio Ferreira de Miranda

Diretoria Administrativa da EDUFRN

Maria da Penha Casado Alves (Diretora)
Helton Rubiano de Macedo (Diretor Adjunto)
Bruno Francisco Xavier (Secretário)

Conselho Editorial

Maria da Penha Casado Alves (Presidente)
Judithe da Costa Leite Albuquerque (Secretária)
Adriana Rosa Carvalho
Alexandro Teixeira Gomes
Elaine Cristina Gavioli
Everton Rodrigues Barbosa
Fabrício Germano Alves
Francisco Wildson Confessor
Gilberto Corso
Gleydson Pinheiro Albano
Gustavo Zampier dos Santos Lima
Izabel Souza do Nascimento

Josenildo Soares Bezerra
Ligia Rejane Siqueira Garcia
Lucélio Dantas de Aquino
Marcelo de Sousa da Silva
Márcia Maria de Cruz Castro
Márcio Dias Pereira
Martin Pablo Cammarota
Nereida Soares Martins
Roberval Edson Pinheiro de Lima
Tatiana Mabel Nobre Barbosa
Tercia Maria Souza de Moura Marques

Secretária de Educação a Distância

Maria Carmem Freire Diógenes Rêgo

Secretária Adjunta de Educação a Distância

Ione Rodrigues Diniz Moraes

Coordenadora de Produção de Materiais Didáticos

Maria Carmem Freire Diógenes Rêgo

Coordenadora de Revisão

Aline Pinho Dias

Coordenador Editorial

Kaline Sampaio

Gestão do Fluxo de Revisão

Edineide Marques

Gestão do Fluxo de Editoração

Rosilene Paiva

Conselho Técnico-Científico – SEDIS

Maria Carmem Freire Diógenes Rêgo – SEDIS (Presidente)
Aline de Pinho Dias – SEDIS
André Moraes Gurgel – CCESA
Antônio de Pádua dos Santos – CS
Célia Maria de Araújo – SEDIS
Eugênia Maria Dantas – CCHLA
Ione Rodrigues Diniz Moraes – SEDIS

Isabel Dillmann Nunes – IMD

Ivan Max Freire de Lacerda – EAJ

Jefferson Fernandes Alves – SEDIS

José Querginaldo Bezerra – CCET

Lilian Giotto Zaros – CB

Marcos Aurélio Felipe – SEDIS

Maria Cristina Leandro de Paiva – CE

Maria da Penha Casado Alves – SEDIS

Nedja Suely Fernandes – CCET

Ricardo Alessandro de Medeiros Valentim – SEDIS

Sulemi Fabiano Campos – CCHLA

Wicliffe de Andrade Costa – CCHLA

Revisão de ABNT

Edineide Marques

Revisão Língua Portuguesa

Emanuelle Diniz

Foto da capa

Márcio Zikán Cardoso

Diagramação

Zenobio de Almeida Ramos Neto

60
anos

Fundada em 1962, a EDUFRN permanece dedicada à sua principal missão: produzir livros com qualidade editorial, a fim de promover o conhecimento gerado na Universidade, além de divulgar expressões culturais do Rio Grande do Norte.

Obra financiada pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte, com recursos do Fundo Editorial da UFRN. A avaliação da obra foi feita por avaliadores/consultores ad hoc com base nos critérios de seleção do Edital 02.2019 da Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Norte - EDITAL DE APOIO À PUBLICAÇÃO DE LIVROS.

Catálogo da publicação na fonte. UFRN/Secretaria de Educação a Distância.

Teoria e prática em ecologia de ambientes tropicais - Livro de relatórios do Curso de Ecologia de Campo [recurso eletrônico] / Organizado por Eduardo Martins Venticinquê, Guilherme Ortigara Longo, Juliana Déo Dias, Mauro Pichorim, Ana Elizabeth Bonato Asato, Fernanda Lamin Henrique e Kelly Yumi Inagaki. – 1. ed. – Natal: EDUFRN, 2022.
2500 KB.; 1 PDF.

ISBN nº 978-65-5569-156-6

1. Ecologia. 2. Ambientes Tropicais. 3. Ecologia de Campo. I. Venticinquê, Eduardo Martins. II. Longo, Guilherme Ortigara. III. Dias, Juliana Déo. IV. Pichorim, Mauro. V. Asato, Ana Elizabeth Bonato. VI. Henrique, Fernanda Lamin. VII. Inagaki, Kelly Yumi.

CDU 577
T314

Elaborada por Edineide da Silva Marques CRB-15/488.

Juliana Déo Dias
Eduardo Martins Venticinque
Guilherme Ortigara Longo
Mauro Pichorim
Ana Elizabeth Bonato Asato
Fernanda Lamin Henrique
Kelly Yumi Inagaki
Organizadores

TEORIA E PRÁTICA EM ECOLOGIA DE AMBIENTES TROPICAIS

Livro de Relatórios do Curso de Ecologia de Campo

Natal, 2022

Sumário

APRESENTAÇÃO	16
SEÇÃO I: AMBIENTES AQUÁTICOS	18
VOCÊ PINÇA COMO EU PINÇO? AGRESSIVIDADE DE <i>UCA LEPTODACTYLA</i> EM RESPOSTA AO ADENSAMENTO POPULACIONAL	19
<i>Priscila A. Moura</i> <i>Tales Martins</i> <i>Marcelo C. Rodrigues</i> <i>Gabriel H.S. Silva</i>	
ESCOLHA E PERMANÊNCIA EM REFÚGIO POR <i>POECILIA VIVIPARA</i> (BLOCH; SCHNEIDER, 1801) SOB RISCO DE PREDACÃO	32
<i>Adriano Mota</i> <i>Henrique Borborema</i> <i>Jean P. Silva-Jorge</i> <i>Virgínia Paixão</i>	
COMPORTAMENTO DO RIVULUS DO MANGUEZAL <i>KRYPTOLEBIAS</i> <i>HERMAPHRODITUS</i> (COSTA, 2011) SOB RISCO DE PREDACÃO	48
<i>Ana E. B. Asato</i> <i>Gabriel H. S. Silva</i> <i>Jean P. Silva-Jorge</i> <i>Jessica Bleuel</i> <i>Marina S. Moura</i>	

**PLASTICIDADE FENOTÍPICA DE
PORTULACA SP. EM ÁREAS
ARENOSAS E ALAGADAS** 65

Ana E. B. Asato

Ellen Mões

Louize Freyre

Maria Iohara Quirino

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL, ALOMETRIA
E PADRÕES DE COLORAÇÃO DE
UCA LEPTODACTYLA** 76

Henrique Borborema

Louize Freyre

Kelly Inagaki

Bruno C. Lonzetti

Thayná L. S. R. Costa

Marcelo Rodrigues

**SALGADO, PORÉM GOSTOSO:
A RELAÇÃO ENTRE MANGUE E
SEUS INIMIGOS NATURAIS** 92

Ana E. B. Asato

Anderson Belo

Gabriel H. S. Silva

Kelly Inagaki

Raiane Fernandes

Virgínia Paixão

**CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS DE
ESPÉCIES ARBÓREAS DO MANGUEZAL
EM DIFERENTES AMBIENTES** 103

Jessica Bleuel

Marina S. Moura

Mery Alencar

Thayná S. R. Costa

**INFLUÊNCIA DA HETEROGENEIDADE
AMBIENTAL NA DISTRIBUIÇÃO
ONTOGENÉTICA DO CARANGUEJO
UCIDES CORDATUS (LINNAEUS, 1763)
EM UM MANGUEZAL PERTURBADO** **116**

Bruno C. Lonzetti

Fernanda Lamin

Jessica Bleuel

Mery Alencar

Paulo I. S. Medeiros

**DIVERSIDADE DE PRODUTORES PRIMÁRIOS
AQUÁTICOS EM DIFERENTES ESCALAS
ESPACIAIS E TEMPORAL EM LAGOAS
RASAS PRÓXIMAS A ESTUÁRIOS** **132**

Emerson S. Dias

Jean P. Silva-Jorge

Maria Iohara Quirino

Milena Cordeiro

Priscilla Ramos

**DO PLÂNCTON AO PEIXE:
PADRÕES DE RIQUEZA EM POÇAS DE MARÉ** **148**

Bruna Carvalho

Milena Cordeiro

Rayane Fernandes

Randson Paixão

Priscilla Ramos

**DO PLÂNCTON AO PEIXE:
DIVERSIDADE β EM POÇAS DE MARÉ
DE UM COSTÃO ROCHOSO
NO LITORAL BRASILEIRO** 161

André Belo

Emerson S. Dias

Fernanda Lamin

Mery Alencar

Paulo I. S. Medeiros

Virgínia Paixão

**PADRÕES DE RIQUEZA DE
FITOPLÂNCTON EM DIFERENTES
TIPOS DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS** 178

Paulo I. S. Medeiros

André Belo

Randson Paixão

Fernanda Lamin

**ASSOCIAÇÕES ENTRE A HERBIVORIA
FOLIAR E AS COMUNIDADES DE
MACROINVERTEBRADOS OCUPANTES
DAS PARTES SUBMERSAS DE
PLANTAS AQUÁTICAS** 197

Bruno C. Lonzetti

Bruna Carvalho

Priscila Ramos

Rayane Fernandes

**EM AMBIENTES AQUÁTICOS, SERIA
ABUNDÂNCIA DE PEIXES DETERMINADA
PELA COMPLEXIDADE ESTRUTURAL DE PLANTAS?** 213

Adriano Mota

Louize Freyre

Marina S. Moura

Randson Paixão

Tales Martins

**SUA TRISTEZA É NOSSA ALEGRIA:
CRACAS VAZIAS COMO REFÚGIO DE
GASTRÓPODE NUM GRADIENTE DE DESSECAÇÃO** 234

*Maria Iohara Quirino
Adriano Mota
Priscila A. Moura
Ellen Mões
Tales Martins*

**TEORIA DE BIOGEOGRAFIA DE ILHAS
EM POÇAS TEMPORÁRIAS DE MANGUEZAL** 249

*Henrique Borburema
Thayná L. S. R. Costa
Bruna Carvalho
Priscila A. Moura
Ellen Mões
Marcelo C. Rodrigues*

SEÇÃO II: AMBIENTES TERRESTRES 265

**TAMANHO É DOCUMENTO?
RELAÇÃO ENTRE CARACTERÍSTICAS
MORFOMÉTRICAS E SUCESSO REPRODUTIVO
EM MACHOS DE CEPHALOCOEMA SP.** 266

*Thayná L. S. R. Costa
Fernanda Lamin
Bruno C. Lonzetti
Milena Cordeiro
Adriano Mota
Priscila A. Moura
Gabriel H. S. Silva*

ENCONTRE-ME SE FOR CAPAZ: PAPEL DA ANTENA NA PERCEÇÃO DE FÊMEAS POR MACHOS DE <i>CEPHALOCOEMA SP.</i>	278
<i>Ana E. B. Asato</i> <i>Priscila A. Moura</i> <i>Marcelo C. Rodrigues</i> <i>Gabriel H. S. Silva</i>	
CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS E AMBIENTAIS RELACIONADAS AO PAREAMENTO EM <i>CEPHALOCOEMA SP.</i>	285
<i>Priscila A. Moura</i> <i>Ellen Mões</i> <i>Tales Martins</i> <i>Marcelo C. Rodrigues</i>	
ESTRATÉGIAS REPRODUTIVAS EM HERBÁCEAS NO SEMIÁRIDO POTIGUAR	306
<i>Ana E. B. Asato</i> <i>Fernanda Lamin</i> <i>Gabriel H. S. Silva</i>	
MELANISMO E PERFORMANCE EM <i>TROPIDURUS SEMITAENIATUS</i>	315
<i>Bruna Carvalho</i> <i>Emerson S. Dias</i> <i>Kelly Inagaki</i> <i>Maria Iohara Quirino</i> <i>Priscilla Ramos</i> <i>Jean P. Silva-Jorge</i> <i>Tales Martins</i>	
RESPOSTA AO RISCO DE PREDACÃO EM RELAÇÃO À TEMPERATURA EM <i>TROPIDURUS SEMITAENIATUS</i>	330
<i>Louize Freyre</i> <i>Maria Iohara Quirino</i> <i>Thayná L. S. R. Costa</i>	

RESPOSTA AO RISCO DE PREDACÃO EM DUAS ESPÉCIES DE ANUROS DA CAATINGA	341
<i>Bruna Carvalho</i>	
<i>Emerson S. Dias</i>	
<i>Jean P. Silva-Jorge</i>	
<i>Kelly Inagaki</i>	
<i>Maria Iohara Quirino</i>	
<i>Priscilla Ramos</i>	
<i>Tales Martins</i>	
INFESTAÇÃO DE ECTOPARASITAS EM COLUMBINA SPP. DE DIFERENTES AMBIENTES EM UMA REGIÃO DE CAATINGA	354
<i>Ana E. B. Asato</i>	
<i>André Belo</i>	
<i>Louize Freyre</i>	
<i>Marcelo C. Rodrigues</i>	
<i>Marina S. Moura</i>	
<i>Michael Pratini</i>	
<i>Mery Alencar</i>	
CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL E PREFERÊNCIAS DE MICRO- HÁBITATS DE TROPIDURUS SEMITAENIATUS EM UM AMBIENTE DE CAATINGA	370
<i>Jessica Bleuel</i>	
<i>Kelly Inagaki</i>	
<i>Paulo I. S. Medeiros</i>	

COMPORTAMENTO DE TROPIDURUS SEMITAENIATUS EM RESPOSTA A INDIVÍDUOS INTRUSOS MACHOS E FÊMEAS	383
<i>Thayná L. S. R. Costa</i>	
<i>Fernanda Lamin</i>	
<i>Bruno C. Lonzetti</i>	
<i>Milena Cordeiro</i>	
<i>Adriano Mota</i>	
<i>Priscila A. Moura</i>	
<i>Gabriel H. S. Silva</i>	
HERBIVORIA DE FOLHAS E FLORES DE CONVULVACEAE EM UM AMBIENTE DE CAATINGA	394
<i>Ellen Mões</i>	
<i>Jessica Bleuel</i>	
<i>Henrique Borburema</i>	
<i>Paulo I. S. Medeiros</i>	
<i>Rayane Fernandes</i>	
<i>Randson Paixão</i>	
<i>Virgínia Paixão</i>	
UMA ABORDAGEM METODOLÓGICA PARA A ECOLOGIA DE MOVIMENTO DE PEQUENOS LAGARTOS	406
<i>Jessica Bleuel</i>	
<i>Kelly Y. Inagaki</i>	
<i>Paulo I. S. Medeiros</i>	

EFEITO DO NÍVEL DE HERBIVORIA E SIMETRIA NO NÚMERO DE VISITANTES FLORAIS DE <i>MELANTHERA LATIFOLIA</i> (GARDNER) CABRERA, ASTERACEAE	418
<i>Bruna Carvalho</i> <i>Milena Cordeiro</i> <i>Rayane Fernandes</i> <i>Ellen Mões</i> <i>Marina S. Moura</i>	
DINÂMICA DA VISITAÇÃO DE FLORES ASSOCIADAS A DUAS ESPÉCIES DE PLANTAS EM UMA ÁREA DA CAATINGA	431
<i>Michael Pratini</i> <i>Randson Paixão</i> <i>Priscilla Ramos</i>	
POR QUE VISITAR UMA DETERMINADA PLANTA? TRAÇOS FUNCIONAIS DAS FLORES NA DETERMINAÇÃO DE VISITANTES	444
<i>Bruno C. Lonzetti</i> <i>Fernanda Lamin</i> <i>Henrique Borburema</i> <i>Tales Martins</i> <i>Virginia Paixão</i>	
PADRÕES ESPACIAIS E MORFOLÓGICOS QUE FAVORECEM A COBERTURA POR TREPadeiras EM ESPÉCIES ARBÓREAS	455
<i>Ana E. B. Asato</i> <i>André Belo</i> <i>Louize Freyre</i> <i>Marcelo C. Rodrigues</i> <i>Marina S. Moura</i> <i>Mery Alencar</i> <i>Michael Pratini</i>	

- INFLUÊNCIA DE FATORES AMBIENTAIS
RELACIONADOS AO SOLO NA ESTRUTURA
DA COMUNIDADE DE FORMIGAS EM
UM AMBIENTE DE CAATINGA** 465
Emerson S. Dias
Henrique Borburema
Virgínia Paixão
- INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO
NA OCUPAÇÃO DE AVES DA FAMÍLIA
COLUMBIDAE EM UMA ÁREA DE CAATINGA** 482
Bruno C. Lonzetti
Jean P. Silva-Jorge
Randson Paixão
- INFLUÊNCIA DA ANTROPIZAÇÃO SOBRE
A AVIFAUNA DE UM AMBIENTE DE CAATINGA** 494
Ellen Mões
Jessica Bleuel
Henrique Borburema
Paulo I. S. Medeiros
Rayane Fernandes
Randson Paixão
Virgínia Paixão
- INFLUÊNCIA DA CONFIGURAÇÃO DA
PAISAGEM SOBRE AS IMBRICADAS
VISITAÇÕES FLORAIS EM MOSAICOS
VEGETAIS DA CAATINGA** 510
Priscilla Ramos
Michael Pratini

SERIA A MIMOSA TENUIFLORA UMA FACILITADORA PARA O ESTABELECIMENTO DE OUTRAS LENHOSAS EM DIFERENTES AMBIENTES?	531
<i>Bruna Carvalho</i>	
<i>Milena Cordeiro</i>	
<i>Rayane Fernandes</i>	
<i>Marina S. Moura</i>	
PADRÕES DE DIVERSIDADE EM POÇAS D'ÁGUA TEMPORÁRIAS DE LAJEDO	543
<i>André Belo</i>	
<i>Adriano Mota</i>	
<i>Emerson S. Dias</i>	
<i>Louize Freyre</i>	
<i>Maria Iohara Quirino</i>	
<i>Mery Alencar</i>	
<i>Thayná L. S. R. Costa</i>	
SOBRE OS AUTORES	553
SOBRE OS ORGANIZADORES	556

Apresentação

O Curso de Ecologia de Campo faz parte da estrutura pedagógica do Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PPGECO – Conceito 6) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte UFRN). Este curso está estruturado em dois módulos, aquático e terrestre, que representam as duas linhas de pesquisa do PPGECO. Não é só mais um componente curricular, mas um momento muito especial para a formação acadêmica e profissional dos futuros mestres ou doutores em Ecologia. É o momento em que estudantes utilizam na prática todos os conhecimentos adquiridos e de forma interdisciplinar. Além disso, se deparam com a realidade e os desafios de ser um jovem cientista. Retirar do campo inspiração para novas hipóteses, formular hipóteses inovadoras, desenvolver projetos orientados e livres, trabalhar em equipe, delinear experimentos, analisar dados, interpretar e discutir os resultados são algumas das atividades que foram realizadas no nosso curso de campo. Algumas semanas imersos nas teorias ecológicas e atividades práticas podem atuar como um gatilho no despertar do interesse dos alunos pela ciência. O curso de campo também representa uma ótima oportunidade para a troca de conhecimentos entre professores do PPGECO e convidados, pós-doutorandos e alunos de mestrado ou doutorado.

Neste ano, tivemos a oportunidade de reformular o módulo de Ecologia de campo aquático com o intuito de aumentar a participação dos alunos no desenvolvimento de hipóteses ecológicas a serem testadas em ecossistemas aquáticos, modelo similar ao que vinha sendo desenvolvido pelo módulo terrestre.

Essa mudança proporcionou também maior interação entre os dois módulos e, conseqüentemente, o fortalecimento do curso de campo. Os alunos desenvolveram projetos de um dia orientados pelos professores participantes e projetos livres de dois dias. Os resultados dos projetos foram compilados neste documento no formato de artigos científicos, a fim de que as técnicas de redação científica fossem trabalhadas com os alunos.

O curso de campo foi realizado de 14 a 29 de maio de 2018 em duas áreas distintas: (i) na Fazenda Samisa pertencente à UFRN e localizada no município de Extremoz-RN e (ii) na Estação Ecológica do Seridó (ESEC Seridó) localizada no município de Serra Negra do Norte-RN. Nessas duas áreas foi possível explorar diferentes ecossistemas aquáticos e terrestres, tais como lagoas de água doce, lagoas salobras, manguezal, poças de maré, e o tão característico símbolo do Nordeste brasileiro, o bioma caatinga. Certamente esse é um diferencial do nosso curso de campo, por incorporar e estudar na prática tantos ecossistemas diferentes, além de discutir sobre a sua conservação. Nesta edição do curso, participaram dez professores, dos quais seis foram convidados e 28 alunos do Programa de Pós-graduação (21 de mestrado e 7 de doutorado). Por fim, acreditamos que os objetivos deste curso de campo foram cumpridos de forma muito satisfatória, pois hipóteses interessantes e inovadoras foram elaboradas e postas à prova pelos alunos em um ambiente de estudo e cercado de ciência! Com certeza essa experiência será sempre lembrada pelos alunos do PPGECO!

Juliana Déo Dias

Guilherme Ortigara Longo

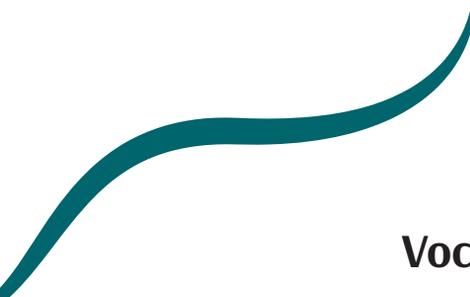
Eduardo Martins Venticinque

Mauro Pichorim

SEÇÃO I

AMBIENTES AQUÁTICOS





Você pinça como eu pinço? Agressividade de *Uca leptodactyla* em resposta ao adensamento populacional

Priscila A. Moura

Tales Martins

Marcelo C. Rodrigues

Gabriel H. S. Silva

RESUMO

A vida em grupo pode ter uma estruturação complexa ou simples e implica em interações interindividuais. Caranguejos chama-maré (*Uca leptodactyla*) organizam-se em grupos conhecidos como bairros nas zonas entremarés de canais estuarinos. Aqui, medimos a densidade mínima para a ocorrência de agressão em *U. leptodactyla* “vizinhos” (do mesmo bairro) e “desconhecidos” (bairros distintos). Montamos 10 arenas de 20 x 20 cm, das quais cinco foram adensadas com indivíduos “vizinhos” e as outras cinco, com indivíduos “desconhecidos”, além dos indivíduos já presentes no local de montagem da arena. A densidade limiar de agressão foi cerca de 215 indivíduos/m² e não diferiu quanto à origem dos caranguejos adicionados. Porém, a densidade limiar foi positivamente relacionada com a densidade inicial da arena. Nossos resultados sugerem que

não há reconhecimento individual em *U. leptodactyla* e que os conflitos ocorrem principalmente pela disputa por tocas quando a densidade ultrapassa o limiar.

Palavras-chave: Adensamento populacional. Comportamento agonístico. Densidade limiar. Caranguejo chama-maré.

INTRODUÇÃO

A vida em grupo pode ter uma estruturação complexa – como em colmeias de abelhas, com divisão de castas e tarefas específicas entre os indivíduos (WESTERKAMP, 1991) – ou simples – como em cardumes de peixes, sem divisão de trabalho ou reconhecimento individual (PARRISH; EDELSTEIN-KESHET, 1999). Apesar de trazer benefícios, como a facilitação social e o aumento da defesa contra a ação de predadores e da eficiência no forrageio, a vida em grupo também incorre em custos, como o aumento da competição e da detectabilidade por predadores, a necessidade de compartilhamento de recursos e a transmissão de doenças (ALCOCK, 2011). Desse modo, a determinação entre viver ou não em grupo está diretamente relacionada à relação entre os custos e os benefícios que cada um dos membros do grupo adquire. Quando os benefícios de viver em grupo forem maiores que os custos, a vida em grupo tende a persistir. Em qualquer outra situação, a vida em grupo não é viável (NOWAK; TARTINA; WILSON, 2010).

O agrupamento de indivíduos implica em ocorrência de interações interindividuais.

Mesmo em grupos menos complexos, em que não há reconhecimento entre vizinhos, pode haver troca de informações e competição por espaço (BUCKLEY, 1997; WEIMERSKIRCH *et al.*, 2010). A estruturação de grupos menos complexos tende a seguir uma lógica com a formação de um gradiente desde a borda, com indivíduos de maior categoria hierárquica no centro (BUCKLEY, 1997). As disputas por postos hierárquicos maiores geram uma dinâmica entre os indivíduos, uma vez que, quanto mais central for a sua localização dentro da colônia, mais protegidos os indivíduos estarão (HAMILTON, 1971; SILK; ALBERTS; ALTMANN, 2003; FORMICA *et al.*, 2012; STANTON; MANN, 2012).

Os caranguejos chama-maré (*Uca leptodactyla*) fazem suas tocas na região entre marés de canais estuarinos e alimentam-se de detritos do solo, formando grupos conhecidos como bairros. Os bairros são hierarquicamente organizados, com as menores categorias hierárquicas na borda e as maiores no centro (SANTOS *et al.*, 2015). Assim, espera-se que indivíduos da mesma vizinhança tenham interagido o suficiente para a determinação de seu status hierárquico, resultando em uma menor frequência de interações agonísticas intrabairros quando comparadas às interbairros, como esperado pelo efeito “inimigo íntimo” (BOOKSMYTHE; JENNIONS; BACKWELL, 2010). Tendo em vista que, para o gênero *Uca*, um dos recursos mais importantes são as tocas (BACKWELL; JENNIONS, 2004) e que machos podem explorar tocas em um raio de até 3,60 m, frequentemente ocasionando conflitos (CANNICCI; FRATINI; VANNINI, 1999), pressupomos que o aumento na densidade local acarretaria aumento do estresse entre os indivíduos daquela área, aumentando a probabilidade de ocorrência de comportamentos agonísticos. Adicionalmente, o nível de

comportamentos agonísticos entre os indivíduos estaria relacionado ao fato de serem vizinhos ou não.

Com isso, nosso objetivo foi verificar se adensamentos entre caranguejos do mesmo bairro são mais tolerados que adensamentos entre caranguejos de bairros distintos. Esperamos que a densidade limiar de agressão seja maior em adensamentos de caranguejos do mesmo bairro; e que quanto maior a densidade inicial de indivíduos, mais rápida será atingida a densidade limiar de agressão.

MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em uma área de manguezal do Centro Tecnológico de Aquicultura (CTA), no município de Extremoz, Rio Grande do Norte. O CTA abrange uma região da bacia do Rio Ceará-Mirim, incluindo uma área estuarina coberta por mangue, onde *U. leptodactyla* ocorre com abundância e em simpatria com outras espécies do gênero. Este estudo foi delimitado em uma zona de borda da vegetação de manguezal, uma vez que *U. leptodactyla* habita regiões do manguezal influenciadas pelas marés, tendo seu pico de atividade durante o período da maré baixa, quando a redução do nível da água forma um banco de areia.

Delineamento experimental

Para determinar a densidade limiar de agressão entre machos de *U. leptodactyla*, montamos 10 arenas de 20 x 20 cm ao longo de um transecto de 50 m, utilizando placas de plástico branco (Figura 1). A distância aproximada entre as arenas foi de 7,5 m. As arenas foram montadas em uma região de ocorrência da espécie, então, em cada arena, havia tocas de caranguejos habitantes, considerados como os “residentes”. O número de residentes era considerado a densidade inicial da arena. Caranguejos que habitavam tocas em um raio de 1 m² a partir da arena foram considerados “vizinhos”. Os indivíduos em tocas a partir de 5 m da arena foram considerados “desconhecidos”, respeitando os limites utilizados em Santos *et al.* (2015).

Antes de iniciarmos o experimento, contamos um minuto de aclimatação para que o efeito do estresse causado pela fixação da arena e pelo deslocar dos observadores sobre os residentes fosse reduzido. Em seguida, um novo caranguejo (“intruso”) era adicionado à arena a cada minuto, aumentando a densidade na arena a uma taxa de 1 indivíduo/minuto. O experimento consistia em dois tratamentos, um em que os intrusos eram os vizinhos, e outro em que os intrusos eram os desconhecidos. Cada tratamento foi replicado cinco vezes, totalizando a montagem de 10 arenas. As primeiras cinco arenas montadas foram para o tratamento dos intrusos vizinhos e as cinco últimas para os intrusos desconhecidos. Cada rodada seguia até que um caranguejo apresentasse o comportamento de agressão física de “luta”. Consideramos a densidade em que ocorria esse comportamento agressivo como a densidade limiar de agressão.

Por fim, para minimizar o efeito do estresse do procedimento sobre os animais, nenhum animal foi reutilizado em rodadas diferentes. Utilizamos apenas caranguejos machos no experimento, pois estes apresentam os displays agressivos na espécie. A variável tamanho corporal não foi considerada, devido a limitações com a logística experimental e principalmente pelo tratamento experimental dos “vizinhos” utilizar organismos encontrados adjacentes à arena, o que não garantia o controle do tamanho corporal neste estudo. Nenhum indivíduo foi sacrificado durante o experimento.

Análise de dados

Utilizamos um teste T para verificar a diferença entre as médias das densidades limiars de agressão entre os dois tratamentos (“vizinhos” e “desconhecidos”). Para avaliar o efeito da densidade inicial sobre a densidade limiar de agressão, juntamente com o efeito dos tratamentos, realizamos uma ANCOVA. Verificamos a normalidade dos dados pelo teste de Shapiro-Wilks. Todas as análises foram desenvolvidas no R.

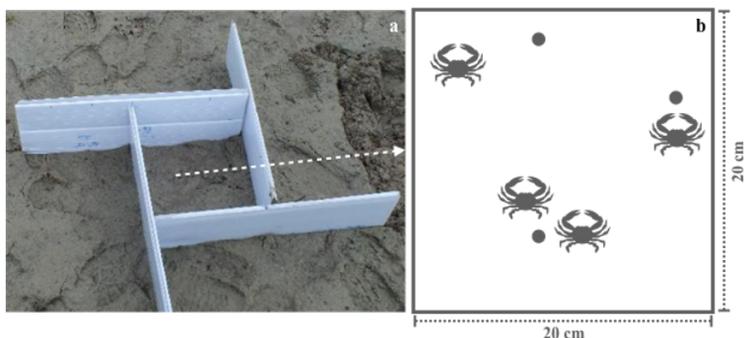


Figura 1 – Arena utilizada para o experimento de determinação da densidade limiar de agressão: foto da arena antes da realização do experimento (a) e ilustração do experimento com caranguejos disputando tocas (bolinhas) (b).
Fonte: autoria própria.

RESULTADOS

O comportamento de luta não foi influenciado pela origem dos indivíduos introduzidos à arena, mas sim pela densidade de indivíduos presentes na arena no momento do primeiro confronto (Figura 2). A média da densidade limiar de agressão foi semelhante para os dois grupos (vizinhos: 220 indivíduos/m²; desconhecidos: 210 indivíduos/m²).

A densidade limiar de agressão apresentou relação direta com a densidade inicial na arena, independentemente da origem dos intrusos (Figura 3). Além disso, o número médio de intrusos adicionados à arena até a ocorrência da densidade limiar de agressão foi igual para os dois grupos (3,8 indivíduos).

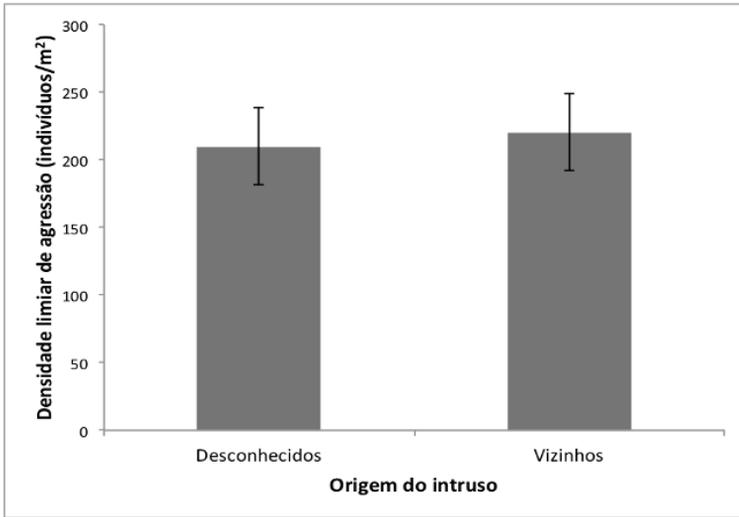


Figura 2 – Média (\pm EP) da densidade limiar de agressão em função da origem do intruso ($t = -0,2760$; $p = 0,7895$).
 Fonte: autoria própria.

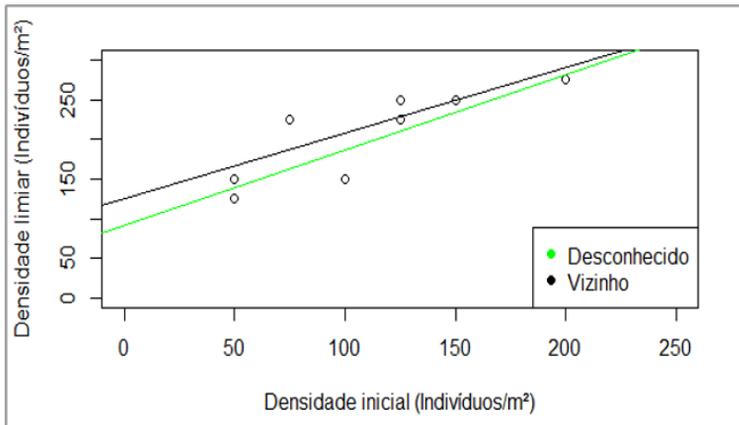


Figura 3 – Relação entre a densidade inicial, a origem do intruso e a densidade limiar de agressão de acordo com a ANCOVA ($R^2 = 0,7797$; densidade inicial: $p = 0,014$; origem: $p = 0,5364$; densidade inicial*origem: $p = 0,7684$).
 Fonte: autoria própria.

DISCUSSÃO

Contrariamente ao esperado, encontramos que a densidade limiar de agressão independe da origem dos intrusos. Neste experimento, a agressão entre machos de *Uca leptodactyla* foi influenciada apenas pela quantidade de indivíduos que estavam fora de suas tocas e adensados na arena.

O fato de a origem do caranguejo intruso não afetar a densidade limiar de agressão levanta alguns questionamentos. O primeiro diz respeito à delimitação do que é ser vizinho ou desconhecido. Neste experimento, consideramos como vizinhos todos os intrusos encontrados dentro de um raio de 1 m^2 da arena; e como desconhecidos todos aqueles encontrados a mais do que 5 m^2 da arena. Como a área de vida para um indivíduo macho de *U. leptodactyla* pode variar entre $0,76$ e $1,64 \text{ m}^2$ (VITOR, 2013), a distância de 5 m^2 que adotamos aqui para considerar os indivíduos como sendo desconhecidos tem uma boa margem de segurança. O segundo questionamento diz respeito ao tamanho dos indivíduos. Em nosso experimento, não controlamos o tamanho corporal e consideramos apenas a origem dos indivíduos. Em algumas arenas, notamos a presença de indivíduos visivelmente maiores – e com quelípodos maiores – que outros apresentavam comportamentos agonísticos com maior frequência. Especificamente, em uma das observações, o confronto foi iniciado por um intruso com quelípodo maior contra um residente, que perdeu sua toca. Em seguida, o intruso entrou em confronto com outro intruso de quelípodo de tamanho equivalente, enquanto o residente apenas fugiu. Nesse ponto, acreditamos que tanto o tamanho dos indivíduos quanto o tamanho de seus quelípodos têm influência sobremaneira nos resultados, mascarando o efeito da origem dos indivíduos. Para

eliminar esse ruído, o ideal seria utilizar indivíduos de tamanhos similares para medir com acurácia a influência da origem, como realizado em um estudo anterior (SANTOS *et al.*, 2015).

De qualquer modo, nosso estudo mostrou que a densidade limiar de agressão entre indivíduos de *U. leptodactyla* aumentou em função da densidade inicial. No experimento, a densidade inicial (de residentes) foi inferida pelo número de tocas disponíveis dentro da arena, uma vez que em todas as tocas havia um indivíduo. Cada indivíduo intruso adicionado à arena teria duas opções: expulsar um indivíduo residente de sua toca ou construir uma nova toca. Em nosso experimento, a agressão era sempre iniciada pelo indivíduo intruso. Porém, não houve diferença entre qual indivíduo era o receptor da agressão (residente ou intruso). Com isso, a ocorrência de agressão parece ter sido um reflexo do adensamento ou da densidade percebida, ou seja, o que foi determinante para atingir a densidade limiar de agressão foi a adição dos intrusos (média = 3,8 intrusos/arena) e não a presença dos residentes *per se*. Para isolar o efeito do adensamento, eliminando o efeito da densidade inicial, sobre a densidade limiar de agressão, um experimento futuro poderia consistir em uma arena “alien”, ou seja, um local neutro, sem a presença de residentes nem de tocas, apenas com a adição de intrusos.

Uma limitação do nosso estudo foi a interferência indireta dos observadores sobre os residentes. Como caranguejos possuem receptores sensíveis ao movimento, o impacto no solo por meio da nossa presença possivelmente disparou um mecanismo de alarme nos indivíduos residentes, alertando-os sobre um perigo iminente. Como a tendência de indivíduos em estado de alerta é a de se abrigar, inicialmente, os residentes não saíram de suas tocas e, por essa razão, as agressões eram sempre iniciadas pelos intrusos, reforçando a ideia de que a

densidade inicial *per se* não foi a influência principal sobre os resultados. Alternativamente, o estresse causado aos indivíduos poderia ser minimizado através de um maior período de aclimatação dos residentes após a montagem da arena e/ou de uma menor intrusão durante a observação. O uso de câmeras de filmagem para registro dos comportamentos, minimizando o efeito da proximidade dos observadores, seria adequado para estudos futuros.

REFERÊNCIAS

ALCOCK, J. **Comportamento Animal** - Uma Abordagem Evolutiva. Porto Alegre: Artmed, 2011.

BACKWELL, P. R. Y.; JENNIONS, M. D. Coalition among male fiddler crabs: Seeing off a neighbour's intruder may be easier than negotiating with a larger usurper. **Nature**, v. 430, n. 6998, p. 417, 2004.

BOOKSMYTHE, I.; JENNIONS, M. D.; BACKWELL, P. R. Y. Investigating the 'dear enemy' phenomenon in the territory defence of the fiddler crab, *Uca mjoebergi*. **Animal Behaviour**, v. 79, p. 419-423, 2010.

BUCKLEY, N. J. Spatial-Concentration Effects and the Importance of Local Enhancement in the Evolution of Colonial Breeding in Seabirds. **The American Naturalist**, v. 149, p. 1091-1112, 1997.

CANNICCI, S.; FRATINI, S.; VANNINI, M. Short-range Homing in Fiddler Crabs (Ocypodidae, Genus *Uca*): A Homing Mechanism not Based on Local Visual Landmarks. **Ethology**, v. 105, p. 867-880, 1999.

FORMICA, V. A. *et al.* Fitness consequences of social network position in a wild population of forked fungus beetles (*Bolitotherus cornutus*). **Journal of Evolutionary Biology**, v. 25, p. 130-137, 2012.

HAMILTON, W. D. Geometry for the selfish herd. **Journal of Theoretical Biology**, v. 31, p. 295-311, 1971.

NOWAK, M. A.; TARTINA, C. E.; WILSON, E. O. The evolution of eusociality. **Nature**, v. 466, p. 1057-1062, 2010.

PARRISH, J. K.; EDELSTEIN-KESHET, L. Complexity, patterns and evolutionary trade-offs in animal aggregation. **Science**, v. 284 n. 5411, p. 99-101, 1999.

SANTOS, L. C. *et al.*; Agonistic interactions in the male Fiddler crab *Uca leptodactyla* Rathbun, 1898 at varying densities. **Crustaceana**, v. 88, p. 625-640, 2015.

SILK, J. B.; ALBERTS, S. C.; ALTMANN, J. Social bonds of female baboons enhance infant survival. **Nature**, 302, n. 5648, p. 1231-1234, 2003.

STANTON, M. A.; MANN, J. Early Social networks predict survival in wild bottlenose dolphins. **PLOS One**, v. 7, e47508, 2012.

VITOR, A. C. R. Sincronização de acenos em caranguejos chama-maré (*Uca leptodactyla*, Crustacea: Ocypodidae). 2013. 40 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

WEIMERSKIRCH, H. *et al.* Use of social information in seabirds: compass rafts indicate the heading of food patches. **PLoS ONE**, v. 5, p. 9928, 2010.

WESTERKAMP, C. Honeybees are poor pollinators - Why? **Plant Systematics and Evolution**, v. 177, n. 1/2, p. 71-75, 1991.



Escolha e permanência em refúgio por *Poecilia vivipara* (BLOCH; SCHNEIDER, 1801) sob risco de predação

Adriano Mota
Henrique Borburema
Jean P. Silva-Jorge
Virgínia Paixão

RESUMO

A coexistência de espécies em um hábitat depende muitas vezes de estratégias que minimizem os efeitos de interações antagônicas, como a predação. A escolha e uso de refúgios é uma das estratégias responsáveis por minimizar os efeitos da predação e promover a coocorrência de espécies em comunidades. O objetivo deste estudo foi verificar como a presença do predador influencia o peixe *Poecilia vivipara* no tempo de escolha e no tempo de permanência em dois refúgios (plantas aquáticas). Era esperado que na presença do predador a escolha por um refúgio fosse mais rápida e que após escolhido o refúgio, o peixe passaria um maior tempo no mesmo. O experimento de risco de predação foi feito com indivíduos de *P. vivipara* e plantas aquáticas coletados numa lagoa localizada no CTA-RN. O tempo de escolha por um refúgio não foi diferente entre os tratamentos

com e sem risco de predação, o que refutou a primeira hipótese. É possível que outras pistas (ex.: químicas) de risco de predação, além da visual, fossem necessárias para provocar uma reação mais evidente na presa. O tempo de permanência entre os refúgios diferiu no tratamento com risco de predação, corroborando a segunda hipótese. Isto pode refletir uma percepção de melhor qualidade deste refúgio pelo animal. No tratamento sem risco de predação, o tempo de permanência não variou entre os refúgios, onde os indivíduos apenas se locomoviam entre um refúgio e outro, como num possível reconhecimento do ambiente. Por meio deste estudo, foi possível evidenciar que *P. vivipara*, possivelmente, tem por preferência refúgios que sejam mais fáceis de ser vistos e ocupados, uma vez que apresentou maior tempo de permanência no refúgio com essas características quando sob risco de predação.

Palavras-chave: Ecologia comportamental. Escolha de refúgio. Guppy. Risco de predação.

INTRODUÇÃO

A coocorrência de espécies em uma comunidade depende, muitas vezes, do uso de estratégias que minimizem os efeitos de interações antagonistas, como a predação, a competição e o parasitismo (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). No caso da predação, uma das estratégias mais comuns é a utilização de refúgios que sejam inacessíveis para o predador ou que, no mínimo, tornem as presas menos conspícuas (CROWDER; COOPER, 1982). Nos ambientes aquáticos, os refúgios disponíveis

para espécies nectônicas podem consistir em objetos inanimados, como rochas, ou em outros seres vivos, como vegetais e animais (DIEHL, 1988).

A diversidade vegetal dos bancos de plantas nos corpos aquáticos acaba por gerar também diferenças qualitativas entre os bancos (DIBBLE; THOMAZ, 2006). Um dos indicativos dessa qualidade é a complexidade estrutural (CROWDER; COOPER, 1982; WARFE; BARMUTA, 2004). Bancos formados por plantas com altas densidades de raízes, caules e folhas, apresentam maior complexidade estrutural, e se tornam assim mais valorosos como refúgio contra predadores e como local de forrageamento (PETRY; BAYLEY; MARKLE, 2003; AGOSTINHO *et al.*, 2007).

Poecilia vivipara (BLOCH; SCHNEIDER, 1801) é um peixe nectônico de pequeno porte que hábitat uma variedade de hábitats aquáticos associados a ambientes estuarinos, como poças e canais de manguezais, lagoas costeiras, assim como hábitats alterados, como tanques de piscicultura. Independentemente do hábitat, esta espécie utiliza plantas aquáticas e outros objetos como abrigo. Mediante o supraexposto, o presente estudo objetivou verificar como a presença do predador pode influenciar *Poecilia vivipara* na escolha por refúgio, representado por duas espécies de macrófitas, assim como o tempo de permanência nos refúgios. Nossas hipóteses foram que (i) na presença do predador, a escolha por um refúgio ocorrerá de maneira mais rápida, e que (ii) após escolhido o refúgio, o peixe passaria um maior tempo nele.

MÉTODOS

Coleta de exemplares

Os exemplares de *Poecilia vivipara* usados no experimento foram coletados numa antiga lagoa de criação de camarão, agora em processo de restauração natural (Figura S1), localizada no Centro Tecnológico de Aquicultura (CTA), Extremoz-RN, Brasil. Os indivíduos de *P. vivipara* foram coletados com um puçá com área de coleta de 40 x 20 cm, o qual foi passado repetidas vezes na coluna d'água para captura de indivíduos. Após serem coletados, foram acondicionados em sacos plásticos contendo água da lagoa (Figura S2). Plantas aquáticas, “cabelinho” e “vermelha”, características da lagoa onde os exemplares foram coletados, utilizadas como micro-hábitat pelos peixes residentes da lagoa, também foram coletadas manualmente e acondicionadas em sacos plásticos contendo água da lagoa, onde permaneceram até a montagem do experimento em laboratório. Essas plantas apresentam diferentes arquiteturas. A “cabelinho” possui folhas que ficam adensadas espacialmente, podendo, portanto, conferir um abrigo de melhor qualidade para os peixes. Já a “vermelha” é uma planta com mais espaçamento entre os ramos, que deve favorecer uma menor proteção aos peixes.

Caracterização da arena de teste

O experimento de risco de predação foi realizado em laboratório, utilizando dois aquários de vidro (tratamento controle e tratamento com risco de predação), separados entre si por meio de isopor branco e divididos internamente ao meio, com uma placa de acrílico, para redução da área de testes (Figura S3). Assim, a área de teste era triangular, com 46 cm de base e 22 cm de lado, feitos de vidro e acrílico transparentes. Nos vértices do maior lado, estavam porções das plantas aquáticas (“cabelinho” e “vermelha”), uma de cada lado do aquário, igualmente acessíveis ao peixe. As plantas foram divididas em porções de igual peso, medido em balança de precisão. No terceiro vértice do aquário do tratamento com risco de predação, foi posicionado o predador simulado: uma chumbada, modelo bomba, com aproximadamente 80 g e 8 cm de comprimento. O predador simulado foi fixado com um lacre na ponta do cabo de um puçá de 40 cm de comprimento, de modo a minimizar visibilidade dos pesquisadores quando necessário manipular o predador simulado (Figura S4).

Ensaio experimental

Logo após a coleta, os peixes foram levados ao laboratório e mantidos em um aquário sob temperatura e fotoperíodo naturais. No tratamento controle, em que não havia a presença do predador simulado, o peixe foi inserido no aquário em posição equidistante dos dois potenciais refúgios vegetais, dentro de uma redoma de vidro oco por um minuto, para aclimação

e manutenção da posição antes do teste. Após a aclimação, a redoma foi levantada com cuidado e durante três minutos registramos: (a) o tempo decorrido até a entrada do peixe em um dos refúgios, (b) o primeiro refúgio escolhido (“cabelinho” ou “vermelha”) e (c) seu tempo de permanência nos refúgios.

No tratamento com risco de predação, o peixe foi submetido ao mesmo procedimento de aclimação na redoma descrito anteriormente. Após a remoção da redoma, o predador simulado foi posicionado no terceiro vértice do aquário, equidistante a ambos os refúgios. Após a introdução do predador, caso o peixe não escolhesse um refúgio passados 30 segundos, o predador era movimentado para frente, num deslocamento retilíneo, para não gerar indução de entrada em alguma das plantas. Caso não houvesse procura por refúgio, após a primeira investida, era realizada uma segunda investida (após 30 segundos do primeiro). Se o indivíduo saísse após sua entrada no refúgio, também havia uma nova investida (após 30 segundos de sua saída). Foram observados 32 indivíduos de *P. vivipara* durante a realização do experimento, 16 em cada tratamento. Cada indivíduo foi submetido ao teste uma única vez, e após o experimento foram devolvidos ao ambiente.

Análise dos dados

Para verificar se o tempo de escolha do refúgio diferiu significativamente entre os tratamentos, foi realizado o teste de Mann-Whitney, uma vez que a distribuição dos resíduos dos modelos não foi normal. O teste de Wilcoxon pareado (pois, durante a experimentação um mesmo peixe podia permanecer

na “cabelinho” e na “vermelha”) foi realizado para verificar se houve diferença significativa no tempo de permanência nos refúgios dos tratamentos. O valor crítico de significância (α) utilizado neste estudo foi de 10%, uma vez que o experimento ocorreu apenas em um dia, com tamanho amostral de 32 indivíduos.

RESULTADOS

No tratamento controle quatro indivíduos não entraram em um dos refúgios após serem liberados da redoma de aclimação, enquanto que no tratamento com risco de predação todos os peixes entraram em um dos refúgios. O tempo de escolha do refúgio, macrófita vermelha ou macrófita cabelinho, não diferiu significativamente entre os tratamentos (predador ausente: $69,92 (s) \pm 10,21$; predador presente: $56,19 (s) \pm 9,56$; $p = 0,44$; valores correspondem à média ± 1 desvio padrão) (Figura 1). Quando verificado o tempo de permanência nos refúgios, no tratamento com risco de predação, *Poecilia vivipara* teve maior permanência na macrófita vermelha, diferindo significativamente do tempo em que permaneceu na macrófita cabelinho (vermelha: $89,62 (s) \pm 11,7$; cabelinho: $30,62 (s) \pm 10$; $p = 0,051$), enquanto que no tratamento sem risco de predação, o tempo de permanência da espécie entre os refúgios não diferiu significativamente (vermelha: $27,62 (s) \pm 7,56$; cabelinho: $32,56 (s) \pm 8,46$; $p = 0,81$) (Figuras 2 e 3).

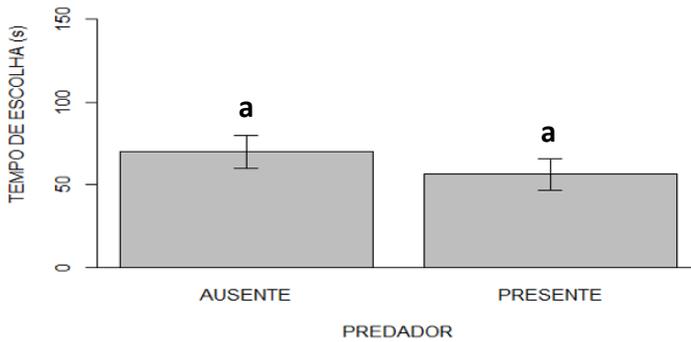


Figura 1 – Tempo de escolha do refúgio(s) por *Poecilia vivipara* entre tratamentos de ausência ou presença do predador numa arena experimental. Barras são médias e linhas são erros padrões da média. Letras iguais representam que não houve diferença significativa. Fonte: autoria própria.

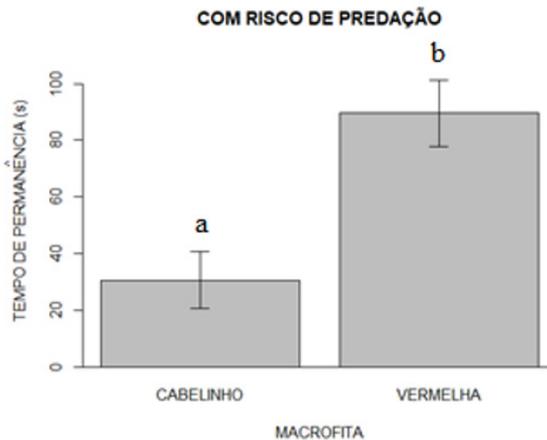


Figura 2 – Tempo de permanência de *Poecilia vivipara* nos dois refúgios (cabelinho e vermelha) para o tratamento com risco de predação. Barras são médias e linhas erros padrões da média. Letras diferentes indicam que houve diferença significativa. Fonte: autoria própria.

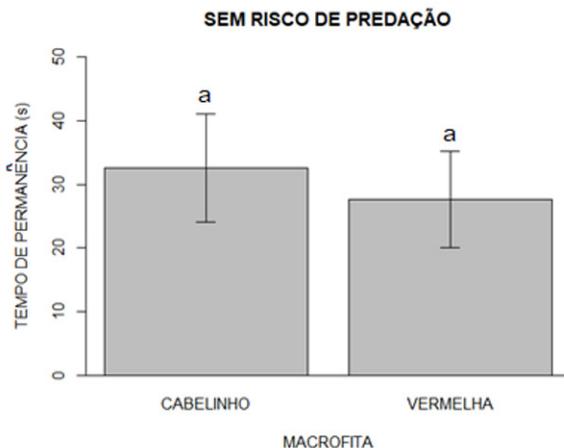


Figura 3 – Tempo de permanência de *Poecilia vivipara* nos dois refúgios (cabelinho e vermelha) para o tratamento sem risco de predação (controle). Barras são médias e linhas erros padrões da média. Letras iguais representam que não houve diferença significativa. Fonte: autoria própria.

DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo evidenciaram que não houve diferença no tempo de escolha entre os tratamentos com e sem risco de predação. Isto sugere que *P. vivipara* provavelmente não respondeu ao risco de predação representado pela presença do predador simulado no presente trabalho, ou que na ausência de risco (tratamento controle) o ambiente foi explorado pelo peixe livremente, com fins de forrageamento. Alguns estudos mostram que em ambientes aquáticos a avaliação de pistas da

predação é extremamente refinada, dependendo não só de estímulos visuais, mas principalmente de estímulos químicos provenientes do predador e do ato da predação (McCOY *et al.*, 2015). A identidade do predador também se mostra importante na indução de defesas antipredação, e presas são capazes de responder de forma diferente de acordo com a espécie predadora (MOROSINOTO; THOMPSON; KORPIMÄKI, 2009). Dessa forma, apesar de observar que a simulação da predação no experimento pode afugentar *P. vivipara*, talvez o estímulo visual e a investida do predador sobre a presa não sejam suficientes para desencadear uma resposta antipredação significativa, dado que outros parâmetros do reconhecimento não estavam presentes no sistema. Todos os indivíduos utilizados nos ensaios tiveram um tempo de aclimação, assim, é possível que *P. vivipara* tenha considerado que não havia predadores na água devido à ausência de pistas químicas do risco. Isto faz sentido se considerarmos que as interações predador-presa são regidas por fatores relacionados à coevolução das espécies de predador e presa e que os custos da capacidade de reconhecer o predador através de pistas químicas são compensados com o aumento do tamanho populacional (SANTANGELO *et al.*, 2010).

Já quando observamos o tempo de permanência em cada refúgio, houve diferença significativa entre os tratamentos sem e com risco de predação. A diferença no tempo de permanência entre as macrófitas no tratamento com risco de predação, onde eles passaram mais tempo na planta vermelha, pode refletir uma percepção de melhor qualidade deste refúgio pelo animal. No ambiente natural, “cabelinho” parece ser um refúgio de melhor qualidade, por ser constituída por ramos que se adensam e formam sombreamento no micro-hábitat, em comparação à “vermelha”. Porém, no sistema artificial, a

“cabelinho” estava compactada e mais adensada do que normalmente é no ambiente natural, o que pode ter representado para os indivíduos um ambiente de difícil locomoção e visibilidade, o que aumentaria sua vulnerabilidade. Já a vermelha, por apresentar ramos mais espessos e não se compactar semelhante a cabelinho, pode ter representado para os indivíduos um refúgio de melhor qualidade, no sistema artificial. De acordo com Petry, Bayley e Markle (2003) e Agostinho *et al.* (2007), meso ou micro-hábitats formados por vegetais que possuem maior adensamento de raízes, caules e folhas, tornam-se refúgios mais valorosos contra predadores.

É importante salientar que apesar de o tempo de escolha não ter sido influenciado de forma significativa pela presença do predador, os indivíduos se mostravam afugentados quando da investida do objeto sobre eles. Além disso, no tratamento com risco de predação, o tempo de permanência em um dos refúgios diferiu, o que sugere uma avaliação de melhor qualidade do refúgio para o peixe, representado pela macrófita vermelha. É provável que o tempo de escolha do refúgio não seja uma boa medida de percepção e resposta ao risco de predação, o que fez com que nossa primeira hipótese não fosse aceita. Sugere-se que estudos futuros possam ser realizados utilizando outras medidas de resposta antipredação, a fim de melhor elucidar questões referentes à interação predador-presa. Por meio deste estudo, foi possível evidenciar que *P. vivipara* possivelmente tem por preferência refúgios que sejam mais fáceis de serem vistos e ocupados pela presa, uma vez que apresentou maior tempo de permanência na macrófita vermelha.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A. *et al.* Influence of the macrophyte *Eichhornia azurea* on fish assemblage of the Upper Paraná River floodplain (Brazil). **Aquatic Ecology**, v. 41, p. 611-619, 2007.

ATTRILL, M. J.; STRONG, J. A.; ROWDEN, A. A. Are macroinvertebrate communities influenced by seagrass structural complexity? **Ecography**, v. 23, p. 114-121, 2000.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia de Indivíduos a Ecosystemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.

CROWDER, L. B.; COOPER, W. E. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. **Ecology**, v. 63, p. 1802-1813, 1982.

DIBBLE, E. D.; THOMAZ, S. M. A simple method to estimate spatial complexity in aquatic plants. **Brazilian Archives in Biology and Technology**, v. 49, p. 421-428, 2006.

DIEHL, S. Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. **Oikos**, v. 53, p. 207-214, 1988.

MCCOY, M. W. *et al.* Risk assessment based on indirect predation cues: revisiting fine-grained variation. **Ecology and evolution**, v. 5, p. 4523-4528, 2015.

MOROSINOTTO, C.; THOMSON, R. L.; KORPIMÄKI, E.
Habitat selection as an antipredator behaviour in a multi-
predator landscape: all enemies are not equal. **Journal
of Animal Ecology**, v. 79, n. 2, p. 327–333, 2010.

PETRY, P.; BAYLEY, P. B.; MARKLE, D. F. Relationships
between fish assemblages, macrophytes and environmental
gradients in the Amazon River floodplain. **Journal
of Fish Biology**, v. 63, n. 3, p. 547– 579, 2003.

SANTANGELO, J. M. *et al.* Predation cues do not affect the
induction and termination of diapause in small-bodied
cladocerans. **Freshwater Biology**, v. 557, p. 1577–1586, 2010.

WARFE, D. M.; BARMUTA, L. A. Habitat structural
complexity mediates the foraging success of multiple
predator species. **Oecologia**, v. 141, p. 171–178, 2004.

MATERIAL SUPLEMENTAR



Figura S1 – Lagoa da coleta de indivíduos do presente estudo, localizada no Centro Tecnológico de Aquicultura do Rio Grande do Norte, município de Extremoz, Brasil.
Fonte: autoria própria.



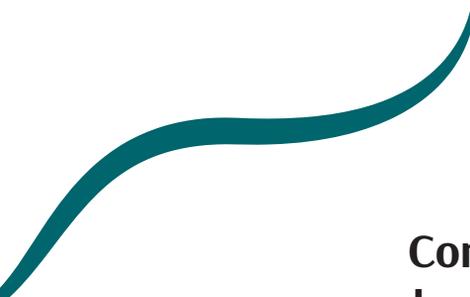
Figura S2 – Coleta de indivíduos de *Poecilia vivipara*.
Fonte: autoria própria.



Figura S3 – Aquários testes com tratamento com risco de predação (à esquerda) e sem risco de predação (à direita).
Fonte: autoria própria.



Figura S4 – Arena de experimento de risco de predação com predador. Presença do predador simulado, a planta “vermelha” à esquerda e, a “cabelinho” à direita.
Fonte: autoria própria.



Comportamento do rivulus do manguezal *Kryptolebias hermaphroditus* (COSTA, 2011) sob risco de predação

*Ana E. B. Asato
Gabriel H. S. Silva
Jean P. Silva-jorge
Jessica Bleuel
Marina S. Moura*

RESUMO

Diante de situações de risco de predação, animais tendem a balancear o *trade-off* entre forragear e evitar o predador. O comportamento da presa pode variar desde a completa negligência à total evitação do predador, caracterizando o espectro timidez-ousadia. Aqui, verificamos o comportamento em *Kryptolebias hermaphroditus* em resposta ao risco de predação. Medimos o tempo que *K. hermaphroditus* levou para emergir do refúgio na presença e na ausência de um predador, de maneira que o menor tempo de emersão caracterizava maior ousadia do peixe. A ousadia dos peixes não foi influenciada pela presença do predador ou ainda pela ordem de exposição do peixe aos tratamentos. Também não foi encontrada consistência no comportamento dos peixes entre os tratamentos. O tamanho do

indivíduo exerceu influência positiva sobre a ousadia. A falta de resposta à presença do predador pode estar relacionada com o comportamento antipredação presente apenas em situações de risco de predação extremo, ausente no experimento realizado. Além disso, nossos resultados indicam que ontogenia pode exercer papel fundamental na ousadia. Eles mostram também que a exposição prévia ao risco de predação não influencia no comportamento do espectro timidez-ousadia do peixe e que não há uma consistência clara desse comportamento em ambientes distintos.

Palavras-chave: Espectro timidez-ousadia. Refúgio. Risco de predação. Ontogenia. Experimentação.

INTRODUÇÃO

Diante de situações de risco de predação, animais tendem a balancear o *trade-off* entre forragear e evitar o predador, e a sua decisão está geralmente relacionada à maximização da ingestão de alimento e/ou economia de energia (LIMA; DILL, 1990; LIMA, 1998). No entanto, nem todos os indivíduos dentro de uma população de espécie-presa respondem igualmente quando um problema lhes é apresentado, podendo haver um continuum que vai desde a completa negligência à total evitação do predador (FRASER; HUNTINGFORD, 1986).

Esta característica comportamental corresponde a um estado fisiológico denominado de espectro timidez-ousadia (em inglês *shyness-boldness continuum*; WILSON *et al.*, 1994; GOSLING, 2001). Assim, a variação individual no comportamento pode ser

explicada pelo que se chama de personalidade animal ou temperamento (RÉALE *et al.*, 2007). A maioria dos estudos concentra-se em explicar o mantimento das diferenças individuais no temperamento através da herdabilidade (GODDARD; BILHARZ, 1985), porém esses traços podem ser influenciados pela história de vida de cada indivíduo (VAN GESTEL; VAN BROECKHOVEN, 2003), bem como por variáveis ambientais presentes durante o desenvolvimento ontogenético.

Quando uma presa percebe o risco de predação, seja por meio de pistas químicas, seja por meio visuais da presença do predador, ela tende a alterar o comportamento a fim de evitá-lo, sendo uma das formas a busca por refúgios (LIMA, 1998). Uma vez no refúgio, a presa se depara com o dilema de permanecer escondida e assumir os custos da diminuição do forrageamento ou emergir (sair do refúgio) e arriscar ser predada. O tempo que o indivíduo leva para sair do refúgio, denominado tempo de emersão, é tido como uma medida do espectro timidez-ousadia (*shyness-boldness*), sendo maior para indivíduos mais tímidos. O tempo de emersão pode ser influenciado por fatores demográficos, como idade e sexo, por fatores extrínsecos como pressão de predação no ambiente, ou até mesmo pela fome sentida pelo indivíduo (PETTERSSON; BRÖNMARK, 1993; KRAUSE *et al.*, 1998, LIMA, 1998). Isto se deve ao fato de que indivíduos de tamanhos e idades diferentes se relacionam de maneira diferente com o ambiente, por exemplo usando os espaços com diferentes tamanhos e baseados no nível de experiência adquirida (BROWN; BRAITHWAITE, 2004).

O rivulus do manguezal brasileiro, *Kryptolebias hermaphroditus* (Cyprinodontiformes: rivulidae), é um peixe de pequeno porte recentemente descrito que vive em poças temporárias de manguezais (COSTA, 2011). Peixes deste grupo têm

características ecológicas especiais para lidar com o ambiente com baixa disponibilidade de água. As principais delas são uma elevada tolerância à hipoxia e a capacidade de sair da água e se locomover por saltos no ambiente terrestre (ABEL; KOENIG; DAVIS, 1987; TAYLOR, 2012). A pressão de predação sobre estes peixes no ambiente de poças de manguezal é proveniente principalmente de peixes piscívoros (TURKO; WRIGHT, 2015). Apesar de serem peixes hermafroditas autofecundantes (i.e. com baixa variabilidade genética intrapopulacional), os rivulus do manguezal podem apresentar uma alta variabilidade intrapopulacional de temperamento (EDENBOW; CROFT, 2012). Aqui questionamos se indivíduos de uma mesma população de *Kryptolebias hermaphroditus* apresentam diferentes respostas comportamentais quando expostos à presença de um peixe predador piscívoro.

Especificamente, na tentativa de responder a esta pergunta geral o presente estudo objetivou testar: (1) se o risco de predação afeta o comportamento da população; (2) se a ousadia individual é consistente entre contextos sociais, isto é, entre tratamentos com e sem predador; (3) se o tamanho do indivíduo influencia no temperamento; e, finalmente, (4) se a ordem de exposição dos indivíduos aos tratamentos influencia o comportamento averiguado no tratamento seguinte.

As hipóteses referentes a cada objetivo são: (1) o tempo de saída do refúgio para a população como um todo é menor no tratamento controle do que no tratamento com predador; (2) o tempo de saída do refúgio de um mesmo indivíduo é menor no tratamento controle do que no tratamento com predador; (3) indivíduos maiores são mais ousados; e (4) a exposição prévia de *Kryptolebias hermaphroditus* a um dos tratamentos causa mudança no comportamento averiguado no tratamento seguinte, para o mesmo indivíduo.

MÉTODOS

Experimentação

Os indivíduos de *Kryptolebias hermaphroditus* foram coletados em uma única poça de água num fragmento de manguezal em regeneração no dia anterior ao do experimento e mantidos em um aquário coletivo. Nesse aquário, foram inseridos emaranhados de fita plásticas de marcação para simular abrigos. Embora seja um substrato artificial, foi possível notar que ao adicionar os emaranhados no aquário, os peixes imediatamente se escondiam sob eles. Depois de alguns minutos, os peixes estavam a maior parte do tempo dentre os emaranhados, o que nos levou a validar o uso deste substrato como abrigo em nosso experimento. Dentre os organismos presentes, foram separados 30 indivíduos para a execução do experimento, de modo a abranger a totalidade da variação de comprimento do corpo. Estes indivíduos foram então alocados em recipientes individuais, identificados e medidos (comprimento total, em mm).



Figura 1 – Exemplar de um indivíduo hermafrodita do rivulus do manguezal *Kryptolebias hermaphroditus* da bacia do Rio Ceará-Mirim, RN, Brasil.

Fonte: Marcelo Brito (LIRA et al., 2015).

Para analisar a ousadia em função do risco de predação em *K. hermaphroditus*, foi realizado um experimento com a utilização de dois aquários retangulares de 40 x 35 x 25 cm preenchidos com 5,6 litros de água salobra, o que gerou uma coluna d'água de 4 centímetros cada. Os aquários foram organizados de modo a ter características similares entre si, como incidência de luz e tipo e quantidade de refúgio, e simulando o mais próximo possível, as características ambientais do hábitat do peixe, como profundidade, temperatura e salinidade da água. Para montar o refúgio foram utilizadas corda e fita de marcação emaranhada, colocados no mesmo lado para os dois aquários (Figura 2a).

Foram delineados dois tratamentos para o experimento de ousadia: 1) controle, que consistiu no aquário com ausência

de um predador; e 2) com risco de predação, consistindo no aquário com a presença de um predador (Figura 2). O predador encontrou-se cercado por uma redoma de vidro, transparente, com fissuras, de modo que as presas conseguiram identificar a presença do predador por pistas visuais e químicas. O predador escolhido para o experimento foi o peixe guavina guavina (Figura 3), um dos predadores naturais de *K. hermaphroditus*, capturado na mesma localidade da espécie em estudo.

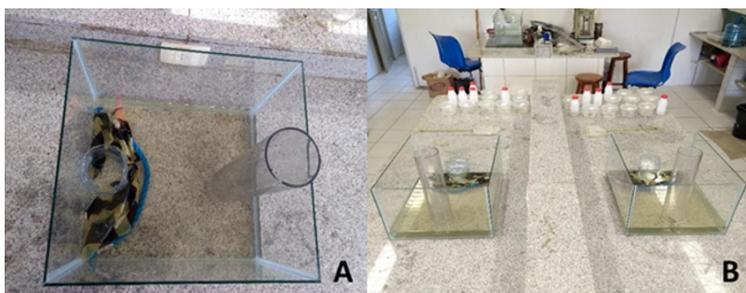


Figura 2 – Delineamento experimental. Arenas compostas por um refúgio composto de fitas de plástico retidas por uma corda no canto esquerdo do aquário, e uma redoma de vidro no extremo oposto do refúgio (a). Dois tratamentos, ambos com refúgio para *K. hermaphroditus*, um aquário sem predador (à esquerda), e um aquário com predador na redoma (à direita) (b).
Fonte: autoria própria.

Os 30 indivíduos escolhidos foram expostos a ambos os tratamentos. A ordem de exposição dos indivíduos aos tratamentos foi escolhida aleatoriamente; portanto, 15 indivíduos foram expostos primeiramente ao tratamento controle, enquanto os outros 15 indivíduos foram expostos primeiramente ao tratamento com risco de predação. Cada indivíduo experimental foi inserido no aquário primeiramente dentro de uma redoma de plástico transparente, a fim de aclimação,

por um minuto. Após esse período, a redoma foi retirada e foi contabilizado o tempo de saída do refúgio. O tempo máximo de observação foi de 5 minutos para cada indivíduo.

Análises estatísticas

Neste estudo, para fazer com que a variável de ousadia se tornasse mais intuitiva, a variável resposta utilizada foi o inverso do tempo de emersão ($1/\text{tempo}$). Assim, quanto maior o valor maior seria a ousadia do peixe. Para avaliar se houve resposta diferencial dos indivíduos estudados de *K. hermaphroditus* entre os tratamentos, foi realizado um teste t. Para verificar se há mudança na consistência comportamental individual entre os tratamentos, foi realizado o teste t pareado. Em ambos os testes foram utilizadas como variável independente o tratamento, enquanto que a variável resposta foi a ousadia. Para analisar se houve uma tendência de comportamento de ousadia relacionado ao tamanho do indivíduo foi realizada uma análise de covariância (ancova), com tratamento e comprimento do peixe como variáveis preditoras e ousadia como variável resposta. Para verificar se houve influência da ordem de exposição dos indivíduos aos tratamentos no comportamento, foi realizada uma anova bifatorial.

RESULTADOS

Não foi observada diferença na ousadia dos organismos entre os tratamentos (controle e com risco de predação), tanto em nível populacional ($t = 0,401$, $gl = 29$, $p = 0,69$, figura 3) quanto em nível individual (t pareado = $-0,514$, $gl = 29$, $p = 0,6112$, Figura 4).

Também não foi encontrado efeito da ordem dos tratamentos aos quais os peixes foram expostos, ou seja, a ousadia dos peixes no tratamento com risco de predação não diferiu para os peixes que tinham sido previamente colocados no tratamento controle ou não ($t = 0,4$, $gl = 29$, $p = 0,6903$).

De modo contrário, o experimento revelou relação positiva significativa entre o tamanho dos indivíduos de *K. hermaphroditus* e a ousadia (ancova: tamanho corporal: $p = 0,0353$; tratamento: $p = 0,7563$; interação entre tamanho corporal e tratamento: $p = 0,6739$, Figura 5), apesar de a explicação dada pelo modelo ter sido baixa ($r^2 = 0,082$).

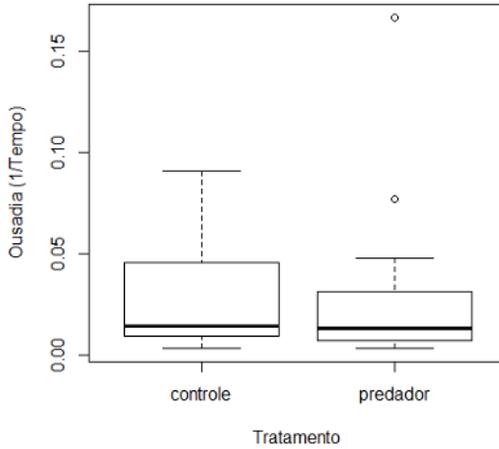


Figura 3 – Relação entre o risco de predação (tratamentos controle versus presença do predador) e a ousadia de *Kryptolebias hermaphroditus* em um experimento em aquário. Fonte: autoria própria.

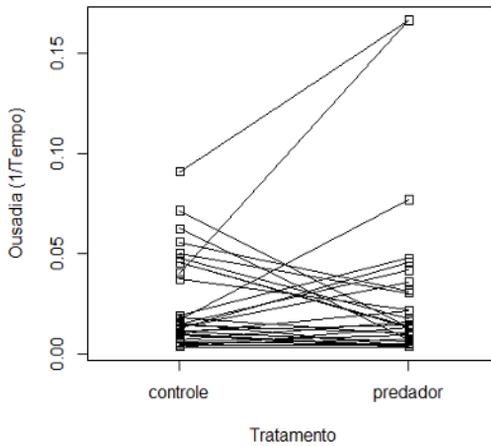


Figura 4 – Relação entre ousadia de *Kryptolebias hermaphroditus* e os tratamentos controle e com predador, em um teste par a par. As linhas ligam a ousadia de um mesmo indivíduo nos dois tratamentos experimentais. Fonte: autoria própria.

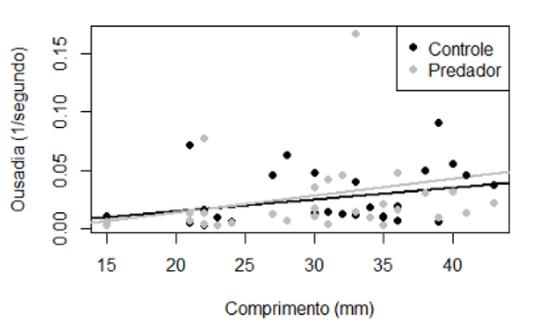


Figura 5 – Análise de covariância entre o tamanho do indivíduo e a ousadia, em ambos os tratamentos (controle versus presença do predador).

Fonte: autoria própria.

DISCUSSÃO

A ousadia dos indivíduos, medida aqui pelo tempo de saída do refúgio, não variou entre os tratamentos. A presença do predador não alterou o comportamento dos indivíduos sob risco de predação (hipótese 1). Ainda, a ousadia não foi consistente para o mesmo indivíduo entre tratamentos (hipótese 2). Alguns estudos indicam que o comportamento antipredação pode ser expresso apenas em situações de alto risco, geralmente breve e infrequente (LIMA; BEDNEKOFF, 1999). Adicionalmente, sabe-se que *K. hermaproditus* tem o comportamento de sair da água em algumas situações, especialmente frente a mudanças na qualidade da água (TAYLOR, 2012). Tal qual, pode ser que no ambiente natural a sua resposta comportamental à presença do predador seja mais relacionada ao acesso ao ambiente terrestre

do que a mudanças no comportamento dentro da água. Assim, um experimento que permitisse os peixes a acessarem o ambiente terrestre talvez fosse mais indicado para responder a estas perguntas do que o presente aparato experimental.

O tamanho corporal indicou ser uma característica de grande influência na ousadia dos indivíduos: quanto maior o indivíduo mais ousado ele foi (hipótese 3). Alguns estudos com peixes apontam que indivíduos menores tendem a ser mais ousados que indivíduos maiores em função da alta taxa metabólica e menores estoques de gordura, resultando em restrições de energia e necessidade maior de forrageamento (BROWN; BRAITHWAITE, 2004). Já um experimento recente em laboratório com *K. marmoratus*, o rivulus dos manguezais da América Central e do Norte, aponta que os peixes tendem a ficar mais exploradores e ousados ao longo do desenvolvimento, atingindo um platô de ousadia com cerca de 110 dias de idade (EDENBROW; CROFT, 2011). Um dos possíveis processos explicadores deste padrão é que os indivíduos maiores de *K. hermaphroditus* sejam menos sujeitos à predação pela ameaça de *G. guavina*, permitindo que eles explorem mais o ambiente em busca de recursos. Outra possibilidade é de que os peixes maiores tenham uma maior capacidade de perceber que o predador estava preso em uma redoma que não permitia o ataque. Essa é uma alternativa plausível, pois vários dos peixes utilizados no experimento ficavam frente a frente com o predador e, mesmo este ameaçando com investidas sem sucesso, o *K. hermaphroditus* não apresentava mudança de comportamento.

Não foi observado em nosso trabalho efeito da ordem dos tratamentos sobre a ousadia dos peixes, ou seja, peixes expostos primeiro ao predador e depois ao tratamento controle não apresentaram diferenças de comportamento daqueles ensaiados na

sequência inversa. Ao que tudo indica, as pistas ambientais (ou seja, a presença ou ausência do predador ou a exposição prévia ao predador) e os aspectos hereditários ou de “personalidade” não afetam o comportamento do peixe, mas há uma tendência ontogenética de peixes maiores serem mais ousados.

CONCLUSÃO

Concluimos que o temperamento de *K. hermaphroditus* não é consistente para situações de ausência e presença de predador, tão pouco varia o tempo de saída do refúgio frente às duas situações. A ousadia é modulada pela ontogenia, com peixes maiores sendo mais ousados que menores.

REFERÊNCIAS

ABEL, D. C., KOENIG, C. C.; DAVIS, W. P. Emersion in the mangrove forest fish rivulus marmoratus, a unique response to hydrogen sulfide. **Environmental biology of fishes**, v. 18, p. 67–72, 1987.

BELL, A. M. Future directions in behavioural syndromes research. **Proc Biol Sci**, v. 274, n. 1611, p. 755–761, 2007.

BROWN, C.; BRAITWAITE, V. A. Size matters: a test of boldness in eight populations of the poeciliid brachyrhaphis episcopi. **Animal Behaviour**, v. 68, n. 6, p. 1325–1329, 2004.

CARTER, Alecia J. *et al.* Animal personality: what are behavioural ecologists measuring? **Biol. Rev.**, v. 88, n. 2, p. 465–475, 2013.

COSTA, W. J. E. M. Identity of Rivulus ocellatus and a new name for a hermaphroditic species of *Kryptolebias* from south-eastern Brazil (Cyprinodontiformes: Rivulidae). **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 22, n. 2, p. 185–192, 2011.

EDENBROW, M.; CROFT, D. P. Behavioral types and life-history strategies during ontogeny in the mangrove killifish *kryptolebias* hermaphroditus. **Animal Behaviour**, v. 82, p. 731–741, 2011.

EDENBROW, M.; CROFT, D. P. Sequential hermaphroditism and personality in a clonal vertebrate: the mangrove killifish. **Behavioural processes**, v. 90, p. 229–237, 2012.

FRASER, D. F.; HUNTINGFORD, F. A. Feeding and avoiding predation hazard: the behavioural response of prey. **Ethology**, v. 73, p. 56-68, 1986.

FRASER, D. F. *et al.* Explaining leptokurtic movement distributions: intrapopulation variation in boldness and exploration. **The american naturalist**, v. 158, p. 124-135, 2001.

GODDARD, M. E.; BILHARZ, R. G. A multivariate analysis of the genetics of fearfulness in potential guide dogs. **Behavior Genetics**, v. 15, p. 69-89, 1985.

GOSLING, S. D. From mice to men: what can we learn about personality from animal research? **Psychological Bulletin**, v. 127 (1), p. 45-86, 2001. doi: 10.1037/0033-2909.127.1.45

KRAUSE, D. R., HANDFIELD, R. B., SCANNELL, T. V. An empirical investigation of supplier development: reactive and strategic processes. **Journal of Operations Management**, v. 17(1), p. 39-58, 1998.

LIMA, S. L.; DILL, L. M. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. **Can. J. Zool.**, v. 68, p. 619-640, 1990.

LIMA, S. L. Nonlethal effects in the ecology of predator-prey interactions. **Bioscience**, v. 48, p. 25-34, 1998.

LIMA, D. L.; BEDNEKOFF, P. A. Temporal variation in danger drives antipredator behavior: the predation risk allocation hypothesis. **The american naturalist**, v. 153, n. 6, p. 649-659, 1999.

LIRA, Mateus Germano Souza *et al.* First record of *kryptolebias hermaphroditus costa*, 2011 (cyprinodontiformes: rivulidae) in the extreme north atlantic forest mangroves, rio grande do norte state, Brazil. **Check list**, v. 11, n. 3, p. 1656, 2015.

PETTERSSON, L. B.; BRÖNMARK, C. Trading off safety against food: state dependent habitat choice and foraging in crucian carp. **Oecologia**, v. 95, n. 3, p. 353-357, 1993.

RÉALE, D. *et al.* Integrating animal temperament within ecology and evolution. **Biological reviews**, v. 82, n. 2, p. 291-318, 2007.

TAYLOR, D. S. Twenty-four years in the mud: what have we learned about the natural history and ecology of the mangrove rivulus, *kryptolebias marmoratus*? **Integrative and comparative biology**, v. 52, p. 724-736, 2012.

TURKO, A. J.; WRIGHT, P. A. Evolution, ecology and physiology of amphibious killifishes (cyprinodontiformes). **Journal of fish biology**, v. 87, p. 815-835, 2015.

VAN GESTEL, S.; VAN BROECKHOVEN, C. Genetics of personality: are we making progress? **Molecular Psychiatry**, v. 8, n. 10, p. 840-52, 2003.

WILSON, D. S. *et al.* Shy-bold continuum in pumpkinseed sunfish (*lepomis gibbosus*): an ecological study of a psychological trait. **Journal of comparative psychology**, v. 107, p. 250–260, 1993.

WILSON, D. S. *et al.* Shyness and boldness in humans and other animals. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 9, n. 11, p.442-4462, 1994.

Plasticidade fenotípica de *Portulaca* sp. em áreas arenosas e alagadas

Ana E. B. Asato

Ellen Mões

Louize Freyre

Maria Iohara Quirino

RESUMO

Diversos organismos são capazes de ajustar características fenotípicas, permitindo com que melhorem seu desempenho em atividades de sobrevivência e reprodução. Desse modo, as condições ambientais em que se encontram são um fator-chave para desencadear tais modificações de fenótipo. O objetivo do presente trabalho foi avaliar se há plasticidade fenotípica em *Portulaca* sp. entre ambientes alagados e arenosos. Para isso, foram coletados exemplares desta espécie em cada um dos dois ambientes e realizadas medições da espessura foliar, comprimento foliar, comprimento da raiz e diâmetro do caule. Observamos diferenças morfológicas entre as amostras encontradas em cada localidade. Todas as variáveis testadas se mostraram relevantes para explicar a variação entre ambientes, sendo a espessura foliar a mais expressiva delas. Essa relação pode ser explicada por estruturas foliares mais espessas conferirem uma maior suculência à planta, o que permite um maior armazenamento hídrico. Essa modificação garante maior

sucesso ao indivíduo que se encontra em ambientes arenosos, onde esse recurso é limitante. As variações ambientais, portanto, podem exercer um forte efeito na resposta morfológica desta espécie e influenciar no seu estabelecimento e permanência.

Palavras-chave: Adaptação. Características morfológicas. Fenótipo. Variações ambientais.

INTRODUÇÃO

A capacidade de adaptação local em vários ambientes é reflexo da plasticidade fenotípica do genótipo para alguma característica (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Entretanto, a plasticidade age em taxas diferentes para cada característica, podendo ser alta para um atributo e baixo para outro (LAMBERS; CHAPIN III; PONS, 2008). Essa dinâmica é definida pelas mudanças nas condições ambientais, e ambientes com a ocorrência de vários estressores em conjunto, como alta intensidade luminosa, altas temperaturas e baixa disponibilidade de água, tendem a selecionar genótipos mais plásticos (SCHULZE; BECK; MÜLLER, 2002). Com isso, a alocação de energia para determinadas vias metabólicas ou características morfológicas será determinada pelas condições ambientais, dentro do permitido pela plasticidade fenotípica do genótipo (ARONSON *et al.*, 1992).

Espécies vegetais são conhecidas por sua grande capacidade de variação fenotípica (SULTAN, 1987). Justificada pela necessidade de alocação de energia em estratégias ótimas para realizar fotossíntese, buscar nutrientes e recursos hídricos do solo, de forma a maximizar a adaptabilidade em cada ocasião

(SULTAN, 1995). Entender a plasticidade fenotípica é importante para compreender as distintas respostas dadas pelos indivíduos de uma mesma espécie e quais condições ambientais possam modificar essas respostas.

O presente estudo avaliou a plasticidade fenotípica da espécie vegetal *Portulaca* sp., buscando um melhor entendimento acerca dos padrões fenotípicos e possíveis explicações para as diferentes estratégias de alocação de recursos. *Portulaca* sp. é uma planta aquática de hábito herbáceo, nativa de regiões tropicais e subtropicais, com distribuição entre habitats alagados circundantes de manguezais e poças de água “salobra” (McNEILL, 1974).

O objetivo geral do presente estudo foi determinar a existência de plasticidade fenotípica de *Portulaca* sp. em ambientes arenosos e alagados, buscando verificar se (i) a espessura foliar; (ii) o comprimento foliar; (iii) o comprimento da raiz; e (iv) o diâmetro do caule apresentarão divergências entre os ambientes. Pretendeu-se testar que a plasticidade fenotípica de *Portulaca* sp. foi diferente entre as áreas arenosas e alagadas amostradas e responder se (i) a espessura foliar será maior em áreas arenosas; (ii) o comprimento foliar de *Portulaca* sp. será maior em áreas alagadas; (iii) o comprimento máximo da raiz de *Portulaca* sp. será maior em áreas arenosas; (iv) o diâmetro do caule será maior em áreas arenosas.

MÉTODOS

Área de estudo

O local onde foram realizadas as coletas situa-se no Centro Tecnológico em Aquicultura (CTA/UFRN), localizado no município de Extremoz/RN. A área do CTA abrange ambientes de manguezal, constituído de solos lamacentos e salinizados, assim como também, apresentam características pedológicas contrastantes, compostas de solos arenosos e alagados de água “salobra”, estes últimos, compõem os sítios selecionados para compor os ambientes do presente estudo.

Para efeito de amostragem, foram categorizadas duas áreas em que *Portulaca* sp. foi encontrada de forma abundante de acordo com a disponibilidade de água no solo, sendo a primeira área de solos arenosos e a segunda de solos alagados. Em cada área, foram realizadas 15 amostragens da espécie vegetal, utilizando um quadrat de 25 x 25 cm dispostos a esmo no solo. Para determinar o comprimento máximo da raiz, foi mensurada a maior estrutura radicular de cada amostra. Foram selecionadas 10 folhas por parcela para medição da espessura e comprimento foliar utilizando um paquímetro. O diâmetro do caule foi medido na metade do comprimento total da estrutura, novamente por meio de paquímetro.

Análise de dados

Para analisar se as características vegetais variaram entre os locais, foi realizada cinco análises de variância permutacional (PERMANOVA), na qual a combinação das características analisadas foi usada como variável resposta. Para visualizar possíveis padrões de características entre os locais foi empregada uma análise espacial multidimensional (NMDS). Tanto a PERMANOVA quanto a NMDS foram realizadas utilizando como base uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis. Para analisar se há diferença nas medianas de cada característica entre os locais, foram realizados quatro Wilcoxon Rank Sum Test, uma para cada variável.

RESULTADOS

Os indivíduos amostrados foram dispostos em dois grupos no espaço multidimensional, mostrando que as características morfométricas analisadas das plantas variou entre os ambientes estudados e a localidade explicou 43% da variação encontrada entre elas (Figura 1; PERMANOVA, $F = 21,662$; $r^2 = 0,436$; $p < 0,001$).

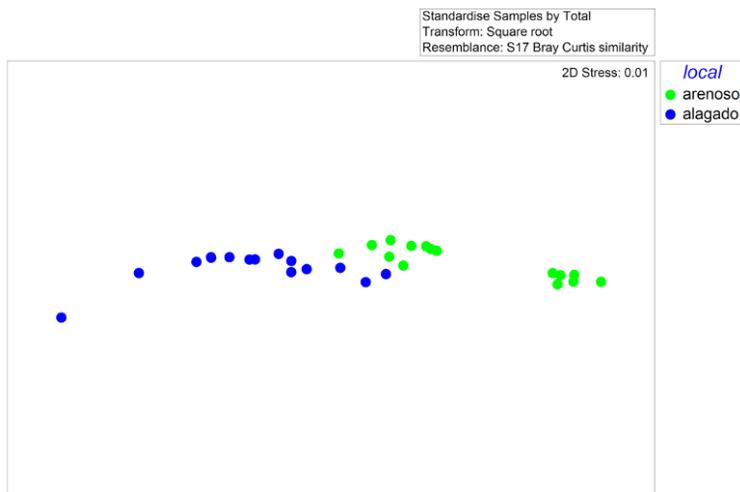


Figura 1 – Distribuição espacial de *Portulaca* sp. em quatro eixos de características.
 Fonte: autoria própria.

A resposta do comprimento da raiz variou entre os ambientes ($p < 0,001$, Figura 2a), sendo maiores no ambiente de areia. De maneira oposta, o diâmetro do caule não variou entre os locais (Figura 2b). As respostas foliares foram menos discretas. A espessura da folha foi relativamente homogênea entre os ambientes, e a média de espessura da lâmina foliar foi significativamente maior em ambiente arenoso em comparação ao ambiente alagado ($p < 0,001$, Figura 2c). De maneira contrária, o ambiente alagado apresentou folhas de comprimento maior em comparação àquelas em ambiente arenoso ($p = 0,001$, Figura 2d).

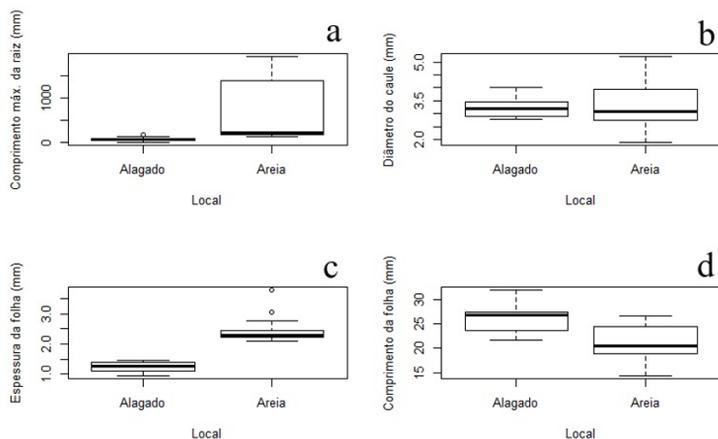


Figura 2 – Relação entre o local e as variáveis resposta analisadas, sendo (a) comprimento da raiz, (b) diâmetro do caule, (c) espessura da folha e (d) comprimento da folha, de acordo com o Wilcoxon Rank Sum Test. Fonte: autoria própria.

DISCUSSÃO

De maneira geral, identificamos variação fenotípica em *Portulaca* sp. nas raízes e nas folhas, de modo que indivíduos de locais mais secos apresentaram raízes mais compridas e folhas mais compridas e espessas. Essa variação pode ser explicada pelas condições encontradas nos ambientes, principalmente pelas características edáficas. Solos arenosos são caracterizados pela alta porosidade, o que aumenta a percolação da água e lixiviação dos nutrientes (SPERRY; HACKE, 2002). Em ambientes

com altas temperaturas, a falta de água é especialmente importante, tendo grandes consequências na manutenção do controle hídrico (BEGON *et al.*, 2007).

A maior espessura foliar encontrada em locais arenosos pode ser explicada pelo fato de estruturas foliares mais espessas conferirem uma maior suculência à planta. Essa suculência é um indicativo de maior armazenamento hídrico, o que garante maior sucesso ao indivíduo que se encontra em ambientes arenosos, onde esse recurso é limitante (KLUGE; TING, 1978). Esta característica se mostrou extremamente importante de acordo com as análises realizadas, indicando que o investimento em estrutura foliar, para capacidade de armazenamento de água em ambientes arenosos, seja uma das características de maior relevância para a sua sobrevivência (HOFFMANN *et al.*, 2005).

O comprimento foliar, que pode ser utilizado aqui como *proxy* da área foliar, se apresentou menor em ambientes arenosos. Uma explicação é o fato de que, em ambientes alagados, a coluna d'água dificulta a penetração de radiação solar, sendo necessário então, um investimento em aumento na área foliar, de forma a proporcionar uma melhor captação de luminosidade (POORTER; BONGERS, 2006). Além disso, a alta incidência solar observada no ambiente arenoso estudado pode prejudicar indivíduos com grande área foliar em função da evapotranspiração e fotoinibição (POORTER; BONGERS, 2006)

As raízes das plantas são, via de regra, os principais para captação de água e nutrientes. Investir proporcionalmente mais em tecidos radiculares pode ser uma boa estratégia a fim de ter maior sucesso na obtenção desses recursos em ambientes com baixa disponibilidade de nutrientes e altas temperaturas (TÜCKMANTEL *et al.*, 2017), o que explica o maior comprimento de raiz encontrado nos indivíduos em ambiente arenoso. Foi

observado que as raízes dos indivíduos em ambiente arenoso podem alcançar quase 2 metros, enquanto o comprimento máximo encontrado em ambiente alagado foi de 18,4 centímetros, sendo 10 vezes menor que aquelas encontradas em solo arenoso.

Ambiente e variações ambientais exercem grande influência sobre as características morfológicas da espécie vegetal estudada. Para os locais amostrados, características foliares mostraram ser as mais importantes para definir o estabelecimento e permanência desta espécie. Traços foliares são comumente associados a história de vida, distribuição e requerimento de recursos de espécies vegetais (HOFFMANN *et al.*, 2005). Entender a plasticidade de *Portulaca* sp. pode ser importante para compreender a dinâmica entre os diferentes ambientes e possíveis padrões de condições e distribuição de recursos em locais adjacentes.

REFERÊNCIAS

ARONSON, J.; KIGEL, J.; SHMIDA, A.; KLEIN, J. Adaptive phenology of desert and Mediterranean populations of annual plants growth with and without water stress. **Oecologia**, v. 89, p. 17-26, 1992.

ARONSON, J.; KIGEL, J.; SHMIDA, A. Reproductive allocation strategies in desert and Mediterranean populations of annual plants grown with and without water stress. **Oecologia**, v. 93, n. 3, p. 336-342, 1993.

BEGON, M.; TOWNSEND, R. C.; HARPER, L. J. **Ecologia, de indivíduos a ecossistemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.

HOFFMANN, W. A. *et al.* Specific leaf area explains differences in leaf trait between congeneric savanna and forest trees. **Functional ecology**, v. 19, n. 6, 2005.

KLUGE, M.; TING, I. Crassulacean **Acid Metabolism**: Analysis of an Ecological Adaptation. Berlin: Springer-Verlag, 1978.

LAMBERS, H.; CHAPIN III, F. S.; PONS, L. T. **Plant Physiological Ecology**. 2. ed. [S.l.]: Springer, 2008.

McNEILL, J. Synopsis of a Revised Classification of the Portulacaceae. **Taxon**, v. 23, n. 5/6, p. 725-728, 1974.

POORTER, L.; BONGERS, F. Leaf Traits are Good Predictors of Plant Performance Across 53 Rain Forest Species. **Ecology**, v. 87, n. 7, p. 1733-1743, 2006.

SCHULZE, E. D.; BECK, E.; MÜLLER-HOHENSTEIN, K. **Plant Ecology**. [S.l.]: Springer, 2002.

SPERRY, J. S.; HACKE, U. G. Desert shrub water relations with respect to soil characteristics and plant functional type. **Functional Ecology**, v. 16, p. 367-378, 2002.

SULTAN, S. E. Evolutionary implications of phenotypic plasticity in plants. **Evolutionary Biology**, v. 21, p. 127-178, 1987.

SULTAN, S. E. Phenotypic plasticity and plant adaptation. **Acta Botanica Neerlandica**, v. 44, p. 363-383, 1995.

TÜCKMANTEL, T. *et al.* Root exudation patterns in a beech forest: Dependence on soil depth, root morphology, and environment. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 107, p. 188-197, 2017.

Distribuição espacial, alometria e padrões de coloração de *Uca leptodactyla*

*Henrique Borburema
Louize Freyre
Kelly Inagaki
Bruno C. Lonzetti
Thayná L. S. R. Costa
Marcelo Rodrigues*

RESUMO

Manguezais são ambientes característicos de regiões tropicais e tem os caranguejos como espécies animais mais simbólicas. Entre estes, o gênero *Uca* destaca-se pela sua ocorrência em áreas de estuários, ocupando uma grande variedade de ambientes dentro do manguezal e atuando com um importante estruturador deste ambiente. Neste trabalho, verificamos se algumas características dos indivíduos podem ser preditoras de sua área de ocorrência. Para tanto, utilizamos o método K-means para verificar a existência de crescimento alométrico entre a largura carapaça e a altura do pereiópodo, nos machos, e entre a largura da carapaça e a largura do abdômen para as fêmeas. Posteriormente, verificamos se as variáveis cor da carapaça, cor do pereiópodo, sexo dos indivíduos e grupo ontogênico dos indivíduos analisados estavam relacionadas ao

tipo de hábitat onde eles foram encontrados. A partir do método randomForest, verificamos que as variáveis mais relevantes para a determinação do hábitat foi a cor do pereiópodo, seguida da cor da carapaça e do sexo, sendo o grupo ontogenético a variável menos importante. Na árvore de inferência condicional, encontramos que indivíduos com pereiópodo branco ou verde e cor da carapaça foi o melhor preditor para o hábitat, enquanto que para os indivíduos com o pereiópodo amarelo ou cinza, o sexo dos foi o melhor preditor.

Palavras-chave: Manguezal. Crustáceos. Seleção de hábitat. Distribuição espacial.

INTRODUÇÃO

Esse ecossistema ocorre ao longo de todas as regiões tropicais e subtropicais do mundo. No Brasil, estão distribuídos desde o Amapá (Oiapoque) até Santa Catarina (Laguna) (DIEGUES, 2002). Diferentes tipos de sedimento, assim como diferentes microrganismos associados, podem constituir os substratos dos manguezais, que podem ser lamacento e salino (DÍAZ; CONDE, 1989). Estes substratos podem exercer efeitos na morfologia das espécies, uma vez que, diferenças entre os ambientes experimentados por uma espécie, em partes diversas da sua amplitude de distribuição podem resultar em adaptações locais (BEGON *et al.*, 2007). Begon complementa que os indivíduos que constituem uma população não são idênticos, eles variam em decorrência do tamanho, sexo, estágio de desenvolvimento, fatores ambientais, entre outros.

Das espécies de animais que ocorrem em manguezais, os caranguejos, de forma geral, são os mais característicos deste tipo de ambiente. O gênero *Uca* é um dos mais comuns em áreas de estuário (CRANE, 1975). Este grupo é, popularmente, conhecido como caranguejo-chama-maré e caranguejo-violinista por apresentar um marcante dimorfismo sexual, no qual os machos apresentam uma das quelípodos bastante desenvolvido, podendo chegar à metade do peso do indivíduo e podendo ocorrer variação de tamanho entre populações diferentes devido à disponibilidade de recursos no ambiente (CRANE, 1975; BEDÊ *et al.*, 2008).

A espécie de caranguejo *Uca leptodactyla* foi utilizada, no presente estudo com o objetivo de (i) avaliar se áreas com variações de cor do substrato, encontradas em um manguezal de região tropical do Nordeste brasileiro, influenciam nos padrões de coloração exibidos pelos indivíduos desta espécie, independentemente do sexo e da ontogenia; (ii) se há alometria entre os indivíduos do mesmo sexo em função do estágio de desenvolvimento. Dessa forma, foram testadas as hipóteses (i) de que a variação dos padrões de coloração de *U. leptodactyla*, podem estar relacionadas às variações de cores do substrato ao qual estão associadas, independentemente do sexo e da ontogenia; (iii) que há alometria entre indivíduos do mesmo sexo, de forma dependente do estágio de desenvolvimento, tendo em vista que, existem processos de alometria em crustáceos decápodos entre as estruturas corporais, em machos, a diferença ocorre na altura do quelípede e, em fêmeas, na largura do abdômen.

METODOLOGIA

Área de estudo

O trabalho foi realizado em uma área de manguezal em fase de regeneração, localizada no Centro Tecnológico de Aquicultura (CTA/UFRN), na margem sul da foz do Rio Ceará-Mirim, no município de Extremoz/RN. A área de manguezal utilizada apresenta manchas mais arenosas (coloração branca), e com solo mais firme, cercadas por áreas encharcadas, e com solo mais lamacentos (coloração cinza). As primeiras são manchas mais elevadas, que podem ficar totalmente coberta apenas nas marés de sizígia, apresenta pouca cobertura vegetal, com dominância de vegetação herbácea e margeada pela ocorrência de *Laguncularia racemosa* (GAERTN, 1807). As áreas encharcadas são mais baixas e sujeitas ao efeito do ciclo diário de marés e a cobertura vegetal é caracterizada pela ocorrência de *Rhizophora mangle* (LINNAEUS, 1753). O local de coleta dos indivíduos apresentava um gradiente entre estas duas fases do manguezal e foi dividido em três áreas classificadas, por características que poderiam influenciar na coloração deles: área com substrato cinza e próxima a *R. mangle* (COM); área intermediária, localizada entre o areial e *R. mangle*, com presença de *L. racemosa* (INT); e área com substrato branco, inserida na zona de areial (BRA) (Figura 1).

A área selecionada para coleta dos dados biométricos está localizada na região de manguezal da zona estuarina do Rio Ceará-Mirim, que está inserida no Centro Tecnológico de

Aquicultultra (CTA/UFRN). O local apresenta uma característica pedológica de solos mais arenosos em regiões mais secas, e mais lamacentos em regiões com maior frequência de inundação. Áreas onde encontram-se solos mais arenosos são circundadas por vegetação herbácea e *Laguncularia racemosa*, enquanto que as áreas mais encharcadas apresentam indivíduos de *Rhizophora mangle* (Figura 1).

Para efeito de amostragem, dividimos a região de estudo em três áreas, as quais foram classificadas de acordo com as características que podem influenciar o padrão de coloração dos indivíduos: área com substrato cinza e próxima a *R. mangle* (COM); área intermediária, localizada entre o areal e *R. mangle*, com presença de *L. racemosa* (INT); e área com substrato branco, inserida na zona de areial (BRA) (Figura 1).

Coleta de dados

Em cada uma das três áreas, extraímos, manualmente, os indivíduos de suas tocas e determinamos o sexo de cada um deles a partir da largura do abdômen (i.e. fêmeas apresentam o abdômen largo e macho apresentam o abdômen estreito) (CRANE, 1975). Usamos paquímetros com precisão de 0,01 mm para medir os indivíduos coletados. Tanto para os machos quanto para as fêmeas, medimos a largura da carapaça (LC) e, adicionalmente, para os machos medimos a altura do maior quelípodo (AD) e para as fêmeas medimos a largura do abdômen (LA). Também registramos a coloração da carapaça, dos pereiópodos e dos quelípodos em amarelo, cinza, branco ou verde.

Análise dos dados

Para a obtenção dos grupos ontogenéticos (1 e 2), verificamos a ocorrência de alometria, o que caracterizaria mudança na fase de desenvolvimento dos indivíduos, aplicamos método *K-means*, que consiste em identificar mudanças na taxa de crescimento entre as estruturas analisadas. Quando estas diferenças são identificadas, os indivíduos são agrupados em categorias ontogenéticas (ex: jovem e adulto). Adicionalmente, aplicamos testes de regressão simples para verificar se havia diferença entre as taxas de crescimento indicadas pelas categorias ontogenéticas indicadas. Verificamos a hierarquia do poder de explicação das variáveis usando os pacotes *randomForest* (LIAW; WIENER, 2002) e *party* (HOTHORN *et al.*, 2006; STROBL *et al.*, 2007; STROBL *et al.*, 2008) e construímos uma árvore de classificação (*classification tree*) com os resultados. Todos os testes foram realizados com o software R (R CORE TEAM, 2018).

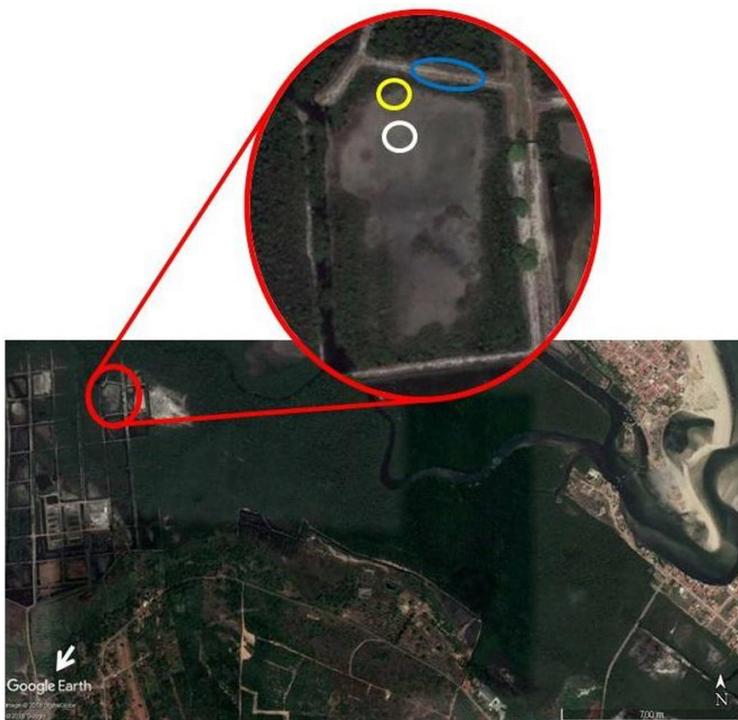


Figura 1 – Vista aérea do manguezal na foz do Rio Ceará-Mirim, no município de Extremoz/RN. A seta branca indica a sede do Centro de Tecnologia de Aquicultura (CTA/UFRN) e o círculo vermelho indica o local onde coletamos e medimos os espécimes de *Uca leptodactyla* utilizados neste trabalho. No detalhe, a elipse azul indica a área com substrato de coloração cinza (COM), em amarelo a área com substrato de coloração intermediária (INT) e em branco a área com substrato de coloração branca (BRA).
Fonte: Google Earth.

RESULTADOS

Medimos 95 indivíduos de *U. leptodactyla* na área de estudo. Desses, 65 foram machos, com a largura média da carapaça (LC) de 9,74 mm (DP = 0,93) e a média da altura do pereiópodo (AD) de 5,06 mm (DP = 0,67) e 25 indivíduos eram fêmeas, apresentaram a largura média da carapaça (LC) com 8,93 mm (DP = 1,45) e largura do abdômen (LA) com média de 4,36 mm (DP = 1,18). Na análise com o K-means tanto machos quanto fêmeas foram divididos em dois grupos ontogenéticos (Figura 2). Para os machos, obtivemos 33 indivíduos no grupo 1, com o valor do K-means em LC = 9,04; AD = 4,57 e o coeficiente angular de 0,44, e 32 indivíduos no grupo 2, com o valor de K-means em LC = 10,47; AD = 5,57 e o coeficiente angular de 0,33 (Figura 2a). Para as fêmeas, tivemos sete indivíduos no grupo 1, com valor de K-means em LC = 6,86; LA = 2,77 e coeficiente angular de 0,83, e 18 indivíduos no grupo 2, com valor de K-means em LC = 9,74; LA = 4,98 e coeficiente angular de 0,94 (Figura 2b).

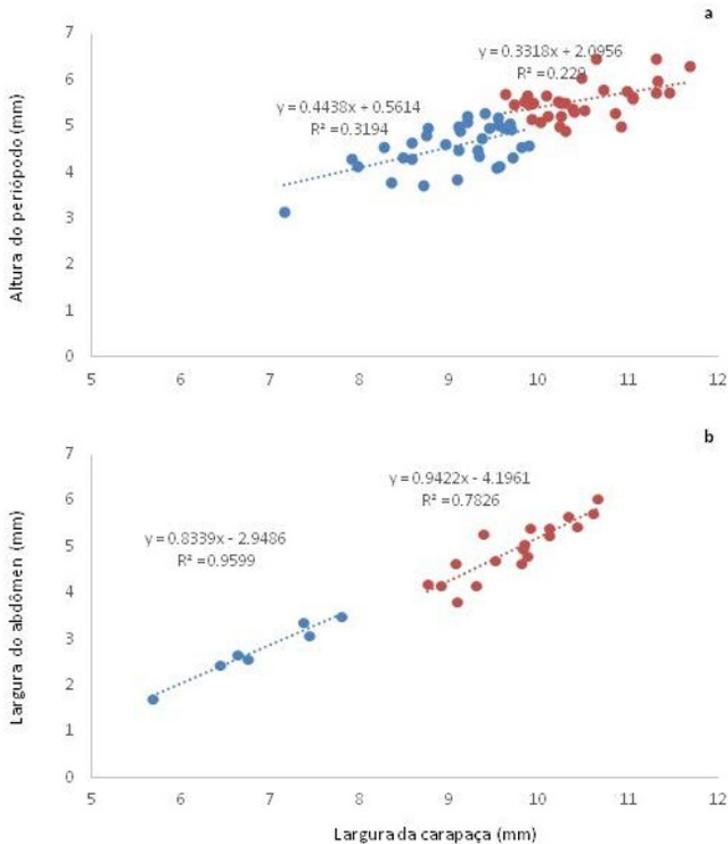


Figura 2 – Resultado da análise pelo método K-means para *Uca leptodactyla* de ambos os sexos coletados na área de manguezal do CTA/UFRN, na margem sul da foz do Rio Ceará-Mirim, no município de Extremoz/RN. Em a) temos a correlação entre a largura da carapaça (LC) e a altura do pereiópodo (AD) para os machos, com os pontos azuis representando o grupo ontogenético 1 (K-means, LC = 9,04; AD = 4,57) e os pontos vermelhos representando o grupo ontogenético 2 (K-means, LC = 10,47; AD = 5,57). Em b) temos a correlação entre a largura da carapaça (LC) e a largura do abdômen (LA) para as fêmeas, com os pontos azuis representando o grupo ontogenético 1 (K-means, LC = 6,86; LA = 2,77) e os pontos vermelhos representando o grupo ontogenético 2 (K-means, LC = 9,74; LA = 4,98).
 Fonte: autoria própria.

A partir da matriz de confusão gerada com o método Random Forest, hierarquizamos a importância das variáveis para a predição do hábitat a ser utilizado por *U. leptodactyla* na área de manguezal estudada. Verificamos que a cor do pereiópodo (cinza, amarelo, verde, branco) foi a variável mais importante para a predição do hábitat, seguida pela cor da carapaça (cinza ou branco), depois pelo sexo (macho ou fêmea) e, por último, a ontogenia (grupo 1 ou grupo 2). Com este resultado, construímos uma árvore de classificação (*Classification Tree*) com um nó inicial contendo a variável cor do pereiópodo, dois nós intermediários com as variáveis cor da carapaça e sexo e quatro nós terminais com as probabilidades de ocorrência dos indivíduos em cada uma das três áreas analisadas, a partir de 90 simulações (Figura 3).

Com esta árvore de classificação, temos que indivíduos com pereiópodos branco ou verde e com a carapaça branca terão maior chance de serem encontrados no hábitat branco (BRA) e menor chance de ocorrer no hábitat intermediário (INT), sem ocorrer no hábitat cinza (COM). Se os indivíduos com pereiópodo branco ou verde tiverem a carapaça cinza, eles terão maior chance de ocorrer no hábitat intermediário, menos chance de ocorrer no hábitat branco e nenhuma chance de ocorrer no hábitat cinza. Por outro lado, indivíduos com pereiópodos amarelo ou cinza e machos, terão maior chance de ocorrer no hábitat cinza e menor chance de ocorrer nos habitats branco e intermediários. Os indivíduos com pereiópodos amarelo, ou cinza e fêmeas, terão maior chance de ocorrer nos habitats; intermediário e cinza e menor chance de ocorrer no hábitat branco.

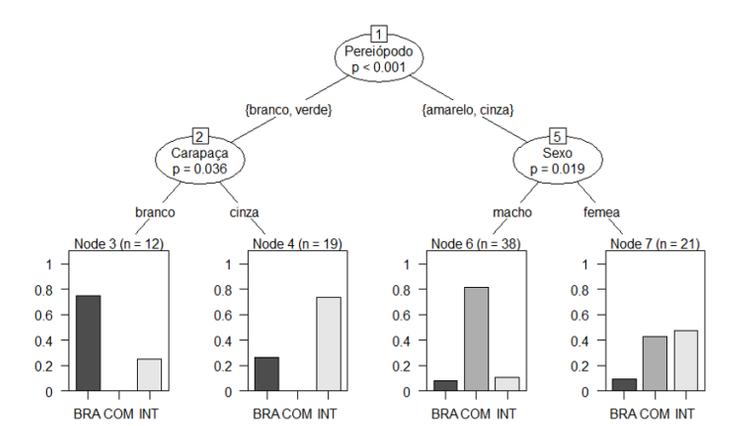


Figura 3 – Árvore de classificação para as probabilidades de ocorrência de *U. leptodactyla* em cada um dos três habitats analisados na área de manguezal do CTA/UFRN, localizado na margem sul da foz do Rio Ceará-Mirim, no município de Extremoz/RN. Fonte: autoria própria.

DISCUSSÃO

Com nossos resultados encontramos padrões de crescimento alométrico diferentes entre as estruturas analisadas para machos e para fêmeas. Para os machos verificamos a diminuição da taxa de crescimento alométrico do pereiópodo em relação a largura da carapaça entre as duas categorias ontogenéticas identificadas e para as fêmeas, por outro lado, ocorreu aumento da taxa de crescimento entre a largura da carapaça e a largura do abdômen nos indivíduos analisados. Essa diferença pode estar relacionada à diferença na história de vida para estes dois atributos utilizados (NEGREIROS-FRAGOSO; COLPO; COSTA, 2003;

CARDOSO; NEGREIROS-FRAGOZO, 2004; MASUNARI; SWIECH-AYOUB, 2004). Para os machos, a maior quela tem a única função de garantir o sucesso reprodutivo do indivíduo, garantindo suas vitórias em disputas por territórios, por tocas e por parceiras (SANTOS *et al.*, 2015). Sendo assim é esperado que exista uma pressão para a limitação do crescimento dessas estruturas. Para as fêmeas, por outro lado, a largura do abdômen está diretamente relacionada à sua capacidade reprodutiva (MASUNARI; SWIECH-AYOUB, 2004). Assim, após sua entrada na fase reprodutiva, quanto maior for a largura do abdômen da fêmea, maior será a sua capacidade produzir filhotes.

Com relação a distribuição dos indivíduos nos três tipos de habitats analisados, os indivíduos com pereiópodo branco ou verde têm o habitat melhor predito pela cor da carapaça, ao passo que indivíduos com o pereiópodo amarelo ou cinza têm o habitat melhor predito pelo sexo. Para a primeira situação, a cor do habitat talvez seja o principal fator influenciando a ocorrência dos indivíduos no local. Por isso que temos uma maior chance de encontrar indivíduos de carapaça branca no ambiente branco, onde praticamente não existe cobertura vegetal, e indivíduos com a carapaça cinza no ambiente intermediários, onde a cobertura vegetal é mais evidente. Essas características do ambiente favorecem a camuflagem dos indivíduos, diminuindo o efeito da ação de predadores. Já para a segunda situação, que ocorre quando o pereiópodo dos indivíduos é amarelo ou cinza, o sexo torna-se o melhor preditor para o habitat dos indivíduos porque talvez exista maior concentração de fêmeas em determinados locais e machos em outros. Bedê *et al.* (2008) descrevem a estrutura populacional das espécies de *Uca* em uma área de manguezal no Rio de Janeiro e Cardoso (2007) descreve a ecologia de *U. leptodactyla* no litoral norte do estado de São

Paulo, mas em nenhum dos dois trabalhos é discutido sobre o que determina o padrão de distribuição desta espécie na natureza. Assim, são necessários mais estudos sobre os fatores que determinam o padrão de distribuição de *U. leptodactyla*, principalmente em função da sua coloração.

Por fim, concluímos que apesar dos indivíduos de *U. leptodactyla* que coletamos apresentarem padrões de crescimento ontogenético que permitisse dividi-los em dois grupos ontogenéticos distintos, tanto para machos quanto para fêmeas, essa divisão não se mostrou informativa para a determinação do hábitat onde os indivíduos ocorrem. Isso sugere que não existe uma separação dos indivíduos com relação às suas idades entre os hábitats da área estudada. Por outro lado, como a cor da carapaça foi a característica mais informativa, é provável que para esta coloração de carapaça, a camuflagem seja um fator determinante para a seleção do hábitat. Nos indivíduos de pereiópodos amarelo ou cinza, por sua vez têm as fêmeas com uma distribuição mais homogênea ao longo do gradiente estudado, enquanto os machos estão mais concentrados na área cinza. O que pode também ser reflexo da necessidade de camuflagem, uma vez que os machos possuem quelas maiores e têm o comportamento de agitá-las, tornando-os menos crípticos que as fêmeas.

REFERÊNCIAS

- BEDÊ, L. M. *et al.* Comparação da estrutura populacional das espécies de *Uca* (Crustacea: Decapoda: Ocypodidae) no manguezal de Itacuruça, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 4, p. 601-607, 2008.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia de Indivíduos a Ecossistemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.
- CARDOSO, R. C. F.; NEGREIROS-FRAGOZO, M. L. A comparison of the allometric growth in *Uca leptodactyla* (Crustacea: Brachyura: Ocypodidae) from two subtropical estuaries. **J. Mar. Biol.**, v. 84, p. 733-735, 2004.
- CARDOSO, R. C. F. **Ecologia do caranguejo chama-maré *Uca leptodactyla* Rathbun, 1898 (Crustacea, Ocypodidae) em bancos de areia estuarinos no litoral norte do Estado de São Paulo**. Orientadora: Maria Lucia Negreiros-Fragozo. 2007. 178 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2007.
- CRANE, J. **Fiddler crabs of the world**. Ocypodidae, genus *Uca*. Princeton: Princeton University Press, 1975. 735p.
- DÍAZ, H.; CONDE, J. E. Population dynamics and life history of the mangrove *Aratus pisonii* (Brachyura, Grapsidae) in a marine environment. **Bulletin of Marine Science**, v. 45, n. 11, p. 148-163, 1989.

DIEGUES, A. C. **Povos e águas: inventário de áreas úmidas brasileiras**. 2. ed. São Paulo: NUPAUB/USP, 2002.

HOTHORN, T. *et al.* Survival Ensembles. **Biostatistics**, v. 7, n. 3, p. 355-373, 2006.

LIAW, A.; WIENER, M. Classification and Regression by randomForest. **R News**, v. 2, n. 3, p. 18-22, 2002.

MASUNARI, S.; SWEICH-AYOUB, B. P. Crescimento relativo em *Uca leptodactyla* Rathbun (Crustacea Decapoda Ocypodidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 3, p. 487-491, 2004.

NEGREIROS-FRAGOZO, M. L.; COLPO, K. D.; COSTA, T. M. Allometric growth in the fiddler crab *Uca thayeri* (BRACHYURA, OCYPODIDAE) from a subtropical mangrove. **Journal of Crustacean Biology**, v. 23, n. 2, p. 273-279, 2003.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2018. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 18 maio 2018.

SANTOS, L. C. *et al.* Agonistic interactions in the male fiddler crab *Uca leptodactyla* Rathbun, 1989 at varying densities. **Crustaceana**, v. 88, n. 6, p. 625-640, 2015.

SILVA, F. M.; ALMEIDA, L. Q. Uma abordagem sobre a vulnerabilidade socioambiental no ambiente estuarino: aspectos teórico-conceituais. **Revista Geonorte**, v. 1, n. 4, p. 102 – 112, 2012.

SPALDING, M.; KAINUMA, M.; COLLINS, L. **World Atlas of Mangroves.**, London: Earthscan, 2010. 319 p.

STROBL, C. *et al.* Conditional Variable Importance for Random Forests. **BMC Bioinformatics**, v. 9, n. 307, 2008.

STROBL, C. *et al.* Bias in Random Forest Variable Importance Measures: Illustrations, Sources and a Solution. **BMC Bioinformatics**, v. 8, n. 25, 2007.

Salgado, porém gostoso: a relação entre mangue e seus inimigos naturais

*Ana E. B. Asato
Anderson Belo
Gabriel H. S. Silva
Kelly Inagaki
Raiane Fernandes
Virgínia Paixão*

RESUMO

A maneira como plantas de manguezal lidam com a alta salinidade do ambiente, se bloqueiam ou excretam o sal, altera suas concentrações de sal e pode interferir na maneira como cada planta lida com patógenos e herbívoros. A fisiologia da absorção e excreção de sal pode atuar como um mecanismo de defesa química para alguns indivíduos. Assim, o objetivo desta pesquisa foi avaliar se a incidência e a intensidade de patógenos e herbivoria diferem entre plantas com diferentes fisiologias e em diferentes ambientes; e se há alguma relação entre salinidade e patógenos e herbivoria. Nossos resultados indicam que a alta concentração de sal na planta está relacionada à maior incidência e intensidade de patógenos e herbivoria, o que indica que o sal não interfere nas interações entre planta e seus consumidores. Quanto ao ambiente, as maiores incidência e intensidade de patógenos e herbivoria ocorreram na área de

manguezal. Aqui, a alta densidade de indivíduos de planta pode facilitar a ação de patógenos e a ocorrência mais frequente de caranguejos pode intensificar a herbivoria.

Palavras-chave: Manguezal. *Rhizophora mangle*. *Laguncularia racemosa*. Patógenos. Herbivoria.

INTRODUÇÃO

Manguezais são considerados ecótonos entre ambientes marinhos e terrestres, e apresentam características ambientais peculiares. Devido à intensa variação de marés, há uma alta salinidade e umidade no solo, além de uma baixa concentração de oxigênio (BALL, 1988; HOGARTH, 2007). Mesmo sob condições extremas, diferentes organismos vivem ali e, para tanto, apresentam adaptações físicas, fisiológicas e comportamentais. Por exemplo, plantas de manguezal podem apresentar dois sistemas distintos para lidar com a alta salinidade (TOMLINSON, 1986). O primeiro deles consiste em órgãos especializados para excretar o sal em excesso, denominados de glândulas de sal, presente em *Laguncularia racemosa* (SOUZA; LORENZI, 2005). O segundo sistema compõe raízes que bloqueiam a entrada de sal, evitando seu acúmulo e toxicidade internamente, como ocorre em *Rhizophora mangle* (SCHOLANDER, 1968).

Ainda que tais estratégias sejam efetivas para lidar com condições extremas do ambiente, as espécies de mangue continuam vulneráveis a outras interações ecológicas, como patógenos e herbivoria. Por exemplo, uma alta densidade de indivíduos pode favorecer infecções por patógenos e reduzir

a área fotossintética foliar, o que influencia na sobrevivência, crescimento e fitness do indivíduo (ALEXANDER; BURDON, 1984). A herbivoria, por sua vez, relaciona adaptações das plantas para evitar seu consumo e adaptações dos herbívoros para superar as defesas da planta. McKee (1995) encontrou, por exemplo, que folhas de *Rhizophora* possuem maior concentração de fenóis em relação às folhas de *Laguncularia* e, mesmo assim, *Laguncularia* era menos parasitada que a *Rhizophora*, sugerindo assim que, em manguezais, a alta salinidade das folhas pode agir também como uma defesa química contra herbívoros.

Assim, o nosso objetivo foi avaliar se a incidência e a intensidade de patógenos e herbivoria diferem entre *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle* e se tais interações diferem em diferentes áreas de manguezal. Nossa hipótese é de que o mecanismo de absorção e excreção de sal nas folhas de *L. racemosa* a torna mais resistente contra patógenos e herbívoros em relação a *R. mangle*; e em áreas abertas, a incidência e intensidade de patógenos será menor e de herbivoria será maior.

MÉTODOS

Área de Estudo

O trabalho foi realizado no Centro de Tecnologia de Aquicultura da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, situado no município de Extremoz-RN. Foram consideradas duas áreas

distintas dentro do ambiente de manguezal, sendo que a distância entre as duas regiões é de aproximadamente 50m e ambas dispõem de uma área aproximada de 100m². A primeira área é caracterizada por um manguezal denso, com maior umidade e área sombreada. A segunda área se caracteriza como um areal com ocorrências de mangue, maior área de borda, maior umidade e radiação solar.

Procedimentos Amostrais

Em cada área foram selecionados, randomicamente, 15 indivíduos de cada espécie (*Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*). Em cada indivíduo foi amostrado um ramo, considerado como a última ramificação a partir do tronco principal. Em cada ramo foram verificadas as incidências e intensidades de patógenos e herbivoria. As medidas de incidência foram consideradas como a quantidade de folhas do ramo estavam afetadas por patógenos ou herbivoria. Para as medidas de intensidade de patógenos, foi estimada a porcentagem de patógenos (manchas características da infecção) em cada folha para, então, calcular a média de patógenos por cm² de cada ramo. As medidas de intensidade de herbivoria foram realizadas por estimativa visual da porcentagem da folha que foi consumida. Posteriormente, foi calculada a média de área herbivorada, em cm², por ramo.

Análises Estatísticas

Para avaliar como se dá a incidência e a intensidade de patógenos e herbivoria em *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa* foram realizadas Análises de Variância (ANOVA) bifatorial, considerando como fatores as espécies e as áreas de areal e manguezal.

RESULTADOS

Os valores mínimo e máximo da incidência e intensidade de cada tipo de interação estão apresentados na Tabela 1. *Laguncularia racemosa* apresentou maiores variações das medidas de patógenos e herbivoria em ambas as áreas, exceto na incidência de herbivoria no manguezal.

Tabela 1 – Variação das medidas de incidência e intensidade de patógenos e herbivoria em cada espécie e em cada área.

Área	Tipo de interação	Medida	<i>Laguncularia racemosa</i>		<i>Rhizophora mangle</i>	
			mínimo	máximo	mínimo	máximo
Areal	Patógenos	Incidência	0,38	1	0	0,5
		Intensidade	0,22	5,63	0	0,21
	Herbivoria	Incidência	0	1	0	0,36
		Intensidade	0	0,69	0	0,39
Manguezal	Patógenos	Incidência	0,5	1	0,66	1
		Intensidade	0,48	1,96	0,29	0,75
	Herbivoria	Incidência	0,8	1	0,12	0,75
		Intensidade	0,31	0,74	0,03	0,35

Fonte: autoria própria

A *Laguncularia racemosa* apresentou maior intensidade de patógenos em ambas as áreas e maior incidência de patógenos no areal em relação a *Rhizophora mangle*, porém não houve diferença na incidência de patógenos entre as espécies no manguezal ($p < 0,001$, Figura 1a,b). A intensidade de patógenos variou similarmente entre as espécies em ambas as regiões, sendo maior em *L. racemosa* (área: $p < 0,001$; espécie: $p < 0,001$; área*espécie: $p = 0,015$, Figura 1b).

Analogamente, a incidência e intensidade de herbivoria foram maiores para *L. racemosa* ($p < 0,001$, Figura 1c,d). A incidência de herbivoria foi maior no manguezal em relação ao areal em ambas as espécies ($p < 0,001$), contudo a intensidade de herbivoria só foi maior no manguezal para *L. racemosa* ($p = 0,008$), enquanto a *R. mangle* não apresentou diferença entre as áreas.

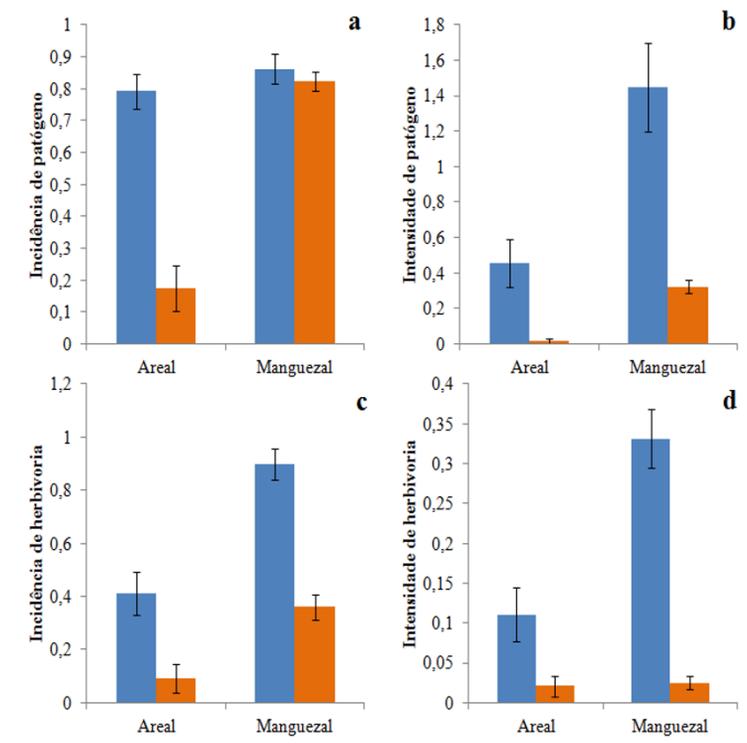


Figura 1 – Efeito do ambiente sobre as médias (\pm EP) de incidência e intensidade de patógenos (a, b) e as médias (\pm EP) de incidência e de intensidade de herbivoria (c, d) em *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle*.
Fonte: autoria própria.

DISCUSSÃO

Foi hipotetizado neste trabalho que excreção do sal em folhas de espécies de mangue pode atuar como um mecanismo de defesa complementar contra o parasitismo e herbivoria. No entanto, foi observado que esta relação não ocorre, uma vez que *Laguncularia racemosa* apresentou maiores incidência e intensidade de patógenos e herbivoria.

Defesas de plantas contra a herbivoria vão além da ação de químicos e incluem características físicas das folhas, tais como espessura e dureza (BALAKRISHNAN; SRINIVASAN; SANTHANAM, 2016).

As folhas de *R. mangle*, quando comparada às folhas de *L. racemosa*, possuem cutícula e epiderme mais espessas, além de uma maior quantidade de lignina, o que pode diminuir a sua palatabilidade para seus consumidores (LIMA; COLPO, 2014). Além disso, folhas de *R. mangle* que crescem em ambientes com constante alta salinidade, como no manguezal, apresentam folhas estruturalmente mais robustas (CAMILLERI; RIBI, 1983).

As maiores incidência e intensidade de patógenos podem ser relacionadas com a distribuição espacial de indivíduos e condições abióticas relativas a isso. Em áreas de maior umidade e adensamento de indivíduos, como na área de manguezal estudada, os patógenos podem encontrar uma melhor condição para sua dispersão e infecção (GILBERT; MEJÍA-CHANG; ROJAS, 2002). Similarmente, este ambiente pode ser mais propício para a ação de herbívoros, ao considerarmos que os consumidores destas espécies são espécies de caranguejos associados ao manguezal (BEEVER III; SIMBERLOFF; KING, 1979). Além disso, quando se analisa os efeitos conjuntos de patógenos e herbivoria observa-se que a presença da herbivoria pode facilitar a incidência de

patógenos devido à ferida causada nas folhas (GARCÍA-GUZMÁN; DIRZO, 2001; GILBERT; MEJÍA-CHANG; ROJAS, 2002), de modo que estes dois fatores se relacionam positivamente.

Neste trabalho, observamos que *Laguncularia racemosa* é mais propensa à ação de inimigos naturais em áreas de manguezal. Ainda assim, estudos futuros podem contribuir para o entendimento sobre mecanismos de defesa contra inimigos e quais características fisiológicas e morfológicas das plantas de mangue estão relacionadas com este tipo de interação ecológica.

REFERÊNCIAS

ALEXANDER, H. M.; BURDON, J. J. The effect of disease induced by *Albugo candida* (white rust) and *Peronospora parasitica* (downy mildew) on the survival and reproduction of *Capsella burna-pastoris* (shepherd's purse). **Oecologia**, v. 64, p. 314–318, 1984.

BALAKRISHNAN, S.; SRINIVASAN, M.; SANTHANAM, P. Interactions of nutrients, plant growth and herbivory in a Parangipettai mangrove ecosystem of the Vellar estuary, Southeast coas of India. **Regional Studies in Marine Science**, v. 5, p. 19–26, 2016.

BALL, M. C. Ecophysiology of mangroves. **Trees**, v. 2, p. 129–142, 1988.

BEEVER III, J. W.; SIMBERLOFF, D.; KING, L. L. Herbivory and predation by the mangrove tree crab *Aratus pisonii*. **Oecologia**, v. 43, p. 317–328, 1979.

CAMILLERI, J. C.; RIBI, G. Leaf thickness of mangroves (*Rhizophora mangle*) growing in different salinities. **Biotropica**, v. 15, p. 139–141, 1983.

GARCÍA-GUZMÁN, G.; DIRZO, R. Patterns of leaf-pathogen infection in the understory of a Mexican rain forest: incidence, spatiotemporal variation, and mechanisms of infection. **American Journal of Botany**, v. 88, p. 634–645, 2001.

GILBERT, G. S.; MEJÍA-CHANG, M.; ROJAS, E. Fungal diversity and plant disease in mangrove forests: salt excretion as a possible defense mechanism. **Oecologia**, v. 132, p. 278–285, 2002.

HOGARTH, P. J. **The biology of mangroves and seagrasses.** 2nd. ed. New York: Oxford University Press Inc., 2007.

LIMA, R. G.; COLPO, K. D. Leaf-litter decomposition of the mangrove species *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* and *Rhizophora mangle*. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 94, p. 233–239, 2014.

McKEE, K. L. Interspecific variation in growth, biomass partitioning, and defensive characteristics of neotropical mangrove seedlings: response to light and nutrient availability. **American Journal of Botany**, v. 82, p. 299–307, 1995.

SCHOLANDER, P. F. How Mangroves desalinate seawater. **Physiologia Plantarum**, v. 21, p. 251–261, 1968.

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II.** Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2005.

TOMLINSON, P. B. **The botany of mangroves.** 2nd. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1986.

Características funcionais das espécies arbóreas do manguezal em diferentes ambientes

Jessica Bleuel

Marina S. Moura

Mery Alencar

Thayná L. S. R. Costa

RESUMO

Compreender as características funcionais das plantas auxilia na compreensão das estratégias que melhor respondem aos recursos e condições. No ambiente de manguezal, avaliamos as características funcionais de duas espécies, *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*, em gradientes distintos deste ambiente. O estudo foi conduzido na zona estuarina do Rio Ceará-Mirim, inserida no Centro Tecnológico de Aquicultura (CTA/UFRN). As coletas ocorreram em dois ambientes classificados como areal, solo mais arenoso e menos inundado, e manguezal, solo argiloso e inundado. Em ambos os ambientes cinco indivíduos de cada espécie foram aleatoriamente selecionados, registrando-se a altura dos indivíduos de cada espécie, bem como as características das folhas. Para *R. mangle*, adicionou-se a coleta do número e medida da circunferência das escoras laterais primárias. Os resultados mostraram que apenas *R. mangle* diferiu na altura entre os ambientes, e indivíduos desta espécie foram mais

altos no ambiente de manguezal do que no areal. As folhas das duas espécies apresentaram maior herbivoria no ambiente de manguezal do que no areal, mas *L. racemosa* apresentou maior proporção de herbivoria no ambiente de manguezal e maior contraste entre os ambientes quanto a herbivoria. A circunferência das escoras de *R. mangle* foi maior no ambiente de manguezal que no areal. Observou-se relação entre a área e espessura foliar apenas para *L. racemosa*, a qual foi negativa para ambos os ambientes, mas com maior intensidade no arenoso. As estruturas mais robustas encontradas no ambiente de manguezal, bem como maior adensamento de espécies, ocorre porque estes indivíduos tendem a crescer para compensar a competição inter e intraespecífica. Enquanto o aumento da herbivoria pode estar relacionado a uma melhor condição microclimática fornecida pelo adensamento de indivíduos. Concluiu-se que as características ambientais afetam ambas as espécies, porém características intrínsecas são capazes de gerar respostas particulares delas ao ambiente.

Palavras-chave: *Rhizophora mangle*. *Laguncularia racemosa*. Raízes-escoras. Herbivoria. Área foliar.

INTRODUÇÃO

As características funcionais das plantas são estudadas para compreender como as espécies vegetais persistem nos ambientes ao longo do tempo, e ainda, compreender quais estratégias ecológicas permitem que elas interajam com os recursos e condições dos ambientes em que colonizam (LOHBECK *et al.*,

2015). O ecossistema de manguezal possui árvores adaptadas a condições de estresse devido às flutuações de salinidade, frequentes inundações e baixas concentrações de oxigênio (VIOLLE *et al.*, 2007). Em um mesmo ambiente, plantas de espécies diferentes estão submetidas às mesmas pressões bióticas e abióticas, por esse motivo tendem a possuir características e respostas funcionais semelhantes (BU *et al.*, 2016). Ao mesmo tempo, a diversidade genética e a coexistência entre as espécies, fazem com que essas manifestem estratégias divergentes devido à competição interespecífica (GUO *et al.*, 2000).

O manguezal possui características peculiares, como alta salinidade, solo pobre em oxigênio e inundação periódica, que permitem a ocorrência de uma pequena variedade de espécies adaptadas e estrutura ecossistêmica simples, que afeta a resposta de diversas características funcionais (HOGARTH *et al.*, 2007, p. 62). Diante disso, o presente estudo objetivou avaliar características funcionais de *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa* em dois ambientes de um mesmo ecossistema com características abióticas distintas, um ambiente de areal e um ambiente de manguezal.

As seguintes características funcionais foram avaliadas: altura, pressão de herbivoria, área e espessura foliar. Enquanto a quantidade e circunferência das raízes escoras foram avaliadas apenas para *R. mangle*. Dessa forma, testamos as seguintes hipóteses: (I) a altura será influenciada pelas características bióticas e abióticas; (II) haverá maior pressão de herbivoria no ambiente em que a espécie está melhor adaptada, devido ao maior adensamento de indivíduos; (III) no ambiente de areal ambas as espécies apresentarão folhas com menor área e maior espessura foliar; e (IV) que a quantidade e circunferência de raízes escoras será maior no ambiente de manguezal devido ao substrato menos consolidado.

MÉTODOS

Local de estudo

O estudo foi conduzido na região de manguezal da zona estuarina do Rio Ceará-Mirim, inserida no Centro Tecnológico de Aqüicultura (CTA/UFRN). Nessa região, encontram-se predominantemente duas espécies de porte arbóreo-arbustivo, *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*, distribuídas ao longo dos ambientes que variam em condições de inundação e substrato.

Para a amostragem, estes ambientes foram classificados em areal e manguezal conforme as condições abióticas observadas. O areal apresenta solo mais arenoso, maior incidência luminosa, menor adensamento da vegetação que está sobre fraca pressão do regime de marés. Enquanto que o ambiente de manguezal possui solo mais argiloso ou lamoso, com menor incidência luminosa, grande adensamento de vegetação que está sobre forte pressão do regime de marés.

Coleta de dados

Em cada ambiente foram selecionados aleatoriamente cinco indivíduos de cada espécie. Para registrar o tamanho dos indivíduos mediu-se a altura e a circunferência na altura do solo (CAS). Para quantificar as características foliares,

foram selecionados três ramos (basal, medial e apical) sendo contabilizados o número de folhas total e o número de folhas herbivoradas para esses ramos. Em cada um deles foi selecionada uma folha para medição da espessura e da área foliar. A espessura foi registrada em três alturas (basal, medial e apical) com o auxílio de um paquímetro digital. E a área foi obtida através da medição do comprimento maior (C) e do comprimento menor (c), calculada através da fórmula: $(\pi \times C \times c) / 4$. A avaliação da herbivoria foi feita através de contagem de folhas que apresentassem sinais de herbivoria em relação ao total de folhas nos ramos escolhidos, assim o aumento da proporção configura numa maior herbivoria.

Para a espécie *R. mangle*, adicionou-se as informações do número e circunferência das escoras laterais primárias. A circunferência da escora foi obtida através da média de três medidas de escoras selecionadas aleatoriamente em cada indivíduo.

Análise de dados

Para compreender se existem diferenças de estratégias funcionais entre espécies para os ambientes distintos, realizou-se Análise de Variância (ANOVA), utilizando as seguintes variáveis: altura (cm), proporção de folhas com herbivoria por indivíduo (relação no número de folhas com herbivoria em relação ao número total). Além disso, através da ANCOVA foi avaliado a relação da espessura (cm) entre ambientes utilizando a área foliar como covariável. Para a *R. mangle* também foi avaliado as seguintes variáveis: circunferência de escoras (cm) e número de raízes escoras, através da ANOVA. Para essas análises, utilizou-se o *software* R, e o nível de significância de $p < 0,05$.

RESULTADOS

Ao analisar as espécies em diferentes ambientes, obteve-se uma diferença significativa na altura de *R. mangle*, no qual, foram encontrados indivíduos mais altos no manguezal em relação ao areal ($F = 2,952$; $p = 0,018$; $r^2 = 0,52$). Entretanto, para *L. racemosa* não houve diferença significativa na altura entre os locais ($F = 0,68$; $p = 0,52$; Figura 1).

A proporção de herbivoria foi diferente entre os ambientes e variou entre as espécies (Figura 2). Esta diferença foi maior no ambiente de manguezal para ambas as espécies, no qual a *L. racemosa* apresentou diferença significativa ($F = 4,07$; $p = 0,004$; $R^2 = 0,68$), mostrando uma diferença no número de folhas com herbivoria por ramo entre os ambientes. Enquanto que a proporção de herbivoria para *R. mangle* foi marginalmente significativa ($p = 0,055$).

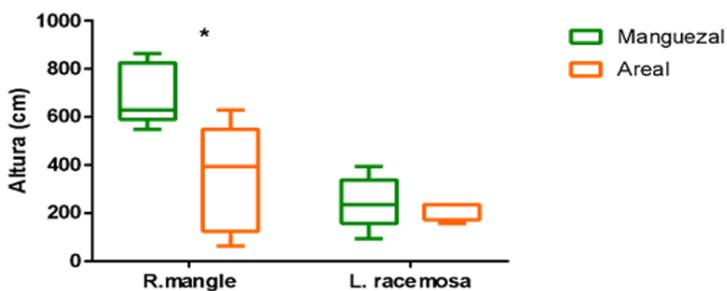


Figura 1 – Relação da altura dos indivíduos para cada espécie em relação aos ambientes estudados.

*Representa diferença significativa entre ambientes para a mesma espécie.

Fonte: autoria própria.

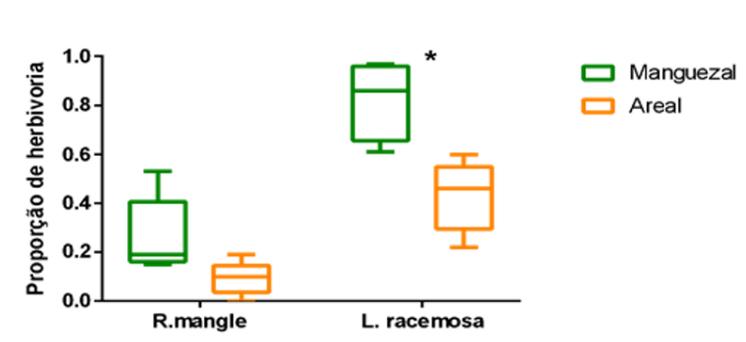


Figura 2 – Proporção de folhas com herbivoria por ramo para as espécies nos diferentes ambientes.

*Representa diferença significativa entre ambientes para a espécie.

Fonte: autoria própria.

Ao testar a relação entre área e espessura foliar, verificou-se que a relação para *L. racemosa*, houve uma relação negativa entre área foliar e sua espessura ($F = 5,73$; $p < 0,001$). Esse padrão se repete para ambas as áreas, porém o efeito encontrado difere entre os ambientes, ocorrendo assim uma interação entre a área foliar e o tipo de hábitat ($F = 6,25$; $p = 0,046$), onde a inclinação da reta foi maior no ambiente arenoso em relação ao manguezal, indicando que essa relação negativa é mais forte no ambiente areial (Figura 3). Este efeito não foi significativo para a *R. mangle*, porém essa relação foi marginalmente significativa ($F = -2,07$; $p = 0,070$).

Não foi encontrada relação entre o número de escoras e a circunferência ($F = 1,23$; $p = 0,250$), assim como para a relação entre número de escoras nos ambientes ($F = -0,10$; $p = 0,920$). Entretanto, ao avaliar apenas a circunferência das raízes, houve o aumento da circunferência no ambiente manguezal ($F = 4,44$; $p = 0,002$; $r^2 = 0,071$), sendo maior na área de manguezal, porém não houve diferença no número de escoras (Figura 4).

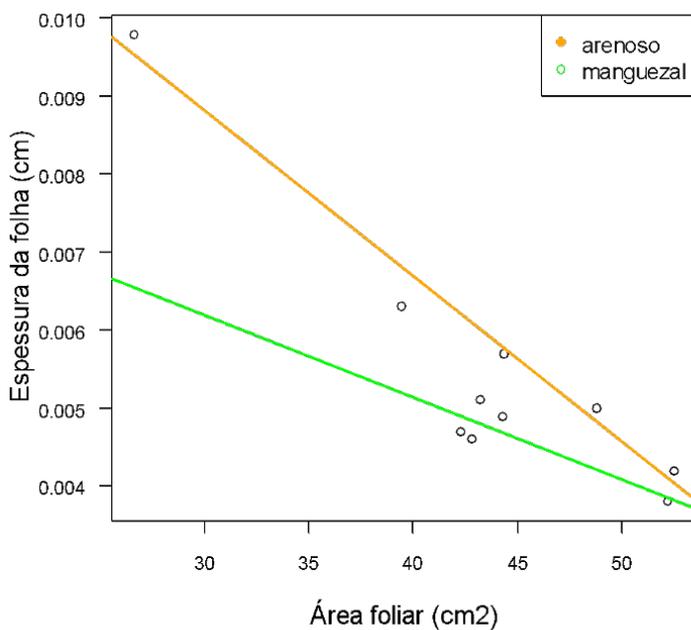


Figura 3 – Relação entre espessura da folha (cm) entre área foliar (cm²) para os dois ambientes.
Fonte: autoria própria.

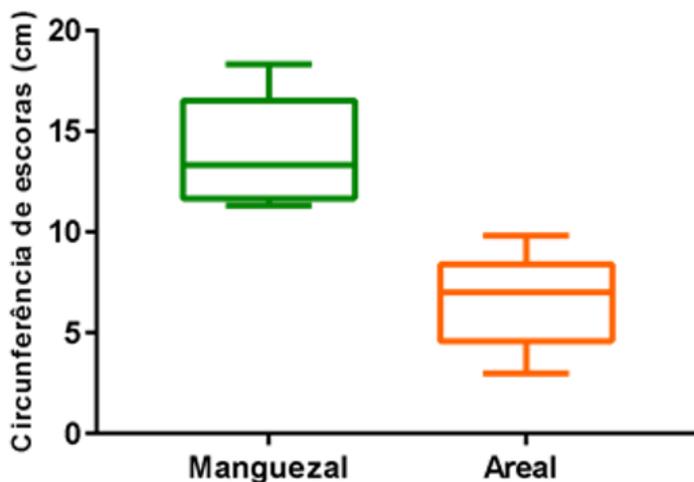


Figura 4 – Circunferência de escoras (cm) entre os ambientes, nos quais ocorreram diferenças significativas ($F = 4,44$; $p = 0,002$; $r^2 = 0,07$).
Fonte: autoria própria.

DISCUSSÃO

Foram observados indivíduos mais altos de *R. mangle* na área do manguezal do que no areal. Esse padrão pode ser devido à região de manguezal ser mais adentrada, e mais alagada, e ter maior adensamento de espécies, assim esses indivíduos precisam crescer mais para poder chegar ao topo e conseguir luz para fotossíntese. O fato dessa espécie ser mais alta na região mais alagada contribui para características diferenciadas de sustentação, como a circunferência das raízes escoras (MAIA *et*

al., 2007). Foi observado que a circunferência média das raízes escoras da *R. mangle* foi maior no manguezal do que no areial, o que condiz com o esperado de que indivíduos maiores precisam de uma maior sustentação, principalmente em um ambiente menos consolidado que é o caso do manguezal (DUKE, 2002).

Era esperado que a área e espessura foliar fosse diferente entre os ambientes, que a área foliar menor e espessura maior para áreas mais abertas para as duas espécies e o efeito contrário no ambiente de manguezal. Uma vez que a área foliar é maior, poderá haver uma maior taxa de evapotranspiração, devido a uma relação superfície de contato maior. Esta relação negativa teve uma maior magnitude para o areal possivelmente devido à maior exposição à radiação solar (WRIGHT *et al.*, 2004).

A proporção de herbivoria foi maior no ambiente de manguezal, dois principais fatores podem estar afetando esta variável: o adensamento populacional e fatores microclimáticos. O adensamento da vegetação pode favorecer a propagação de herbívoros, devido à maior oferta de recurso alimentar. Além disso, esse adensamento da vegetação cria uma microclima favorável para os herbívoros, por amenizar a variação de temperatura (FERREIRA *et al.*, 2013; FERREIRA *et al.*, 2015). Porém, é importante lembrar que não podemos extrapolar os nossos resultados para outras regiões, visto que avaliamos pouco indivíduos.

CONCLUSÃO

As espécies *R. mangle* e *L. racemosa* apresentam respostas diferentes diante do mesmo ambiente, mostrando que as

características ambientais afetam as espécies, porém existem características intrínsecas de cada espécie que também podem modular a resposta delas ao ambiente. Aparentemente a principal característica observada para *R. mangle* foi um atributo relacionado à raiz escoras (rizóforos), enquanto para a *L. racemosa* características foliares foram mais importantes. Devido a características do solo que as espécies estão adaptadas.

REFERÊNCIAS

BU, Hai-Yan et al. The ecological and evolutionary significance of seed shape and volume for the germination of 383 species on the eastern Qinghai-Tibet plateau. **Folia Geobot**, v. 51, p. 333-341, 2016.

DUKE, N. C. Sustained high levels of foliar herbivory of the mangrove *Rhizophora stylosa* by a moth larva *Doratifera stenosa* (Limacodidae) in north-eastern Australia. **Wetlands Ecology and Management**, v. 10, p. 403-419, 2002.

FERREIRA, A. C. *et al.* Propagule predation in a Neotropical mangrove: the role of the Grapsid crab *Goniopsis cruentata*. **Hydrobiologia**, v. 707, p. 135-146, 2013.

FERREIRA, A. C. *et al.* Restoration versus natural regeneration in a neotropical mangrove: Effects on plant biomass and crab communities. **Ocean & Coastal Management**, v. 110, p. 38-45, 2015.

GUO, Q. *et al.* Constraints of seed size on plant distribution and abundance. **Ecology**, v. 81, n. 8, p. 2149-2155, 2000.

HOGARTH, P. J. **The biology of mangroves and seagrass**. Oxford: Oxford University Press, 2007.

LOHBECK, M. *et al.* Functional trait strategies of trees in dry and wet tropical forests are similar but differ in their consequences for succession. **PLoS ONE**, v. 10, n. 4, e0123741, 2015.

MAIA, R. C. *et al.* Avaliação de efeitos de espécies de mangue na distribuição de *Melampus coffeus* (Gastropoda, Ellobiidae) no Ceará, nordeste do Brasil. **Iheringia**, Sér. Zool., Porto Alegre, v. 97, n. 4, p. 379-382, 2007.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2017. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 19 maio 2018.

VIOLLE, C. *et al.* Let the concept of trait be functional. **Oikos**, v. 116, p. 882-892, 2007.

WRIGHT, I. J. *et al.* The worldwide leaf economics spectrum. **Nature**, v. 428, p. 821-827, 2004.



Influência da heterogeneidade ambiental na distribuição ontogenética do caranguejo *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763) em um manguezal perturbado

Bruno C. Lonzetti
Fernanda Lamin
Jessica Bleuel
Mery Alencar
Paulo I. S. Medeiros

RESUMO

O caranguejo-uçá, *Ucides cordatus*, é encontrado em associação com áreas de manguezal, onde possui fundamental importância para o funcionamento ecossistêmico ao acelerar as taxas de decomposição nesses locais. Entretanto, pouco se conhece sobre como o estado de conservação do manguezal afeta o ciclo de vida da espécie. Nós conduzimos este estudo no Centro Tecnológico de Aquicultura, localizado em Extremoz/RN, Nordeste do Brasil, que compreende um manguezal em regeneração entre antigos tanques de carcinicultura que hoje estão inativados. A presença de estruturas remanescentes desses tanques promove um gradiente de inundação que pode influenciar as condições abióticas, e conseqüentemente,

a distribuição ontogenética do caranguejo-uçá. Esse estudo buscou avaliar se a heterogeneidade espacial do manguezal afeta a distribuição ontogenética do *U. cordatus*. Analisamos três diferentes gradientes de exposição da maré (GEM): protegido, intermediário e exposto. Em cada um, amostramos seis parcelas de três metros quadrados, onde coletamos parâmetros fitossociológicos, contamos o número de tocas de caranguejo classificando-as por tamanho. Primeiramente, realizamos uma análise de componentes principais, em que os dois primeiros componentes foram responsáveis por 68% da variação total da inércia. Então, um teste de PERMANOVA mostrou que as três áreas GEM diferiram estatisticamente. Então, fizemos uma análise *Random Forest* a fim de classificar as variáveis ambientais em ordem de importância. Esse teste mostrou que as áreas GEM foram principalmente classificadas por tocas pequenas, cobertura do dossel, *Rizophora mangle*, tocas grandes, tipo de sedimento, penetração do solo e *Languncularia racemosa*. A análise de redundância mostrou que existe relação entre a área GEM exposta com solos argilosos, maior cobertura do dossel, predominância de *R. mangle* e tocas maiores. Existe uma relação entre áreas GEM protegidas com solos arenosos, menor cobertura do dossel, predominância de *L. racemosa*, e tocas menores. Portanto, o gradiente de inundação parece ser o fator predominante a promover a heterogeneidade do hábitat, que é responsável pela distribuição ontogenética espacial de *U. cordatus*.

Palavras-chave: Ontogenia. Heterogeneidade ambiental. Floresta de manguezal. Uso do hábitat.

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas costeiros estão susceptíveis a diversas atividades antropogênicas, e especialmente as áreas estuarinas como os manguezais, têm sofrido mais severamente com os impactos ambientais (VALIELA; BOWEN; YORK, 2001). Os manguezais são ambientes muito importantes, pois proporcionam bens e serviços como alimento e hábitat para animais, e processamento e armazenamento de nutrientes (EWEL; TWILLEY; ONG, 1998). Entretanto, atividades de aquicultura impactam negativamente os manguezais, principalmente a criação de camarões (VALIELA; BOWEN; YORK, 2001).

O crustáceo *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763), popularmente chamado de caranguejo-uçá, pertence à família Ucidae e é encontrado em zonas entremarés de baías protegidas e estuários das regiões tropicais e subtropicais do mundo (CRANE, 1975 *apud* BENETTI; NEGREIROS-FRANSOZO; COSTA, 2007). O gênero do uçá ocorre apenas nas Américas, e a ocorrência da espécie se limita à costa oeste do Oceano Atlântico, desde o estado da Flórida (EUA) até o estado de Santa Catarina (Brasil) (MELO, 1996). A distribuição da espécie se sobrepõe à dos manguezais, da qual a Laguna, no estado de Santa Catarina, é o seu limite de distribuição austral (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2000). Além disso, há existência de uma considerável correlação entre o menor diâmetro de abertura de galeria e o comprimento do caranguejo habitante (GERALDES; CALVENTI, 1983; PINHEIRO; FISCARELLI, 2001; ALVES; NISHIDA; HERNÁNDEZ, 2005; HATTORI, 2006; SCHMIDT, 2006).

Considerando as estruturas remanescentes da atividade de carcinicultura e a regeneração sucessional do manguezal, acreditamos que o ambiente apresenta variação espacial. Essa

variabilidade pode estar relacionada com o gradiente de inundação da maré, que por sua vez causa diferenças na composição da comunidade vegetal. Diante disso, este estudo teve como objetivo verificar se a variação espacial influencia nos fatores abióticos e se a heterogeneidade ambiental afeta a distribuição ontogenética do caranguejo-uçá.

MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido em uma área de manguezal, no Centro Tecnológico de Aquicultura (CTA) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), localizado no município de Extremoz, Brasil (-5.685256, -35.24087) (Figura 1).

A área do CTA pertencia a um proprietário particular, que vendeu a empresa Souza Cruz na década de 1970, o qual implementou a carcinicultura. Por não obter muito sucesso na atividade, em virtude de um baixo pool tecnológico, o terreno foi doado à UFRN e a EMPARN (Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte). O centro foi implantado em 2015 pelo governo estadual sob coordenação da FAPERN (Fundação de Apoio à Pesquisa no Estado do Rio Grande do Norte), orientação da EMPARN e em parceria com a UFRN. A inauguração ocorreu em junho de 2007, recebendo o nome de CTA (FAPERN, 2007), que seria a expansão do CTC (Centro Tecnológico de Carcinicultura) (BORGES *et al.*, 2009).



Figura 1 – Imagem aérea da localização do Centro Tecnológico de Aquicultura (CTA) (A), pertencente à Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), e região onde se sucedeu o estudo, em área de Manguezal (B).
Fonte: autoria própria.

A área interna a sede do Centro é circundada por manguezal, na qual foram realizados muitos aterramentos a fim de fazer delimitações de áreas de talude, envoltos por tanques de carcinicultura. Feito isto, a água que antes possuía uma salinidade específica, sendo apenas salobra devido à

circulação do Rio Ceará-Mirim com a água proveniente da região costeira, apresenta-se em quadrantes salobros e de água doce. Conforme Borges *et al.* (2009), ele constitui-se de uma fazenda experimental voltada para a realização de experimentos e pesquisas. Possui financiamento de suas ações pelo FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos) e CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), com correspondência do Estado do Rio Grande do Norte.

Delineamento experimental

Para a realização do estudo de fitossociologia, utilizamos o método de transecto com parcelas, consistindo em três transectos perpendiculares ao canal do talude rebaixado, utilizado como referência. Em cada transecto, realizamos seis parcelas de 3m² a cada 20 passos. Fizemos cada transecto em áreas com diferentes gradientes de exposição à maré (GEM), em que foram classificados como protegido, intermediário e exposto. Isso se deve ao fato do talude ser rebaixado, resultando em maior influência da maré sobre as áreas adjacentes.

Em cada parcela foram contabilizadas variáveis relacionadas ao caranguejo Uçá, como o número de tocas, as quais foram categorizadas em pequenas e grandes. Para a vegetação foi quantificada a porcentagem de cobertura do dossel, tirando fotografias no meio da parcela a uma distância de 20 cm do solo para quantificação da cobertura, utilizando o software Image J (RUEDEN *et al.*, 2017). Para a caracterização do sedimento, medimos a coloração, classificando de 1 a 4, em que 1 foi referente a solo mais argiloso e 4 como mais arenoso, e a

caracterização do sedimento quanto à penetração, que consistiu na medida da profundidade (cm) da pegada da pessoa mais leve (50Kg) em três pontos aleatórios.

Análises estatísticas

Previamente às análises, a matriz biótica foi transformada (Transformação de Hellinger) e a matriz abiótica foi padronizada com Z score (ZUUR; IENO; ELPHICK, 2010). Para verificarmos a homogeneidade multivariada da matriz de dados, utilizamos o NMDS (Matriz de Similaridade Euclidiana) e, com isso, observamos se a distribuição dos dados foi homogênea, em relação aos respectivos centroides. Para calcularmos a colinearidade entre as variáveis, foi utilizado um teste de Fator de Inflação da Variável (VIF). O valor de corte entre variáveis colineares foi formalizado, de acordo com o sugerido por Zuur, Ieno e Elphick (2010), $VIF \geq 3$. Utilizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA), com o intuito de retirar as variáveis menos relevantes. Para tal, foi utilizado o teste permutação de Monte Carlo. Posteriormente, foi utilizada uma PERMANOVA, para verificar se existia diferença estatística entre as três regiões, a partir das variáveis mantidas após a PCA.

Para determinar, hierarquicamente, o grau de importância das variáveis avaliadas, foi feito o teste Random Forest (RF) através do índice de Gini. A influência do ambiente sobre a distribuição ontogenética do Uçá foi verificada pela Análise de Redundância dos Componentes (RDA). Foi aplicada uma ANOVA para analisar a validade deste modelo. Todas as análises foram feitas no software R Core Team (versão 3.4.1, 2017), utilizando

os pacotes *vegan* (OKSANEN *et al.*, 2018), *Performance Analytics.usdm* (GROEN; SKIDMORE; TOXOPEUS, 2014), *FactoMineR* (HUSSON *et al.*, 2018), *facto extra* (KASSAMBARA; MUNDT, 2017), *randomForest* (LIAW; WIENER, 2002) e *party* (STROBL *et al.*, 2008).

RESULTADOS

A análise de NMDS indicou que a distribuição dos dados é homogênea, em relação aos centroides (Teste F; $p = 0.79$). O VIF indicou baixa colinearidade para todas as variáveis ($VIF < 3$), com exceção da variável *toca pequena* ($VIF = 3.31$), porém, optou-se por manter a variável, devido à proximidade com o valor de corte.

As três áreas com diferentes gradientes de exposição da maré (GEM) diferem entre si (Tabela 2; $F = 4,61$, $p < 0,05$). A diferença entre as regiões pode ser visualizada pelos resultados da PCA, que mostraram que os dois primeiros eixos correspondem a 68% da variação total da inércia (Tabela 1; Figura 2). As variáveis, *toca grande* ($PC1 = 0.99$), *sedimento* ($PC1 = 0,99$) e a *Rhizophora mangle* ($PC1 = 0.98$), foram as com maior poder de explicação.

Por meio da hierarquização da Random Forest, verificamos que a variável *toca pequena* é a mais importante, seguida pela cobertura do dossel, *Rhizophora mangle*, *toca grande*, *sedimento*, *penetração do solo* e *Lagularia racemosa*.

A análise de redundância mostrou que o primeiro eixo possui 76% de poder de variação, enquanto o segundo eixo possui, apenas, 2% da variação. A espécie *R. mangle* é a variável que melhor explica o padrão de distribuição ontogenética do caranguejo-uçá (Figura 3; $p = 0,001$) seguida pela variável

sedimento ($p = 0,042$) e cobertura do dossel ($p = 0,044$), definido através da classificação na matriz biótica composta por toca grande e toca pequena (Figura 3).

Tabela 1 – Análise de Componentes Principais (PCA) mostrando os autovalores e proporção de inércia dos componentes.

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7
Variância	1,8111	1,2320	1,0037	0,69035	0,57682	0,46693	0,40873
Proporção de inércia	0,4686	0,2168	0,1439	0,06808	0,04753	0,03115	0,02387

Fonte: autoria própria.

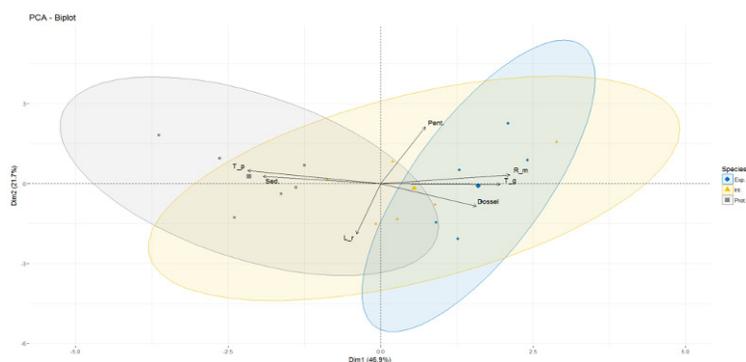


Figura 2 – Análise de Componentes Principais mostrando a diferença entre as regiões amostradas. Exp. = área exposta, Int. = área intermediária, Prot. = área protegida, T_p = toca pequena, T_g = toca grande, Sed. = tipo de sedimento, Dossel = cobertura do dossel, Pent = penetração do solo, L_r = Laguncularia racemosa, R_m = Rizhophora mangle.
Fonte:

Tabela 2 – Resultados da análise da PERMANOVA comparando os três gradientes de exposição da maré (GEM). GL = grau de liberdade, SQ = soma dos quadrados, R2 = coeficiente de determinação, MS = variância. *** Valor estatisticamente significativo.

	GL	SQ	MS	Pseudo-F	R2	p-value
GEM	2	45,32	22,660	4,6132	0,38084	0,001 ***
Resíduos	15	73,68	4,912		0,61916	
Total	17	119,00			1	

Fonte: autoria própria.

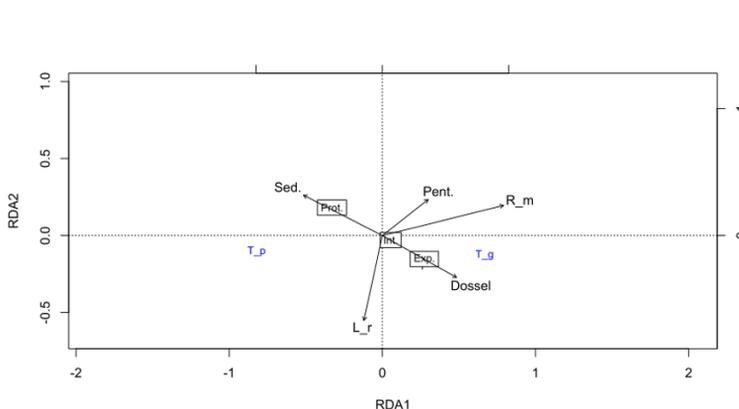


Figura 3 – Análise de Correspondência de Redundância (RDA) mostrando a influência das variáveis bióticas e abióticas sobre a distribuição ontogenética de caranguejos-uçá. Exp. = área exposta, Int. = área intermediária, Prot. = área protegida, T_p = toca pequena, T_g = toca grande, Sed. = tipo de sedimento, Dossel = cobertura do dossel, Pent = penetração do solo, L_r = *Laguncularia racemosa*, R_m = *Rizhophora mangale*.
Fonte: autoria própria.

O sedimento (arenoso) e a presença da espécie *L. racemosa* explicam a distribuição de caranguejos de menor tamanho (presença de tocas pequenas) em locais protegidos. As tocas grandes (caranguejos grandes) estão relacionadas com o gradiente de exposição da maré exposta, onde foi observada maior relação com *R. mangle*, maior cobertura do dossel e uma maior penetração do solo (Figura 3).

DISCUSSÃO

Diante do cenário atual em que as atividades antrópicas têm causado diversos impactos ambientais em zonas estuarinas, é importante compreender como essas alterações podem prejudicar o ecossistema e a biota. Este trabalho verificou que um distúrbio ambiental, como a presença de estruturas antropogênicas, pode promover uma heterogeneidade do ambiente que afeta a distribuição e o ciclo de vida de organismos residentes nestes locais.

Os níveis das marés relacionam-se com a distribuição espacial da maioria das espécies de caranguejos de manguezal (WARNER, 1969). A distribuição populacional de caranguejos-uçá deve levar em conta a heterogeneidade espacial, pois a distribuição da espécie é dependente dos padrões de zonação do ecossistema (SCHMIDT, 2006). Quanto maior a zona de inundação, há ocorrência de terrenos mais argilosos com predomínio do mangue-vermelho (*R. mangle*), e maior o porte médio dos uçás habitantes. Em contrapartida, quanto menor a zona de inundação, menor é a ocorrência de terrenos mais arenosos com predomínio de mangue-branco (*L. racemosa*), menor o

porte dos uçás (COSTA, 1972; DIELE, 2000; ALVES; NISHIDA, 2002; HATTORI, 2006; PINHEIRO, 2006; SCHMIDT, 2006). Tais informações corroboram com nossas análises, afirmando que tocas maiores são encontradas em áreas mais expostas às inundações e com maior predomínio de mangue-vermelho, e tocas menores são encontradas em áreas mais protegidas e com maior predominância de mangue-branco.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos pelas orientações e acompanhamento do Professor Fúlvio em todas as etapas deste trabalho, e a oportunidade nos concedida pelo curso de Ecologia de Campo da Pós-graduação em Ecologia da UFRN.

REFERÊNCIAS

- ALVES, R. R. N.; NISHIDA, A. K. A ecdise do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* L. (Decapoda, Brachyura) na visão dos caranguejeiros. **Interciência**, v. 27, p. 110-117, 2002.
- ALVES, R. R. N.; NISHIDA, A. K.; HERNÁNDEZ, M. I. M. Environmental perception of gatherers of the crab caranguejo-uçá *Ucides cordatus*, Decapoda, Brachyura, affecting their collection attitudes. **Tropical Oceanography**, v. 1, p. 1-8, 2005.
- BENETTI, A. S.; NEGREIROS-FRANSOZO, M. L.; COSTA, T. M. Population and reproductive biology of the crab *Uca burgersi* (Crustacea: Ocypodidae) in three subtropical mangrove forests. **Revista de Biología Tropical**, v. 55, p. 55-70, 2007.
- BORGES, D. F. *et al.* A inclusão da construção do centro tecnológico do camarão-RN na agenda pública do estado. **Revista Eletrônica de Gestão Organizacional**, v. 7, n. 3, p. 375-388, 2009.
- COSTA, R. S. D. **Fisioecologia do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) – Curtáceo, Decápode – no Nordetes Brasileiro**. 1972. 121 f. Tese (Doutorado em Ciência) – Instituto de Biologia Marinha, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- DIELE, K. **Life history and population structure of the exploited mangrove crab *U. cordatus* (L.) (Decapoda: Brachyura) in the Caeté estuary, North Brazil**. 2000. 103 f. Tese (Doutorado em Biologie/Chemie) – Universität Bremen, Bremen, 2000.

EWEL, Katherine; TWILLEY, Robert; ONG, J. I. N. Different kinds of mangrove forests provide different goods and services. **Global Ecology & Biogeography Letters**, v. 7, n. 1, p. 83-94, 1998.

FAPERN – Fundação de Amparo à Pesquisa do Rio Grande do Norte. O cultivo do camarão no RN. 2007. **Revista da FAPERN – Ciência Sempre: um mundo de pesquisa, cultura e ciência (Edição Especial)**. Ano 3, Junho/Julho.

GERALDES, M. G.; CALVENTI, I. B. Estúdios experimentales para el mantenimiento en cautiverio del cangrejo *Ucides cordatus*. **Ciência Interamericana**, v. 23, p. 41-43, 1983.

GROEN, T. A.; SKIDMORE, A. K.; TOXOPEUS, A. G. “Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling”. **Ecography**, v. 37, p. 191-203, 2014.

HATTORI, G. **Densidade populacional do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae), na região de Iguape (SP)**. 2006. 146 f. Tese (Doutorado em Zootecnia) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2006.

HUSSON, F. *et al.* **Multivariate exploratory data analysis and data mining**. R package version 1.41. 2018.

KASSAMBARA, A.; MUNDT, F. **Factoextra: Extrac and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses**. R package version 1.0.5. 2017. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>. Acesso em: 19 maio 2018.

LIAW, A.; WIENER, M. Classification and Regression by randomForest. **R News**, v. 2, p. 18-22, 2002.

MELO, G. A. S. **Manual de identificação de Brachyura (caranguejos e siris) do Litoral Brasileiro**. São Paulo: Fapesp, 1996.

OKSANEN, J. *et al.* **Vegan**: Community Ecology Package. R package version 2.5-1. 2018. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 19 maio 2018.

PETERSON, B. G.; CARL, P. **PerformanceAnalytics**: econometric tools for performance and risk analysis. R package version 1.5.2. 2018. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=PerformanceAnalytics>. Acesso em: 19 maio 2018.

PINHEIRO, M. A. A. **Projeto Biologia do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda, Brachyura) no litoral sul de São Paulo – Uçá II**. Relatório Científico. São Vicente: Unesp, 2006.

PINHEIRO, M. A. A.; FISCARELLI, A. G. **Manual de apoio à fiscalização do caranguejo-uçá *Ucides cordatus***. Jaboticabal: Unesp/Cepsul/Ibama, 2001.

RUEDEN, C. T. *et al.* ImageJ2: ImageJ for the next generation of scientific image data. **BMC Bioinformatics**, v. 18, p. 529, 2017.

ROCHA, A. M. N.; LOPES, F. D.; BORGES, D. F. A inclusão da construção do Centro Tecnológico do Camarão-RN na agenda pública do estado. **GESTÃO.Org - Revista Eletrônica de Gestão Organizacional**, v. 7, n. 3, p. 375-388, 2009.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. *et al.* Brazilian mangroves. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 3, n. 561-570, 2000.

SCHMIDT, A. J. **Estudo da dinâmica populacional do caranguejo-uçá *Ucides cordatus cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea-Decapoda-Brachyura) e dos efeitos de mortalidade em massa dessa espécie em manguezais do sul da Bahia.** 2006. 186 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

STROBL, C. *et al.* Conditional Variable Importance for Random Forests. **BMC Bioinformatics**, v. 9, p. 1-11, 2008.

VALIELA, Ivan; BOWEN, Jennifer L.; YORK, Joanna K. Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments: At least 35% of the area of mangrove forests has been lost in the past two decades, losses that exceed those for tropical rain forests and coral reefs, two other well-known threatened environments. **AIBS Bulletin**, v. 51, n. 10, p. 807-815, 2001.

WARNER, G. F. The occurrence and distribution of crabs in a Jamaican mangrove swamp. **Journal of Animal Ecology**, v. 38, p. 379-389, 1969.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, p. 3-14, 2010.

Diversidade de produtores primários aquáticos em diferentes escalas espaciais e temporal em lagoas rasas próximas a estuários

*Emerson S. Dias
Jean P. Silva-Jorge
Maria Iohara Quirino
Milena Cordeiro
Priscilla Ramos*

RESUMO

Os padrões de diversidade de espécies mudam dependendo das escalas espaciais estudadas e podem ser representados por meio dos componentes alfa, beta e gama diversidade. Conhecer o componente que melhor responde à biodiversidade de uma região é um passo importante para ações de conservação, principalmente em ecossistemas com alta heterogeneidade espacial e temporal, como estuários. O objetivo desse estudo, portanto, foi avaliar a contribuição relativa dos componentes alfa e beta na determinação da diversidade gama em diferentes escalas espaciais e temporais de fitoplâncton e de vegetação aquática (macrófitas e vegetação ripária) em duas lagoas rasas próximas a estuário no Centro Tecnológico de Aquicultura do RN. As coletas foram realizadas dentro das dimensões espaciais de

quadrantes, dispostos em diferentes pontos das lagoas e entre lagoas. Os quadrantes de 50x50cm serviram para a amostragem da vegetação aquática. Para amostragem do fitoplâncton, foram utilizados potes de 200 ml, imersos até que enchesse nas diferentes áreas das lagoas e em dois tempos distintos. O NMDS com dissimilaridade de Jaccard mostrou uma alta separação entre a composição de espécies das duas lagoas tanto para a vegetação aquática quanto para o fitoplâncton (para este também entre horários), comprovados pelo teste ANOSIM. Quanto à partição da diversidade, para a vegetação aquática o componente mais importante foi alfa (os quadrantes) e para o fitoplâncton foi a beta2 (variação entre lagoas). Entretanto, vale ressaltar que para a partição da diversidade da vegetação aquática não foi possível incluir a variação entre lagoas, o que provavelmente seria o que melhor iria responder à variação da diversidade gama, assim como ocorreu com o fitoplâncton. A grande variação entre lagoas, mesmo que próximas, se mostra relevante para ações de conservação, uma vez que mais lagoas nesses ambientes estuarinos abarcaram maior diversidade do que uma única possivelmente maior ou mais conservada.

Palavras-chave: Beta diversidade. Gama diversidade. Macrófitas. Fitoplâncton.

INTRODUÇÃO

Os padrões de diversidade de espécies mudam espacialmente, dependendo das múltiplas escalas estudadas. Whittaker (1960, 1972) foi o primeiro a reconhecer a ligação entre a escala espacial

e a diversidade, democratizando o uso da alfa, beta e gama diversidade. De forma simplificada e aplicada, a diversidade alfa pode ser descrita como a diversidade de espécies dentro de comunidades locais, e a beta, como a diversidade de tipos de comunidades na região (JOST, 2007). Esses dois valores combinados, seja pelo método multiplicativo, seja pelo aditivo (WHITTAKER, 1960; LANDE, 1996), dão origem à gama diversidade, que corresponde à diversidade total do conjunto de espécies.

Ecosistemas aquáticos são, atualmente, incluídos no contexto de paisagem, assim, processos extrínsecos (do entorno e de maior escala) e intrínsecos (de menor escala) são vistos como moduladores desses ambientes (CARPENTER *et al.*, 2007). Espera-se que quanto mais próximas geograficamente duas regiões forem, mais aparentadas serão suas propriedades e dinâmicas (CARPENTER *et al.*, 2007). Contudo, regiões adjacentes a estuários podem não obedecer a esse padrão, visto a alta heterogeneidade espacial e temporal de diversos fatores, como padrões de absorção de nutrientes, de clareza da água e de gradiente de salinidade (KEMP; BOYNTON, 1984). Como consequência, as espécies que compõem essas comunidades são adaptadas à dinâmica desse ecossistema e acompanham suas alterações, variando no espaço e no tempo.

Conhecer o componente da diversidade que responde à maior biodiversidade de uma região é um passo importante para ações de conservação, principalmente em ecossistemas com alta heterogeneidade espacial e temporal. Tendo em vista que os produtores primários são a base das interações alimentares e que sua presença e diversidade afeta toda a cadeia, esses foram os organismos focais do presente estudo. Nosso objetivo foi avaliar a contribuição relativa dos componentes alfa e beta na determinação da diversidade gama em diferentes escalas

espaciais e temporais de fitoplâncton e de vegetação aquática (macrófitas e vegetação ripária) em duas lagoas rasas próximas a estuário no CTA-RN (Centro Tecnológico de Aquicultura do RN). Esperamos que haja diferença na diversidade de espécies, espacial e temporalmente, e que as maiores escalas espaciais e temporais respondam melhor à diversidade beta, influenciando de maneira preponderante a diversidade gama dos produtores primários aquáticos.

MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado na Fazenda CTA (Centro tecnológico de aquicultura – UFRN), município de Extremoz, estado do Rio Grande do Norte. A área de estudo corresponde a duas lagoas associadas a estuário, uma de água doce e uma de água salobra. A lagoa de água doce possui ca. 60 a 80 cm de profundidade e salinidade de 4% (Figura 1A), formando um corredor com águas claras. A lagoa salobra possui ca. 20 a 30 cm de profundidade e salinidade de 7% (Figura 1B), com águas escuras ricas em sedimentos.

Coleta de dados

A fim de compreender a diversidade de macrófitas e de vegetação aquática das lagoas (parte dos produtores primários do estudo), as morfoespécies foram contabilizadas com o auxílio de um quadrante de 50x50 cm feito de barbante. A beta1 para esse grupo foi representada pela variação de organismos entre os quadrantes e a beta2 foi a variação de organismos na diferença longitudinal da lagoa. As macrófitas e vegetação aquática foram identificadas em morfoespécies. Cada lagoa foi dividida em três partes: margem direita, meio e margem esquerda (Figura 1) com o objetivo de analisar as diferenças de diversidade dentro das próprias lagoas. Em cada parte das lagoas, o transecto foi colocado em três pontos aleatórios. No total, foram coletados 9 pontos de macrófita e vegetação na lagoa doce e 9 pontos na lagoa salobra.

A fim de compreender a diversidade de fitoplâncton nas duas lagoas (segunda parte dos produtores primários do estudo), foram coletados seis potes de água na superfície para cada parte da lagoa (margem esquerda, margem direita e meio). A beta1 para esse grupo foi representada pela diferença no tempo e a beta2 foi representada pela diferença entre lagoas. Duas amostragens em horários diferentes foram utilizadas para determinar a variação temporal na diversidade desses microrganismos, uma no início da manhã e outra no pico da produtividade primária. Dito isto, três potes em cada lagoa foram coletados entre as 7h30 e 9h e outros três potes foram coletados entre 11h30 e 12 h (Tabela 1).

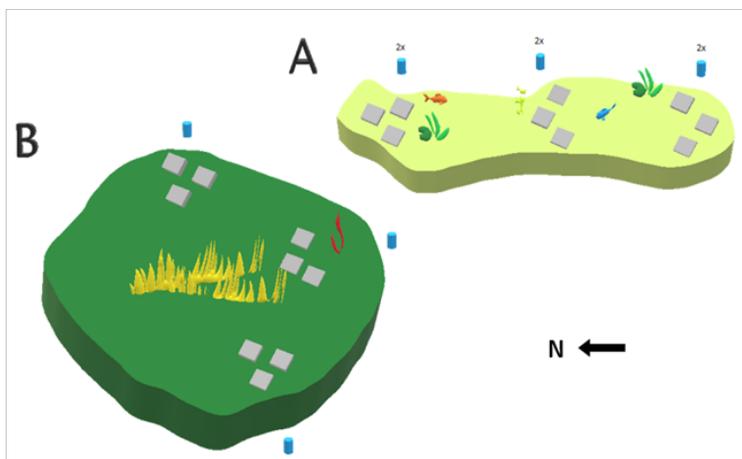


Figura 1 – Esquema de duas lagoas da Fazenda CTA (Centro Tecnológico de Aquicultura - UFRN). “A” corresponde a lagoa de água doce e “B” a lagoa salobra. Os quadrados cinza representam os pontos de amostragem para macrófitas e vegetação aquática. Os potes em azul representam a coleta de fitoplâncton. Fonte: autoria própria.

Tabela 1 – Coleta de fitoplâncton em duas lagoas, uma doce e uma salobra, da Fazenda CTA (Centro Tecnológico de Aquicultura - UFRN), município de Extremoz, estado do Rio Grande do Norte.

Lagoa Doce			Lagoa Salobra		
Margem esquerda	Horários	Riqueza	Margem esquerda	Horários	Riqueza
	07:37	7		08:30	2
	11:30	2		11:50	3
Meio	08:00	8	Meio	08:40	3
	11:35	4		11:55	1
Margem direita	08:07	5	Margem direita	08:48	3
	11:40	2		12:00	2

Fonte: autoria própria.

Análise de dados

Para analisar a composição dos produtores primários aquáticos entre as lagoas foi utilizado o NMDS com dissimilaridade de Jaccard, e, as diferenças na composição foram testadas através de uma ANOSIM. A porção de produtores primários que corresponde às macrófitas + plantas aquáticas foi particionada nos componentes alfa (quadrante, menor unidade amostral), beta1 (variação entre os quadrantes) e beta2 (variação longitudinal na lagoa). Para o fitoplâncton, a alfa diversidade foi a riqueza no tempo, beta1 foi a variação no tempo e beta2 a variação entre lagoas. Todas as análises foram realizadas no R (R CORE DEVELOPMENT TEAM, 2017), usando o pacote *vegan* (OKSANEN *et al.*, 2018) com as funções *metaMDS*, *anosim* e *adipart*.

RESULTADOS

A porção dos produtores primários que corresponde às macrófitas + plantas aquáticas teve uma riqueza de 12 morfoespécies, dessas, quatro são exclusivas da lagoa salobra e oito da de água doce.

O NMDS desse grupo mostrou uma alta separação entre composição de espécies das duas lagoas (*stress* de 0,002) (Figura 2). O teste ANOSIM revelou uma alta significância na composição entre lagoas ($R = 0,736$; $p = 0,001$), mas não entre as variações longitudinais dentro das lagoas ($R = -0,009$; $p = 0,494$) ou mesmo entre os quadrantes ($R = -0,368$; $p = 0,999$).

Na partição da diversidade gama, a diversidade alfa observada foi significativamente maior do que o esperado pelo modelo nulo ($p < 0,05$), sendo esta importante para a explicação

da variação de macrófitas + plantas aquáticas nas lagoas (Figura 3). Já a beta1 e a beta2 tiveram uma riqueza de morfoespécies observada maior do que o esperado pelo modelo nulo e não significativo ($p > 0,05$), não sendo considerado importante para responder à variação de riqueza nesse grupo.

A porção dos produtores primários que corresponde ao fitoplâncton teve uma riqueza de 17 morfoespécies. O NMDS desse grupo mostrou uma alta separação entre a composição de espécies tanto entre lagoas quanto entre horários (*stress* de 0,048) (Figura 4). O teste ANOSIM revelou uma alta significância na composição entre lagoas ($R = 0,526$; $p = 0,004$) e também entre horários ($R = 0,583$; $p = 0,003$).

Na partição da diversidade gama, a diversidade alfa observada e a diversidade beta1 foram menores que o esperado pelo modelo nulo, não sendo considerado importante para responder à variação de riqueza nesse grupo. Entretanto, a diversidade beta2 se mostrou extremamente importante para a explicação da variação de fitoplâncton, com valor observado ($p < 0,05$) maior do que o esperado pelo modelo nulo (Figura 5).

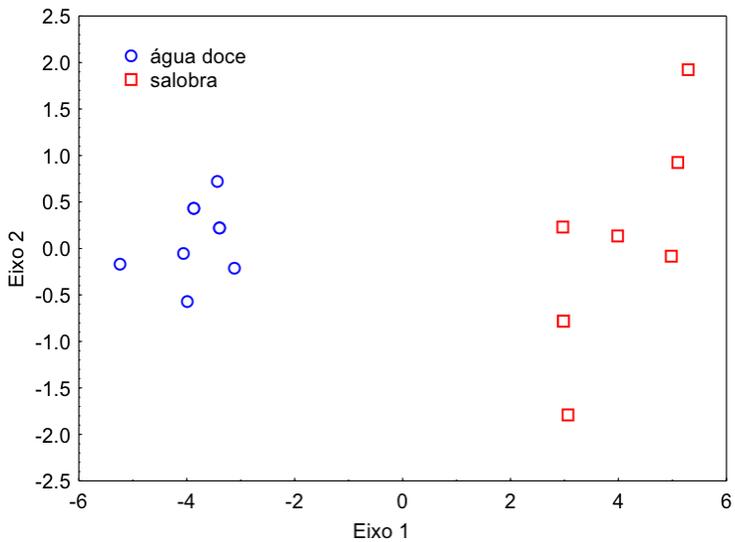


Figura 2 – Scores da NMDS para a distribuição da composição de espécies de macrófitas + plantas aquáticas em duas lagoas (uma de água doce e uma salobra) da Fazenda CTA (Centro Tecnológico de Aquicultura – UFRN).

Fonte: autoria própria.

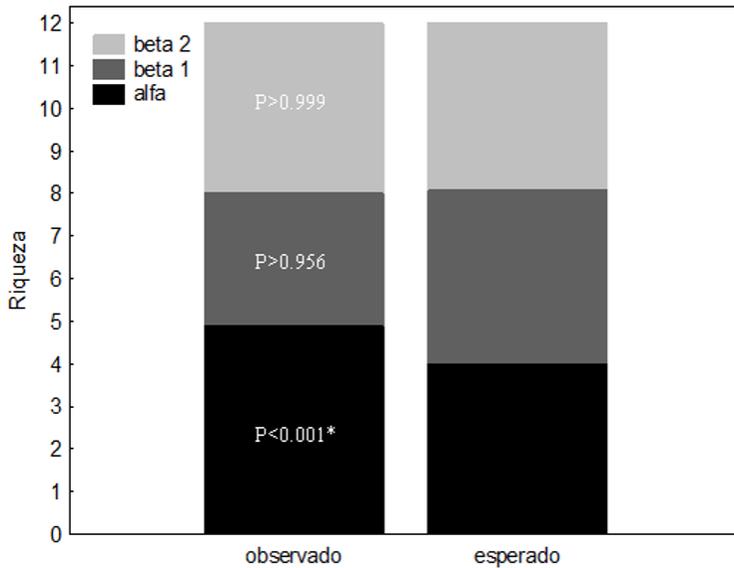


Figura 3 – Partição da diversidade gama de espécies de macrófitas + plantas aquáticas em duas lagoas (uma de água doce e uma salobra) da Fazenda CTA (Centro Tecnológico de Aquicultura – UFRN). Alfa representa a menor unidade amostral (quadrantes), beta1 a variação entre os quadrantes e beta2 a variação longitudinal dentro da lagoa.
 Fonte: autoria própria.

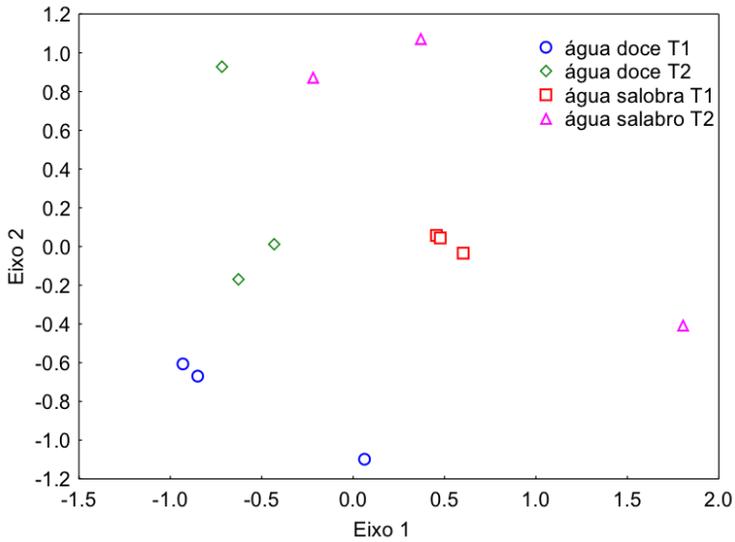


Figura 4 – Scores da NMDS para a distribuição da composição de espécies de fitoplâncton em duas lagoas (uma de água doce e uma salobra) da Fazenda CTA (Centro Tecnológico de Aquicultura – UFRN). T1 e T2 referem-se ao horário de amostragem, sendo T1 amostragem entre 7h30 e 9 h e T2 entre 11h30 e 12 h.
 Fonte: autoria própria.

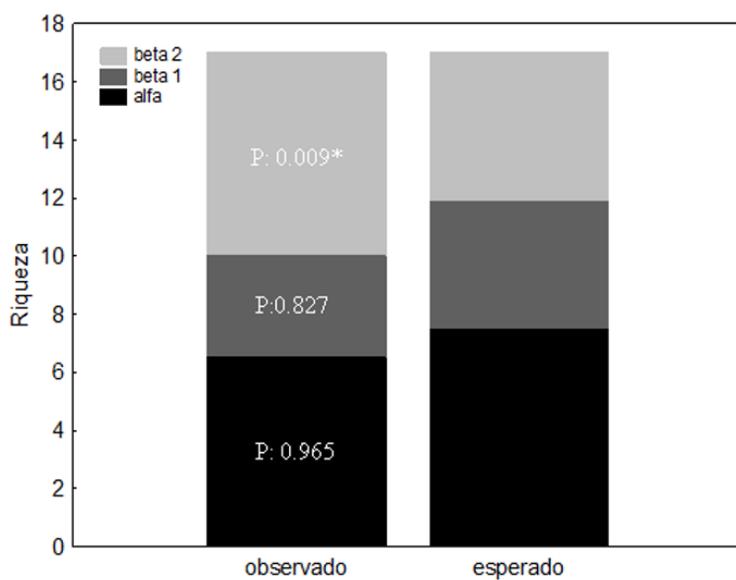


Figura 5 – Partição da diversidade gama de fitoplâncton em duas lagoas (uma de água doce e uma salobra) da fazenda CTA (Centro Tecnológico de Aquicultura – UFRN). Alfa representa a menor unidade amostral (horários), beta1 a variação entre os horários e beta2 a variação entre lagoas. Fonte: autoria própria.

DISCUSSÃO

As duas lagoas estudadas, apesar de próximas, não possuíam espécies vegetais em comum. Isso demonstra que há entre as lagoas um ecótono marcante, provavelmente caracterizado pelas diferenças de salinidade, que atuaram como um filtro ambiental para a comunidade de vegetais aquáticos (RIBEIRO

et al., 2015). Além disso, entre as duas lagoas houve pequena sobreposição de morfoespécies fitoplanctônicas, com riqueza e diversidade maiores na lagoa de água doce, indicando que os fatores que estruturam as comunidades atuam de maneira diferenciada entre os gradientes estudados (ACEVEDO-TREJOS *et al.*, 2015).

Os padrões observados de riqueza evidenciaram que a lagoa de água doce apresentou um domínio de macrófitas e perífiton, com baixa turbidez e alta produtividade primária, enquanto a lagoa salobra estava dominada por plantas aquáticas, a maioria de um tipo de capim, e tinha uma água mais turbida, grande quantidade de sedimentos e aporte orgânico vindo do manguezal. Esses padrões sugerem que as variações das marés devem atuar como forças desestabilizadoras ou desreguladoras das comunidades com maior intensidade na lagoa salgada (KIRWAN; MEGONIGAL, 2013), a que apresentava maior influência do manguezal e possuía brotos-de-mangue nas bordas.

Para a comunidade fitoplanctônica houve forte variação tanto entre lagoas quanto entre horários. O particionamento de diversidade para o fitoplâncton demonstrou que a diversidade beta 2, entre lagoas, é um fator importante para explicar a diversidade gama desses organismos. E, assim como com a vegetação aquática, as lagoas pareceram internamente homogêneas. Esse fato corroborou expectativas de que quanto maior a escala da variação espacial, maior a biodiversidade encontrada (AKASAKA *et al.*, 2010; ALAHUHTA, 2015). Já as mudanças associadas das condições acompanhadas pelo foto-período, indicam que a produtividade primária não foi constante e respondeu positivamente ao dinamismo do aporte de nutrientes promovidos pelas marés (MARAÑON *et al.*, 2015).

Como conclusão, as lagoas com condições totalmente distintas, disponibilizam diferentes condições e recursos, e somadas, abarcam uma maior diversidade de nicho, que se correlacionam positivamente com o particionamento da diversidade (ENGELS; JENSEN, 2010). Para a vegetação aquática, o que foi demonstrado nesse estudo, é que a diversidade beta espacial 2, a diversidade entre lagoas, possui uma contribuição importantíssima para a diversidade gama. Esse resultado foi comprovado pela partição da diversidade do fitoplâncton, e, só não foi visualizado para a vegetação aquática devido à incapacidade estatística de aninhamento, passando a maior importância para a alfa que correspondia aos quadrantes. Entretanto, é evidente a alta dissimilaridade de composição entre lagoas também para esse grupo, comprovado pelo NMDS e ANOSIM.

REFERÊNCIAS

- ACEVEDO-TREJOS, E. *et al.* Mechanisms shaping size structure and functional diversity of phytoplankton communities in the ocean. **Scientific Reports**, v. 5, p. 17–20, 2015.
- AKASAKA, M. *et al.* Effects of land use on aquatic macrophyte diversity and water quality of ponds. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 909–922, 2010.
- ALAHUHTA, J. Geographic patterns of lake macrophyte communities and species richness at regional scale. **Journal of Vegetation Science**, v. 26, p. 564–575, 2015.
- CARPENTER, S. *et al.* Understanding regional change: a comparison of two lake districts. **Bioscience**, v. 57, n. 4, p. 323–335, 2007.
- ENGELS, J. G.; JENSEN, K. Role of biotic interactions and physical factors in determining the distribution of marsh species along an estuarine salinity gradient. **Oikos**, v. 119, p. 679–685, 2010.
- JOST, L. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. **Ecology**, v. 88, p. 2427–2439, 2007.
- KEMP, M.; BOYNTON, W. Spatial and temporal coupling of nutrient inputs to estuarine primary production: the role of particulate transport and decomposition. **Bulletin of Marine Science**, v. 35, p. 522–535, 1984.
- KIRWAN, M.; MEGONIGAL, J. P. Tidal wetland stability in the face of human impacts and sea-level rise. **Nature**, v. 504, p. 53–60, 2013.

LANDE, R. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. **Oikos**, v. 76, p. 5–13, 1996.

MARAÑÓN, E.; CERMEÑO P.; LATASA, M.; TADONLÉKÉ, R. D. Resource supply alone explains the variability of marine phytoplankton size structure. **Limnology and Oceanography**, v. 60, p. 1848–1854, 2015.

OKSANEN, J. *et al.* **Vegan**: Community Ecology Package. R package version 2.4-6. 2018. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 18 maio 2018.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2017. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 18 maio 2018.

RIBEIRO, J. *et al.* Plant zonation in a tropical irregular estuary: can large occurrence zones be explained by a tradeoff model? **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, p. 511–516, 2015.

WHITTAKER, R. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 30, p. 279–338, 1960.

WHITTAKER, R. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, p. 213–215, 1972.

Do plâncton ao peixe: padrões de riqueza em poças de maré

*Bruna Carvalho
Milena Cordeiro
Rayane Fernandes
Randson Paixão
Priscilla Ramos*

RESUMO

A Teoria da Biogeografia de Ilhas aborda como os fatores ambientais como tamanho e isolamento do hábitat afetam os padrões de riqueza nas comunidades. Contudo, os efeitos desses mecanismos podem diferir entre os grupos de organismos de acordo com sua mobilidade. Nosso objetivo foi avaliar a relação entre os padrões de riqueza diferentes clados com a área e o volume de poças de maré onde ocorrem; e investigar se essa relação foi dependente da mobilidade dos clados. Para isso, avaliamos a riqueza de fitoplâncton, macroalgas, invertebrados e peixes em poças de maré na Praia de Santa Rita, situada no estado do Rio Grande do Norte. Utilizamos regressões lineares simples para avaliar as relações entre a riqueza total e a de cada grupo, com a área e o volume das poças. Para a riqueza total, houve uma relação positiva entre a área e o volume das poças, corroborando a teoria de biogeografias de ilhas. Entretanto, para os grupos separadamente o padrão foi um

pouco diferente. O fitoplâncton não apresentou essa relação positiva, possivelmente pelo fato das poças terem o mesmo grau de transparência e as coletas terem sido realizadas no pico da incidência solar, estando a lâmina d'água pouco habitada por fotoinibição. Quanto à mobilidade dos invertebrados, apenas os invertebrados sésseis mantiveram a relação positiva entre riqueza, tamanho e volume das poças. Esse fato pode ter ocorrido, em função da maior área e ou volume poder influenciar no recrutamento e estabelecimento desses organismos pelo maior aporte de recursos. Enquanto que os não sésseis podem explorar outras possibilidades. E quando a mobilidade dos peixes, apenas os de alta mobilidade apresentam a relação positiva com a área e o volume, evidenciando uma seleção desses organismos por regiões físico-químicas mais estáveis ou simplesmente porque as poças maiores e mais profundas possuem a capacidade de reter mais espécies aleatoriamente. Concluimos, portanto, que a Teoria de Biogeografia de Ilhas pode ser aplicada para escalas menores e que a mobilidade pode modificar as relações esperadas entre tamanho de hábitat e riqueza de espécies.

Palavras-chave: Relação espécies-área. Exploração do hábitat. Estabelecimento de invertebrados. Mobilidade. Tolerância. Estresse por dessecação.

INTRODUÇÃO

Os fatores que determinam a riqueza de uma determinada área foram explorados na clássica Teoria da Biogeografia de Ilhas (MACARTHUR; WILSON, 1967). De acordo com essa teoria,

quanto maior a área, maiores as chances de incremento da diversidade, devido ao maior aporte de recursos, bem como maior heterogeneidade ambiental e partição de nicho. É válido salientar, que a distribuição de organismos em ilhas oceânicas possui uma perspectiva dinâmica, enquanto o endemismo terrestre resulta de aspectos geográficos da ilha e tempo geológico, o aquático, além disso, é influenciado pelas flutuações no nível do mar (PINHEIRO *et al.*, 2017).

Um cenário semelhante ocorre nos ecossistemas aquáticos costeiros instáveis, como as poças de marés, ambientes dinâmicos, rasos e relativamente pouco estruturados do ponto de vista geomorfológico. Frente a isso, relacionar a riqueza taxonômica com o volume e área das poças, pode ser tão apropriado para entender os mecanismos que atuam sobre os ecossistemas costeiros, quanto é para os ambientes terrestres ou ilhas propriamente ditas. A organização das comunidades nesses ambientes é estruturada preponderantemente à atuação dos fatores estocásticos, como por exemplo, (*species sorting*), que sorteiam as espécies que ocuparão as manchas durante um determinado tempo, mas também fatores determinantes, como mobilidade e percepção das espécies. Dessa forma, é indispensável incluir um número representativo de espécies com diferentes *traits* nesse tipo de estudo, tendo em vista, que diferentes espécies respondem, de forma distinta, às variações no nível da maré.

O presente trabalho, portanto, testou os pressupostos assumidos pela Teoria da Biogeografia de Ilhas em poças de maré, assumindo que todas as poças sejam sujeitas às mesmas influências da fonte, nesse caso, mar aberto. Nosso objetivo é avaliar se a área e o volume das poças explicam os padrões de riqueza encontrados entre diferentes clados co-ocupantes

desses ambientes. Nossas hipóteses são: (1) que tanto o volume quanto a área das poças influem positivamente na riqueza de espécies em diversos grupos de organismos (plâncton, macroalgas, macroinvertebrados e peixes), e (2) que espécies com diferentes níveis de mobilidade responderam diferentemente as variações de volume e área das poças.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado na Praia de Santa Rita, localizada a 5°43'45"S e 35°12'8"O no município de Extremoz, Rio Grande do Norte. A praia possui várias e extensas ilhas de recifes de arenito, onde são formadas poças durante a maré baixa.

Delineamento amostral

Realizamos a coleta durante a manhã do dia 16 de maio de 2018, na maré baixa. Selecionamos 15 poças de diferentes tamanhos e profundidades. Em cada poça, medimos o comprimento (m) e a profundidade (cm) para serem calculados a área da elipse (proxy para área da superfície) e o volume do cilindro (proxy para volume das poças).

Calculamos a área da elipse pela fórmula:

$$A = \pi \times R \times r$$

E o volume do cilindro:

$$V = \pi \times r^2 \times h$$

Amostragem das espécies

Para avaliar os efeitos do isolamento e conectividade sobre a biodiversidade, selecionamos quatro grupos taxonômicos distintos: fitoplânctons, macroalgas, invertebrados e peixes. Amostramos a riqueza de cada grupo nas poças estudadas. Quanto às amostragens de macroalgas, invertebrados e peixes marinhos, utilizamos o método de “busca ativa”. Para fitoplâncton, coletamos amostras de 100 ml de água, próximas à lâmina de água, para posterior classificação em morfotipos no microscópio em laboratório. Para os demais, classificamos em morfotipos durante a coleta em campo. Dividimos os morfotipos de peixes e invertebrados em subgrupos quanto a sua mobilidade em relação ao uso do substrato: pouca mobilidade e alta mobilidade para peixes e sésseis, pouca mobilidade e alta mobilidade para invertebrados.

Análises estatísticas

Transformamos os dados da área e do volume em $\log+1$ para normalizar a distribuição (a adição de 1 se fez necessária devido aos valores próximos a zero). Para avaliar as relações

da riqueza total, riqueza dos grupos e riqueza de subgrupos (variáveis resposta), com a área e volume das poças (variáveis predictoras), utilizamos análises de regressão simples. Todas as análises estatísticas foram realizadas em software R.

RESULTADOS

Encontramos uma maior riqueza total de espécies quanto maior a área (Figura 1a; $p < 0,01$ e $r^2: 0,89$) e o volume das poças de maré (Figura 1b; $p < 0,01$ e $r^2: 0,89$). Por outro lado, analisando cada grupo separado, ocorreram diferença nessa relação. Para o fitoplâncton não existiu relação da área nem do volume das poças com a riqueza de espécies (Figura 2a e 2b; $p: 0,42$ e $r^2: 0,05$, $p: 0,27$ e $r^2: 0,09$), enquanto que para os demais grupos houve um acréscimo na riqueza com o aumento da área e volume das poças de maré (Figura 2c, $p < 0,01$ e $r^2: 0,76$; Figura 2d, $p < 0,01$ e $r^2: 0,69$; Figura 2e, $p < 0,01$ e $r^2: 0,88$; Figura 2f, $p < 0,01$ e $r^2: 0,81$; Figura 2g, $p < 0,01$ e $r^2: 0,64$; Figura 2h, $p < 0,01$ e $r^2: 0,58$).

Em relação à mobilidade, apenas invertebrados sésseis mantiveram a relação positiva entre riqueza, área e volume das poças (Figura 3a, $p < 0,01$ e $r^2: 0,73$; Figura 3b, $p < 0,01$ e $r^2: 0,70$). Variações na riqueza de invertebrados com pouca mobilidade ou mobilidade alta não foram explicadas pelo tamanho das poças (Figura 3c, $p: 0,17$ e $r^2: 0,14$; Figura 3d, $p: 0,17$ e $r^2: 0,14$; Figura 3e, $p: 0,12$ e $r^2: 0,18$; Figura 3f, $p: 0,21$ e $r^2: 0,12$).

Para os peixes, apenas os de alta mobilidade mostraram uma relação positiva entre riqueza, área e volume das poças (Figura 4c, $p < 0,01$ e $r^2: 0,59$; Figura 4d, $p < 0,01$ e $r^2: 0,68$). Variação na riqueza de peixes com pouca mobilidade não foi explicada pelo tamanho das poças (Figura 4a, $p: 0,22$ e $r^2: 0,11$; Figura 4b, $p: 0,47$ e $r^2: 0,04$).

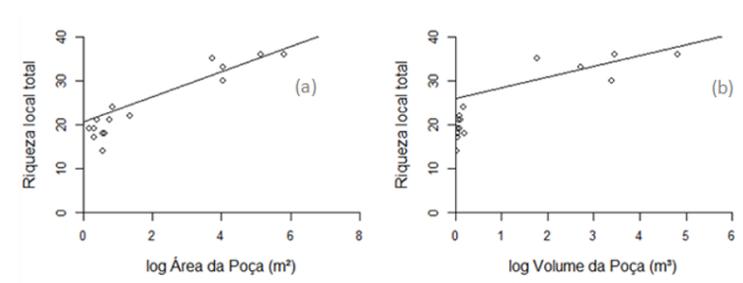


Figura 1 – Regressão simples entre a riqueza total de espécies com a área (a) e volume (b) de poças de maré.
Fonte: autoria própria.

DISCUSSÃO

De maneira geral, a riqueza de todos os grupos de organismos, exceto do fitoplâncton, aumentou com o aumento da área e volume das poças, corroborando os pressupostos deste estudo e com a Teoria da Biogeografia de Ilhas. Além do benefício do tamanho para abarcar maior diversidade, as poças maiores também sofrem menos variações das características físico-químicas quando a maré baixa, tornando-as mais propícias a maioria dos organismos (GIBSON; YOSHIYAMA, 1999). A falta de padrão que encontramos para o fitoplâncton pode estar relacionada com a susceptibilidade desses organismos à predação, sendo nas poças maiores, maior, por comportar uma maior riqueza de predadores (MACIEIRA; JOYEUX, 2011). Além disso, praticamente todas as poças tinham nível de transparência igual na lâmina d'água (homogeneizando as amostras) e a coleta foi feita no pico da incidência solar o que por fotoinibição seria a área de menor abundância e riqueza dentro dessas condições.

A relação positiva dos invertebrados sésseis com o aumento da área e do volume das poças estaria relacionada com a biologia desses animais. Boa parte dos invertebrados sésseis encontrados eram corais e esponjas. Estes organismos possuem baixa tolerância à dessecação e a altas temperaturas, diminuindo a sobrevivência em poças menores e aumentando a sobrevivência em locais que permanecem cobertos de água e mais profundos mesmo na maré baixa (ZAMPOGNO, 1989; MORAES *et al.*, 2003; DANTAS, 2013). Além disso, as poças maiores oferecem uma maior disponibilidade de recursos, selecionando-os durante o recrutamento. Quanto aos invertebrados de maior mobilidade, alguns morfotipos encontrados como Ermitões, Gastrópodes e Cracas podem transitar entre os ambientes aquáticos e as superfícies das rochas, não sendo tão dependentes das poças quanto aos invertebrados sésseis. Além disso, existe a dificuldade de amostrar organismos que estejam mais escondidos, visto que as poças maiores dispunham de uma maior área de refúgio nas rochas e os indivíduos com maior mobilidade teriam mais facilidade em se deslocar para estes refúgios.

Os peixes de maior mobilidade são geralmente peixes oportunistas, que ocupam as poças durante uma parte do ciclo de vida (GIBSON, 1999), e transitórios, que habitam as poças durante a preamar e baixa-maré, e com isso ocupam em sua maioria as poças maiores, pois estas apresentam maior estabilidade físico-química (MAHON; MAHON, 1994; MACIEIRA; JOYEUX, 2011). Neste estudo, contudo, seria mais difícil encontrar um padrão claro para os peixes de menor mobilidade. De modo geral, peixes com menor mobilidade, peixes residentes, que passam todo seu ciclo de vida em poças de maré normalmente habitam tanto poças pequenas quanto mais profundas (MAHON; MAHON, 1994; MACIEIRA; JOYEUX, 2011).

Com tudo isso, podemos concluir que a Teoria de Biogeografia de Ilhas pode ser aplicada para escalas menores e que outros fatores estão envolvidos na resposta de tamanho de hábitat e riqueza de espécies, como questões de mobilidade. Estudos mais aprofundados são necessários para mensurar outros parâmetros que aqui não foram mensurados e que também podem influenciar o padrão de distribuição das espécies, como temperatura, salinidade e pH. Há ainda a relação espécie-específica com o substrato e com todas variáveis já citadas que pode ser melhor analisada.

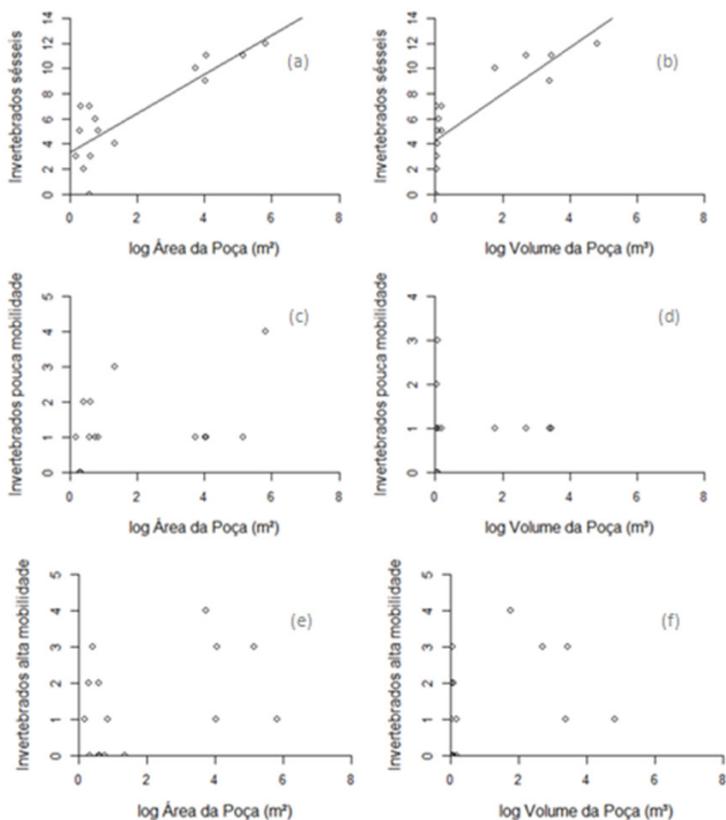


Figura 2 – Regressão simples entre os graus de mobilidade de invertebrados (organismos sésseis – a, b, de pouca mobilidade – c, d, e e de alta mobilidade – e, f) com a área (a, c, e) e volume (b, d, f) de poças de maré.
 Fonte: autoria própria.

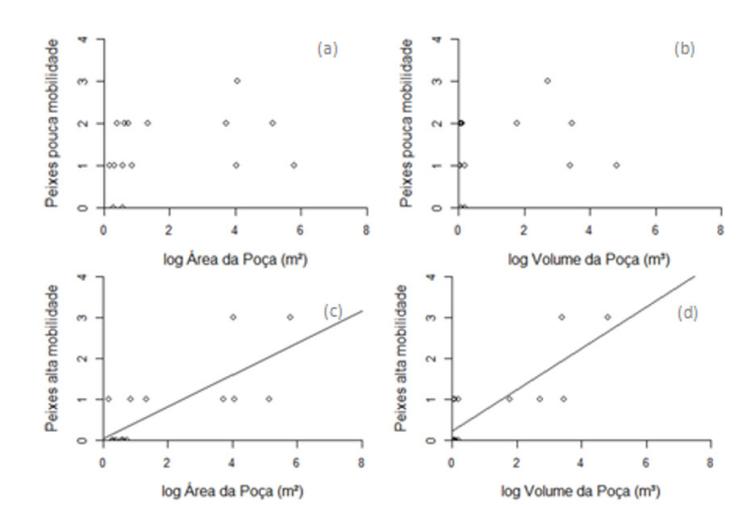


Figura 3 – Regressão simples entre os graus de mobilidade (pouca mobilidade – a, b, e de alta mobilidade – c, d) de peixes com a área (a, c) e volume (b, d) de poças de maré.
 Fonte: autoria própria.

REFERÊNCIAS

DANTAS, R. **Composição e estrutura trófica da ictiofauna das piscinas de maré da Praia do Paiva, Região Metropolitana do Recife, PE.** 2013. 74 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2013.

GIBSON, R. Movement and homing in intertidal fishes. *In:* HORN, Michael; MARTIN, Karen; CHOTKOWSKI, Michael. **Intertidal fishes: Life in two worlds.** [S.l.]: Academic Press, 1999. p. 97-125.

GIBSON, R.; YOSHIYAMA, R. Intertidal fish communities. *In:* HORN, Michael; MARTIN, Karen; CHOTKOWSKI, Michael. **Intertidal fishes: life in two worlds.** [S.l.]: Academic Press, 1999. p. 264-296.

MACIEIRA, R.; JOYEUX, J. Distribution patterns of tidepool fishes on a tropical flat reef. **Fishery Bulletin**, v. 109, p. 305, 2011.

MAHON, R.; MAHON, S. Structure and resilience of a tidepool fish assemblage at Barbados. *In:* BALON, E. K.; BRUTON, Michael N.; NOAKES, D. L. G. **Women in ichthyology: an anthology in honour of ET, Ro and Genie.** Dordrecht: Springer, 1994. p. 171-190.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. (1967). **The Theory of Island Biogeography.** Princeton, N.J.: Princeton University Press, 203 p.

MORAES, F. C.; VILANOVA, E. P.; MURICY, G. Distribuição das esponjas (Porifera) na Reserva Biológica do Atol das Rocas, nordeste do Brasil. **Arquivos do Museu Nacional**, v. 61, n.1, p. 13-22, 2003.

PINHEIRO, H.; BERNARDI, G.; SIMON, T.; JOYEAUX, J.C.;
MACIEIRA, R. M.; GASPARINI, J. L.; ROCHA, C.; ROCHA, L. A. Island
biogeography of marine organisms. **Nature**, v. 549, p. 82–85, 2017.

ZAMPROGNO, C. **Distribuição e hábitos alimentares
dos peixes na zona entremarés de recifes rochosos da
Praia de Manguinhos, Espírito Santo**. 1989. Dissertação
(Mestrado em Biologia – Ecologia) – Universidade
Estadual de Campinas, Campinas, 1989.

Do plâncton ao peixe: diversidade β em poças de maré de um costão rochoso no litoral brasileiro

*André Belo
Emerson S. Dias
Fernanda Lamin
Mery Alencar
Paulo I. S. Medeiros
Virgínia Paixão*

RESUMO

O estudo de padrões de diversidade beta em relação a fatores ambientais e espaciais podem fornecer informações sobre mecanismos que estruturam a comunidade (ex.: limitação por dispersão). No entanto, esses padrões podem variar entre grupos com diferentes capacidades de dispersão. Esse estudo investigou como a diversidade beta varia entre poças de marés isoladas e conectadas de diferentes tamanhos e entre diversos grupos de organismos com diferentes capacidades de dispersão, num costão rochoso no litoral do nordeste brasileiro. A diversidade beta variou para todos os grupos entre a conectividade e isolamento das poças, sendo maior em poças isoladas e grandes para a maioria dos grupos estudados. Os resultados demonstram a importância relativa da análise conjunta da

conectividade e tamanho de poças no estudo da diversidade beta para grupos com diferentes níveis de mobilidade.

Palavras-chave: Beta. Conectividade. Diversidade. Composição. Intertidal. Costão rochoso.

INTRODUÇÃO

A diversidade beta é uma medida utilizada para comparar a diversidade de organismos entre diferentes escalas ou locais, identificando as diferenças na composição das comunidades (BASELGA *et al.*, 2010). Dois componentes a constituem: o aninhamento, que ocorre quando a diversidade é um subconjunto de locais com maior riqueza, e a substituição ou *turnover*, que indica a permuta de espécies por outras (BASELGA *et al.*, 2010).

Um dos fatores que mais influencia na variação da diversidade beta é a heterogeneidade ambiental, pois a variação no ambiente implica no número de espécies que podem estar adaptadas ao intervalo de condições abióticas (HEINO *et al.*, 2015). Os gradientes ambientais tendem a aumentar conforme a extensão espacial, promovendo a existência de filtros que levam ao sorteio de espécies e a consequente diferença na composição das comunidades (HEINO *et al.*, 2015). A distância geográfica possui uma forte influência na taxa de dispersão dos organismos, mas esta também é condicionada pelos diferentes *traits* individuais (HEINO *et al.*, 2015; CAÑEDO-ARGUELLES, 2015; DE BIE *et al.*, 2012).

Costões rochosos situados na zona intertidal são regiões sujeitas à variação diária de maré alta e maré baixa, levando

à formação das poças temporárias (METAXAS; SCHEIBLING, 1993). As poças possuem diferentes tamanhos; e ainda, podem ser fisicamente conectadas ou isoladas entre si, a depender do isolamento da superfície do costão rochoso para com o nível da água. A capacidade em se dispersar é especialmente importante para indivíduos que vivem em poças temporárias de ambientes aquáticos, particularmente pela efemeridade deste tipo de hábitat (MEESTER *et al.*, 2005). Soma-se a isso, o tamanho do corpo dos organismos, de forma que a limitação na dispersão será mais importante para aqueles que forem maiores (DE BIE *et al.*, 2012)

Diferentes grupos biológicos habitam poças temporárias de costões rochosos, tais como plâncton, invertebrados, macroalgas e peixes (METAXAS; SCHEIBLING, 1993). Organismos como peixes se dispersam de maneira ativa através do nado, portanto, não conseguem se deslocar entre poças isoladas (DE BIE *et al.* 2012). Diferentemente, organismos com dispersão passiva, tais como plâncton, podem se dispersar entre poças isoladas e conectadas, por exemplo, através do vento (NASELLI-FLORES; PADISÁK, 2015). Muitos organismos sésseis habitam esse tipo de ambiente, e segundo Okuda *et al.* (2010) fatores ambientais dominam na estruturação das metacomunidades de invertebrados com essa mobilidade limitada.

Dessa forma, poças conectadas favorecem o fluxo de organismos que se dispersam de maneira passiva ou ativa e assim podem apresentar composição semelhante de espécies ou comunidades mais homogêneas (SHURIN; COTTENIE; HILLEBRAND, 2009). Poças temporariamente isoladas podem impedir a chegada de organismos que não conseguem cruzar essa barreira de isolamento geográfico e, por isso, podem

apresentar comunidades mais heterogêneas (SHURIN; COTTENIE; HILLEBRAND, 2009).

Assim, em um sistema de costão rochoso com diferentes poças isoladas e conectadas entre si, diferenças na diversidade beta entre poças podem ser esperadas, sendo esta maior entre poças isoladas do que entre poças conectadas. Também é possível que organismos limitados pela dispersão apresentem maior diversidade beta em relação aos organismos que não são limitados pela dispersão (SOINENEN; LENNON; HILLEBRAND, 2007).

Com isso, o objetivo deste trabalho foi avaliar como a diversidade beta varia entre poças de marés isoladas e conectadas, de diferentes tamanhos, entre diferentes grupos de organismos. Nós esperamos que a diversidade beta seja menor (comunidade mais homogênea) em poças conectadas do que em poças isoladas (comunidade mais heterogênea) e que quanto menor a capacidade de dispersão dos organismos (maior limitação por dispersão) maior será a sua diversidade beta.

MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em poças de maré numa área de costão rochoso localizado na Praia de Santa Rita, situada no município de Extremoz, Rio Grande do Norte.

Coleta de dados

Os organismos foram coletados durante o período da manhã em 15 poças temporárias, classificadas em: poças grandes isoladas (GI), poças pequenas isoladas (PI) e poças pequenas conectadas (PC). O tamanho e a profundidade das poças de maré foram mensurados, no qual o tamanho foi estimado a partir do comprimento maior e menor, e a profundidade foi medida no meio da poça.

A amostragem do fitoplâncton foi feita com a coleta de água na subsuperfície da lâmina d'água em cada poça de maré, utilizando garrafas plásticas de 100ml, em que o material foi acondicionado em local escuro até a chegada ao laboratório. Para a identificação das espécies de fitoplâncton, utilizamos um microscópio óptico com aumento de 40X, e classificamos as espécies em morfotipos. A amostragem e identificação dos grupos de invertebrados, peixes e macroalgas foram realizadas pelo método de busca ativa nos locais amostrais.

Análises estatísticas

A diversidade beta foi calculada com base na função 'betadisper', utilizando a métrica 'Raup-Crick'. Esta métrica é um índice de probabilidade baseado em dados de presença/ausência, definida como $1 - \text{prob}(j)$, baseada na probabilidade de encontrar ao menos j espécies em comum entre as comunidades comparadas. Os valores variam de -1 a 1, com valores de diversidade beta mais próximos de 1 indicando maior dissimilaridade entre

comunidades locais do que esperado ao acaso (RAUP; CRICK, 1979; CHASE *et al.*, 2011).

Para testar a homogeneidade de dispersão multivariada, usando os centroides da dispersão como medida da variação na heterogeneidade entre as comunidades, foi realizada uma PERMDISP (ANDERSON; ELLINGSEN; MCARDLE, 2006) através da função 'betadisper'. Esta análise permite testar através de permutações se há diferenças na variação da composição da comunidade, medida pela tabela de diversidade beta calculada anteriormente, sendo baseada na distância dos pontos amostrais em relação ao centroide do grupo em um espaço multivariado de uma ordenação PCoA. Esta análise é sensível à métrica escolhida, podendo variar puramente devido às diferenças na riqueza de espécies (RICOTTA, 2010, ANDERSON *et al.*, 2011, CHASE *et al.*, 2011). Portanto, justificamos o uso da métrica de Raup-Crick para o cálculo da PERMDISP devido à sua insensibilidade à riqueza de espécies. A análise de permutações foi realizada com 999 permutações.

A composição de espécies foi analisada a partir de NMDS, utilizando Índice de Jaccard para cada grupo de organismos para comparar a diferença na composição da comunidade entre os tipos de poças. As composições entre as diferentes poças foram testadas com ANOSIM utilizando Índice de Jaccard. Por questões de tamanho amostral, foi considerado um nível de significância $\alpha = 0,10$. Todas as análises estatísticas foram realizadas no *software* R Core Team (2018) a partir do pacote Vegan (OKSANEN, 2015).

RESULTADOS

A diversidade beta para todos os grupos variou entre as poças amostradas, evidenciando que ocorreram diferenças entre a conectividade e o tamanho. Diferenças entre os centroides foram encontradas (PERMDISP, $P = 0,001$, Pseudo-F = 7,62), dos quais, poças pequenas e conectadas apresentaram menores distâncias média até os centroides (0,064), representando menor diversidade beta; ao passo que poças grandes e isoladas apresentaram maiores distâncias (0,145).

A diversidade beta para cada grupo estudado obteve diferenças significativas para invertebrados (PERMDISP, Pseudo-F = 3,392, $P = 0,081$) (Figura 2), mas não para peixes (PERMDISP, Pseudo-F = 1,776, $P = 0,219$) e algas (PERMDISP, Pseudo-F = 1,081, $P = 0,353$). A distância média entre os centroides entre as comunidades de invertebrados foi menor para poças conectadas pequenas (0,064), e maior para isoladas grandes (0,145).

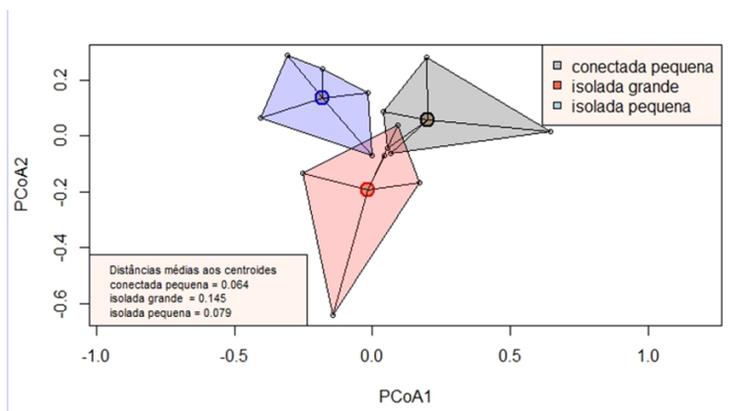


Figura 1 – Componentes principais da dispersão da diversidade beta (índice = Raup-Crick) entre todos os organismos amostrados nos diferentes tipos de poças. Centroides representados pelos pontos centrais em cada grupo.
Fonte: autoria própria.

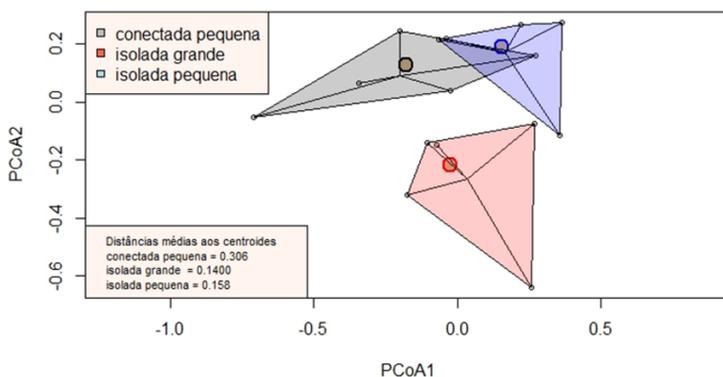


Figura 2 – Componentes principais da dispersão da diversidade beta (índice = Raup-Crick) entre todos os invertebrados amostrados nos diferentes tipos de poças. Centroides representados pelos pontos centrais em cada grupo.
 Fonte: autoria própria.

Por meio da ANOSIM (Índice = “Jaccard”), observamos diferenças significativas na composição de morfoespécies nos diferentes tipos de poças de maré para os grupos de invertebrados ($R = 0,487$, $p < 0,001$) e fitoplâncton ($R = 0,153$, $p = 0,091$). A assembleia de peixes apresentava poças com 0 espécies, não sendo possível calcular o índice de similaridade de Jaccard para estes pontos e, portanto, inviabilizando a análise para este grupo. Remover os pontos com 0 espécies causaria um desenho desbalanceado, cujo resultado seria pouco confiável.

A NMDS demonstrou diferenças em poças isoladas grandes nas comunidades de invertebrados (Figura 4) e peixes (Figura 5). Entretanto, deve-se notar que a qualidade da NMDS da comunidade de peixes é baixa devido ao desenho desbalanceado nesta amostra que e apesar de seu baixo *stress*, a análise não é confiável. A comunidade de algas apresentou maior sobreposição na similaridade de sua comunidade (Figura 6).

DISCUSSÃO

A diversidade beta representa em seus componentes a heterogeneidade ambiental, através de filtros ambientais e a dispersão dos organismos (GIANUCA *et al.*, 2016). A variação desta está, então, atrelada à escala espacial em estudo e à capacidade de dispersão dos organismos. Pudemos detectar que a diversidade beta foi maior em lagoas com menor conectividade (lagoas isoladas), ao avaliar a comunidade como um todo, corroborando assim a hipótese inicial do estudo. A alta conectividade entre habitats pode levar à homogeneização das comunidades locais através da forte dispersão entre organismos (MOUQUET; LOREAU, 2002). Poças isoladas não são capazes de receber ou doar diversos grupos de organismos para outras poças, de forma que os organismos móveis presentes nela e que não forem capazes de atravessar a rocha exposta ao ar estarão presos até a próxima maré alta. Assim, a conectividade entre ambientes pode explicar a variabilidade na composição da comunidade em costões rochosos durante as marés baixas.

No entanto, este padrão de diversidade beta esperado para as poças conectadas pode ser dependente da escala espacial e capacidade de dispersão das espécies (OKUDA *et al.*, 2010).

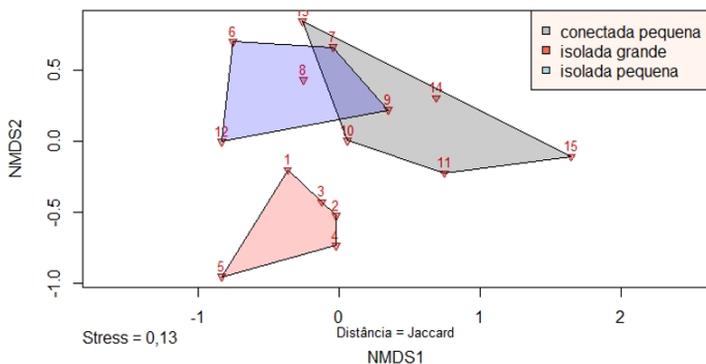


Figura 3 – NMDS da composição da comunidade de invertebrados nos diferentes tipos de poças para dados de presença/ausência. Pontos são os locais de coleta.
 Fonte: autoria própria.

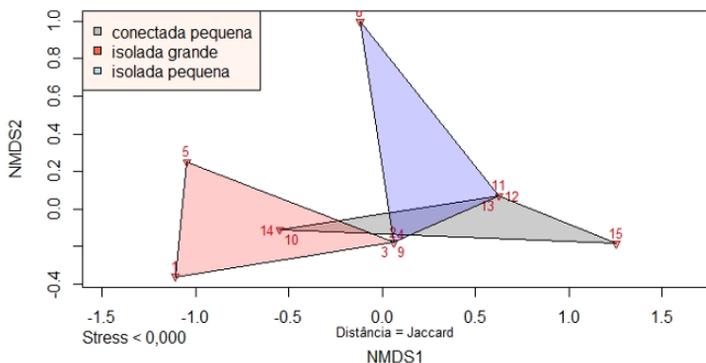


Figura 4 – NMDS da composição da comunidade de peixes nos diferentes tipos de poças para dados de presença/ausência. Pontos são os locais de coleta.
 Fonte: autoria própria.

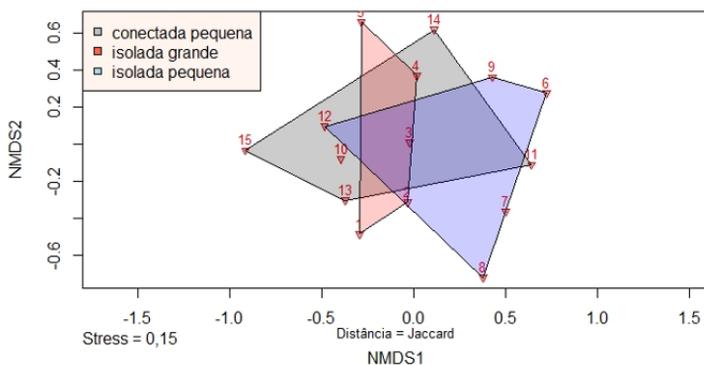


Figura 5 – NMDS da composição da comunidade de algas nos diferentes tipos de poças para dados de presença/ausência. Pontos são os locais de coleta.
Fonte: autoria própria.

Observamos para o grupo de macroinvertebrados marinha maior diversidade beta entre poças de maré pequenas e conectadas. Dentre as morfoespécies amostradas, haviam diversas sésseis, como hidrozoários, tunicados, ascídias, anêmonas, briozoários, cirripédias, corais e esponjas. Tais espécies não possuem capacidade de locomoção durante as baixas marés em busca de poças mais profundas e estáveis. A dispersão desses grupos ocorre na fase larval planctônica, de forma que seu estabelecimento estará atrelado ao filtro ambiental promovido pela qualidade das poças encontradas.

A diversidade beta analisada entre os grupos de peixes e algas fitoplanctônicas não foi significativamente diferente entre as poças de diferentes tamanhos e graus de conectividade. A capacidade de dispersão destes organismos é extremamente alta, ocorrendo de forma ativa para peixes e passiva através

de spray marinho para o fitoplâncton (GENITSARIS; KORMAS; MOUSTAKA-GOUNI, 2011), e é possível que a escala espacial observada não seja efetiva para restringir a ocupação das poças. O fato de que a diversidade beta apresenta variação significativa com o grau de conectividade e tamanho na comunidade como um todo, mas de forma diferente entre as seções da mesma comunidade sugere que este componente da diversidade é dependente de traços das espécies relacionados à dispersão (GERMAIN; STRAUSS; GILBERT, 2017; MELO *et al.*, 2011).

As composições das comunidades, tais como observadas pela NMDS, indicam uma diferenciação da comunidade nas poças isoladas grandes, com exceção da comunidade fitoplanctônica. Dada a natureza de zonação vertical das zonas intertidais e os estresses ambientais causados pelo aumento de temperatura e salinidade ocorrendo no ambiente, é possível que estes fatores estejam causando um filtro ambiental nos organismos estudados, uma vez que poças com volumes maiores são menos afetadas por estes estresses.

Demonstramos que poças com menor conectividade e tamanho apresentam maior diversidade beta. Nosso estudo indica que os padrões de diversidade beta variando conforme o grupo de organismos sugere que ao se aumentar o escopo da diversidade analisada, os padrões de diversidade beta tornam-se mais evidentes. Portanto, sugerimos a estudos futuros sobre diversidade beta considerar uma abordagem holística acerca da comunidade analisada, buscando analisar diferentes grupos de organismos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos pela orientação da Professora Juliana Dias durante este trabalho orientado pela sua amizade e por seu apoio metodológico, teórico e estatístico.

REFERÊNCIAS

ANDERSON, J. M.; ELLINGSEN, K. E. McARDLE, B. H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology Letters**, v. 9, p. 683-693, 2006.

ANDERSON, M. J. *et al.* Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 14, p. 19-28, 2011.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, p. 134-143, 2010.

CAÑEDO-ARGÜELLES, M. *et al.* Dispersal strength determines meta-community structure in a dendritic riverine network. **Journal of Biogeography**, v. 42, n. 4, p. 778-790, 2015.

CHASE, J. M. *et al.* Using null models to disentangle variation in community dissimilarity from variation in α -diversity. **Ecosphere**, v. 2, n. 2, p. 1-11, 2011.

DE BIE, T. *et al.* Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. **Ecology Letters**, v. 15, p. 740-747, 2012.

GENITSARIS, S.; KORMAS, K. A.; MOUSTAKA-GOUNI, M. Airborne algae and cyanobacteria: occurrence and related health effects. **Frontiers in Biosciences**, v. 3, n. 2, p. 772-787, 2011.

GERMAIN, R. M.; STRAUSS, S. Y.; GILBERT, B. Spatial scale of ecological processes. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 17, p. 4447-4452, 2017.

GIANUCA, A. T.; PANTEL, J. H.; DE MEESTER, L. Disentangling the effect of body size and phylogenetic distances on zooplankton top-down control of algae. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 283 (1828), p. 1-8.

GIANUCA, A. T. *et al.* Effects of dispersal and environmental heterogeneity on the replacement and nestedness components of β -diversity. **Ecology**, v. 98, p. 525-533, 2017.

HEINO, J. *et al.* Elements of metacommunity structure and community-environment relationships in stream organisms. **Freshwater biology**, v. 60, n. 5, p. 973-988, 2015.

MEESTER, L. D. *et al.* Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. **Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems**, v. 15, p. 715-725, 2005.

METAXAS, A.; SCHEIBLING, R. E. Community structure and organization of tidepools. **Marine Ecology Progress Series**, v. 98, p. 187-198, 1993.

MELO, A. S. *et al.* Focusing on variation: methods and applications of the concept of beta diversity in aquatic ecosystems. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 3, p. 318-331, 2011.

MOUQUET, N.; LOREAU, M. Coexistence in Metacommunities: The Regional Similarity Hypothesis. **The American Naturalist**, v. 159, p. 420-426, 2002.

NASELLI-FLORES, L.; PADISÁK, J. Blowing in the wind: how many roads can a phytoplankton walk down? A synthesis on phytoplankton biogeography and spatial processes. **Hydrobiologia**, v. 764, p. 303-313, 2015.

OKSANEN, J. *et al.* **Vegan**: community ecology package. R package version 2.2-1. 2015. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 19 maio 2018.

OKUDA, T. *et al.* Contribution of environmental and spatial processes to rocky intertidal metacommunity structure. **Acta Oecologica**, v. 36, p. 413-422, 2010.

PETSCH, D. K.; SCHNECK, F.; MELO, A. S. Substratum simplification reduces beta diversity of stream algal communities. **Freshwater Biology**, v. 62, p. 205-213, 2016.

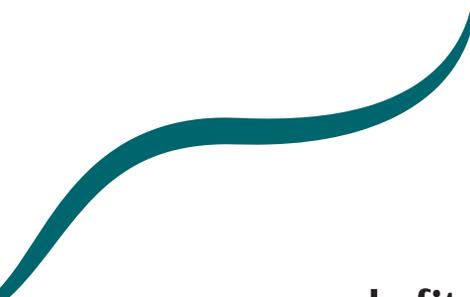
R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2018.

RAUP, D. M.; CRICK, R. E. Measurement of faunal similarity in paleontology. **Journal of Paleontology**, v. 53, p. 1213-1227, 1979.

RICOTTA, C. On beta diversity decomposition: trouble shared is not trouble halved. **Ecology**, v. 91, p. 1981-1983, 2010.

SHURIN, J. B.; COTTENIE, K.; HILLEBRAND, H. Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. **Oecologia**, v. 159, p. 151-159, 2009.

SOININEM, J.; LENNON, J. J.; HILLEBRAND, H. A multivariate analysis of beta diversity across organism and environments. **Ecology**, v. 88, p. 2830-2838, 2007.



Padrões de riqueza de fitoplâncton em diferentes tipos de ecossistemas aquáticos

Paulo I. S. Medeiros

André Belo

Randson Paixão

Fernanda Lamin

RESUMO

Os fatores abióticos afetam direta e indiretamente o padrão de riqueza-local e ambientes com ampla heterogeneidade ambiental tendem a sustentar uma ampla variedade de espécies devido à maior variedade de recursos e condições. Além disso, as atividades antrópicas como a carcinicultura, também tendem a impactar ambientes costeiros como os manguezais, e alterar esses padrões nas comunidades biológicas. O presente trabalho teve como objetivo comparar os padrões de riqueza de fitoplâncton entre diferentes ecossistemas aquáticos: lagoa dulcícola, lagoa salobra, manguezal-exposto, manguezal-protegido, canal do rio e poças de marés. O estudo foi realizado em três áreas de manguezal, uma área de lagoa doce, uma área de lagoa salobra situadas no CTA e em 5 poças de maré localizadas na Praia de Santa Rita, Extremoz, RN. Em cada ponto amostral foi coletada uma amostra de água para análise da composição de morfotipos de fitoplâncton e quantificação das variáveis

abióticas (salinidade, profundidade, transparência da água, cobertura do dossel e tipo de sedimento). A riqueza de espécies de fitoplâncton variou entre os diferentes tipos de ambientes aquáticos. Em relação aos parâmetros ambientais analisados, diferenças na composição de espécies podem ser explicadas pelas diferenças na heterogeneidade ambiental que distingue cada ambiente. A variação na composição de espécies entre áreas amostrais evidenciou que os ambientes estudados podem atuar como filtros que moldam as comunidades fitoplanctônicas segundo os recursos e fatores limitantes que selecionam espécies com diferentes adaptações nos traits funcionais.

Palavras-chave: Manguezal. Padrões de riqueza. Estrutura de comunidades. Fitoplâncton.

INTRODUÇÃO

A riqueza de espécies pode ser basicamente entendida como o número de espécies que ocorrem em uma determinada região. Quanto maior for o número de espécies em uma determinada região, essa é considerada rica; por sua vez, quando o número de espécies é baixo, aquela região é considerada pobre. Muitos estudos buscam entender as variações nas riquezas de espécies entre ambientes e o seu papel no funcionamento dos ecossistemas.

Como exemplo disso, Gessner *et al.* (2010) demonstraram como a riqueza de espécies de folhas mortas (litter) podem favorecer uma maior taxa de espécies de decompositores, que por sua vez aumenta a taxa de decomposição.

Fatores abióticos como a profundidade em ecossistemas aquáticos, grau de perturbação física, isolamento e grau de heterogeneidade de habitat e fatores bióticos, como a competição e a predação afetam direta e indiretamente a riqueza de espécies (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Ao contrário de ambientes mais homogêneos, ambientes heterogêneos apresentam um conjunto mais amplo de condições que podem ser ideais para uma ampla variedade de espécies (BROWN; REILLY; PEET, 2016).

Fitoplâncton são micro-organismos produtores primários com alto turnover e palatabilidade, contribuindo essencialmente para o fluxo energético nos ambientes aquáticos (SHURIN; GRUNER; HILLEBRAND, 2006). As espécies de fitoplâncton podem replicar-se em uma curta escala de tempo entre horas a uma semana (REYNOLDS, 1990).

O fitoplâncton possui papel fundamental nos processos biogeoquímicos e ecológicos de ambientes dulcícolas e marinhos, funcionando como base para quase todas as teias alimentares nos ecossistemas aquáticos (ARRIGO, 2005). Esses organismos podem apresentar uma variedade de formas e estruturas para se adaptarem às condições ambientais abióticas, como a luz e a salinidade, e bióticas, como no que concerne à comestibilidade e toxicidade, para evitar a predação. Todavia, fitoplâncton de água doce podem sofrer lise ao entrarem em contato com elevados teores de sal. Assim, um gradiente ambiental de águas com diferentes intensidades de salinidade pode apresentar diferentes padrões de riqueza de fitoplâncton (REYNOLDS, 2006). Estudar essas diferentes condições ambientais e os fatores biológicos são, então, de suma importância para se entender a ecologia desse grupo de organismos, bem como processos de substituição de espécies e de seleção de habitat (REYNOLDS, 2006; ZOHARY; PADISÁK; NASELLI-FLORES, 2010).

Para uma melhor compreensão desse grupo amplamente diverso, vários autores vêm classificando-os de acordo com os seus *traits* e características morfológicas (como em KRUK *et al.*, 2011; REYNOLDS; ELLIOT; FRASSIL, 2014; COLINA *et al.*, 2015).

Costões rochosos situados na zona intertidal estão sujeitos à variação diária de maré alta e maré baixa, formando poças temporárias (METAXAS; SCHEIBLING, 1996). Diferentes grupos biológicos habitam essas poças temporárias, como plâncton, invertebrados, macroalgas e peixes (METAXAS; SCHEIBLING, 1996). Organismos com dispersão passiva, tais como plâncton, podem se dispersar entre poças isoladas e conectadas, por exemplo, através do vento (NASELLI-FLORES; PADISÁK, 2015). Assim, poças conectadas favorecem o fluxo de organismos que se dispersam de maneira passiva ou ativa e assim podem apresentar composição semelhante de espécies ou comunidades mais homogêneas (SHURIN; GRUNER; HILLEBRAND, 2009).

Os manguezais constituem 15×10^6 Km² de costas tropicais e subtropicais do mundo, sendo considerados comunidades biológicas de alta produtividade (FAO, 2007). Além disso, devido às oscilações do nível do mar, eles estão sujeitos a variações diárias de salinidade da água (BARTH; SO-TIHAGO; BARROS, 2006). Altas concentrações de salinidade reduzem a absorção de água (CLOUGH, 1984) e concentração de CO₂ intercelular (FARQUHAR *et al.*, 1982), reduzindo as taxas fotossintéticas (SOBRADO, 1999) e o crescimento de plântulas de mangue, mesmo havendo disponibilidade de luz (BALL, 2002).

Atividades de carcinicultura vêm impactando manguezais em vários locais do mundo. Na área de manguezal escolhida para este trabalho, antigos tanques de carcinicultura estão apresentando regeneração natural de mangue branco (*Laguncularia racemosa*) e mangue vermelho (*Rizophora mangle*),

gerando um gradiente dessas espécies e condições ambientais locais divergentes, como o tipo de sedimento. A área próxima ao talude artificial (área mais protegida da maré) apresenta dominância de *L. racemosa*, a zona intermediária entre o talude e o Rio Ceará-mirim a presença de ambas espécies e a região mais próxima ao Rio a dominância de *R. mangle*.

Com base no contexto citado, o presente estudo teve como objetivo verificar os padrões de riqueza de fitoplâncton 1) entre diferentes ecossistemas aquáticos, como lagoa dulcícola, lagoa salobra, manguezal-exposto, manguezal-protégido, canal do rio e poças de marés; e 2) entre regiões distintas dentro do manguezal.

Com relação às hipóteses testadas, foi verificado 1) se o manguezal-exposto e o manguezal-protégido, por serem ambientes de transição (ecótonos) abrigarão maiores riquezas de espécies comparadas aos outros ecossistemas; e 2) se dentro do manguezal o ambiente mais exposto à luz terá maior riqueza de fitoplâncton.

MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido durante os dias 16 e 17 de maio de 2018, dentro do Centro de tecnologia e Aquicultura (CTA) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) (-5.685256

e -35.24087) (Figura 1), e na Praia de Santa Rita (5°43'45"S e 35°12'8"O), ambos localizados em Extremoz, Rio Grande do Norte (RN).

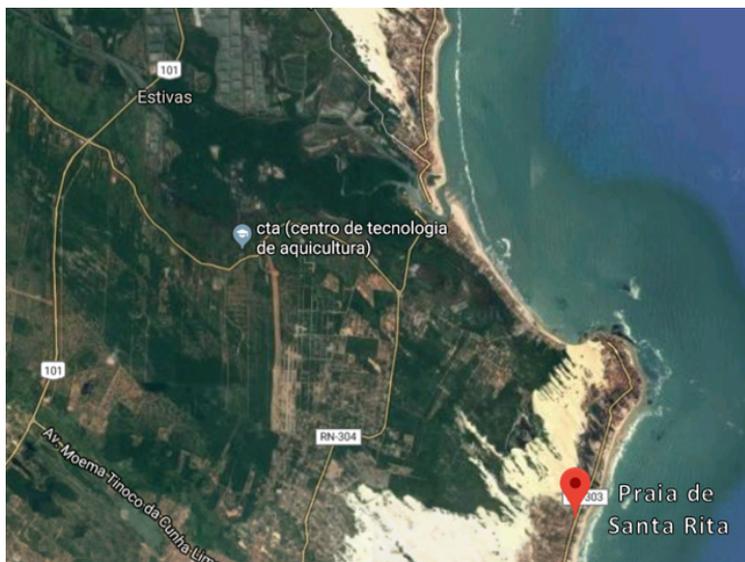


Figura 1 – Localização do Centro Tecnológico de Aqüicultura (CTA) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, RN e da Praia de Santa Rita, RN.
Fonte: Google Street View

A área interna do CTA é circundada por manguezal, que abrange ambientes onde foram realizados muitos aterramentos para a delimitação de áreas de talude, envoltas por tanques de carcinicultura atualmente desativados. Por causa das interferências antrópicas a água que antes possuía uma salinidade específica hoje apresenta diferentes concentrações de sal, variando entre espectros de salinidade.

Ecossistemas de estudo

Quatro tipos de ecossistemas aquáticos foram estudados: poças de maré, manguezal (área protegida e exposta, e canal do rio), lagoa dulcícola e lagoa salobra. A região onde está localizado o CTA anteriormente desenvolvia atividades de carcinicultura, portanto possui lagoas artificiais desativadas. As duas lagoas consistem em antigos tanques de carcinicultura, as quais possuem nível de salinidade diferenciado. A com maior teor de salinidade é chamada de lagoa salobra e a com menor nível é chamada de lagoa dulcícola.

O manguezal compreende um ambiente estuarino influenciado pela maré, que na região estudada se encontra em processo de regeneração, e foi dividido em uma área mais protegida pelo talude (com predomínio da *Laguncularia racemosa*) e uma mais exposta ao alagamento (com predomínio da *Rhizophora mangle*). Com relação às poças de maré, essas consistem em poças temporárias em formação de arenito em um costão rochoso, estando sujeitas à variação temporal da maré.

Coleta e análise de dados bióticos

Para estimar a riqueza de espécies de fitoplâncton, foram selecionados pontos aleatórios de amostragem em cada local. Todas as coletas dos ambientes foram feitas entre os dias 16 e 17 de maio de 2018. As amostras foram retiradas da lâmina d'água, utilizando um frasco plástico de 100ml, após a coleta os frascos foram tampados e levados para identificação em laboratório.

Foram classificadas e quantificadas a presença e ausência de morfotipos dos organismos encontrados em uma alíquota de cada amostra, através de um microscópio óptico com aumento de 10X.

Parâmetros ambientais

Para caracterizar cada um dos ambientes estudados, foram coletados dados de salinidade (ppm), profundidade (cm), transparência da água (cm), cobertura do dossel (%) e tipo de sedimento. A profundidade e transparência da água foram medidas em campo com um disco de secchi. Para mensurar a cobertura do dossel no manguezal, foram feitas fotografias a 20cm do solo de baixo para cima no centro do ponto de amostragem, e a porcentagem de dossel coberto determinada com auxílio do software ImageDay de edição de imagens.

Para medir a salinidade de cada ambiente, utilizou-se um refratrômetro para cada amostra coletada. Para o tipo de sedimento, foi estabelecida uma escala gradual de 1-4, na qual o 1 era o solo mais composto por silt-argila e o 4 o mais arenoso. Além dos parâmetros ambientais, os pontos amostrados também foram caracterizados em relação à fisionomia da vegetação.

Análises estatísticas

Para comparar as riquezas entre locais foi plotado um gráfico com os valores da média da riqueza e erro padrão. Para verificar se essas diferenças foram significativas realizou-se uma ANOVA no software R Core Team (2018).

A ordenação das amostras dos diferentes ecossistemas foi baseada em dados de presença e ausência da riqueza de espécies. Um Escalonamento Multidimensional Não métrico (NMDS) foi feito com o índice de Jaccard.

Com o intuito de verificar se essas diferenças entre as amostras dos locais foram significativas, utilizou-se uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) com 999 permutações. Posterior ao teste de permutações, foi realizado o teste de Tukey *Post-hoc* para identificar diferenças entre os tratamentos analisados. As análises foram rodadas através do software Systat 12.

Para relacionar os dados de variáveis ambientais com a riqueza total entre os diferentes ambientes realizou-se uma Análise de Componentes Principais (PCA) através do software Primer 6.

RESULTADOS

A riqueza diferiu significativamente entre os locais amostrais (ANOVA $F = 42$, $p < 0,001$). O teste de Tukey mostrou diferenças quanto à riqueza em ecossistemas de manguezais e lagoa doce (mais ricos) quando comparados ao demais locais (mais pobres) (Figura 2).

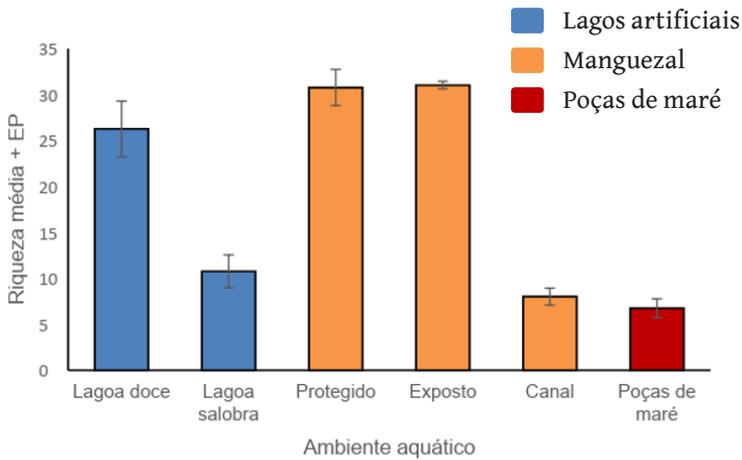


Figura 2 – Gráfico da riqueza média de fitoplâncton em diferentes ecossistemas aquáticos costeiros: lagos artificiais (lagoa doce e lagoa salobra), áreas de manguezais (protegido, exposto, canal) e poças de maré. Fonte: autoria própria.

A ordenação por NMDS evidenciou uma clara separação entre a composição das espécies de cada ecossistema (Figura 3). A PERMANOVA constatou que essas diferenças foram significativas entre a composição de espécies nos ecossistemas estudados ($p = 0,001$).

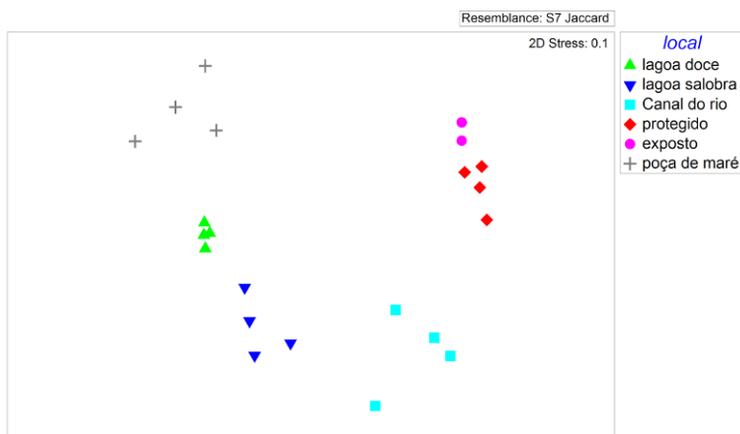


Figura 3 – Representação gráfica da análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), demonstrando a ordenação dos pontos amostrais de fitoplâncton diferentes ecossistemas aquáticos costeiros. Fonte: autoria própria.

A PCA evidenciou que os diferentes tipos de ambientes estiveram relacionados às variáveis ambientais (Figura 4). Em relação ao eixo 1, a salinidade (V1) e o tipo de sedimento (V4) influenciaram as diferenças das amostras em poças de maré e do canal do rio aos demais ambientes. Enquanto que em relação ao eixo 2, a transparência (V3) e a profundidade (V4) foram os fatores que determinaram os padrões de ordenação separando a lagoa doce e salobra dos demais ambientes.

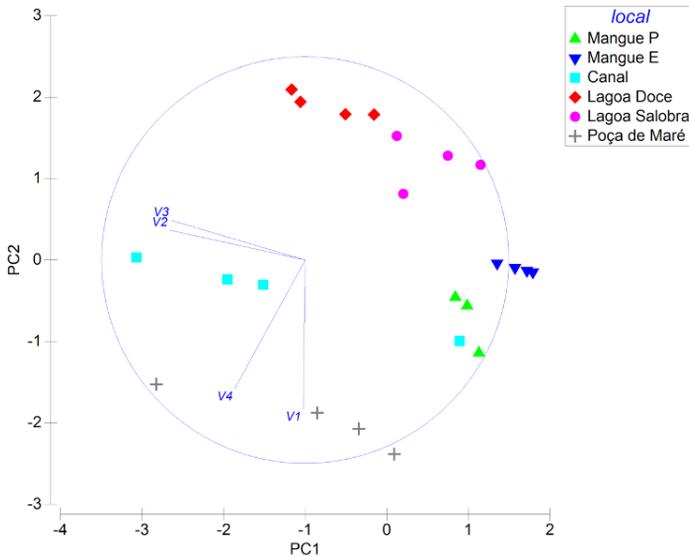


Figura 4 – Representação gráfica da análise de componentes principais (PCA), demonstrando a ordenação dos pontos amostrais de fitoplâncton em diferentes ecossistemas aquáticos costeiros. Fonte: autoria própria.

DISCUSSÃO

A riqueza de espécies de fitoplâncton diferiu entre os tipos de ambientes aquáticos investigados. Tivemos como hipótese inicial que o manguezal possuiria a maior riqueza de espécies entre os tipos de ambiente aquático. No entanto, não foi encontrada diferença significativa ao comparar as áreas protegida e exposta em relação ao ambiente de lagoa doce. Uma possível explicação reside na limitação metodológica de encontrarmos somente uma lagoa dulcícola na área, na qual a amostragem

foi realizada em diferentes pontos, enquanto a amostragem no manguezal foi feita em locais mais heterogêneos.

Ademais, a alta produtividade dos manguezais, que recebem grande quantidade de material alóctone (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007) não necessariamente irá aumentar a riqueza de espécies de forma linear, ou seja, um aumento progressivo pode causar o declínio da riqueza de espécies e na diversidade. Isso foi proposto por Rosenzweig em 1971 como o “paradoxo do enriquecimento” (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Desse modo, o aumento da disponibilidade de luz, que é abundante em outros tipos de ambiente (como as lagoas e poças de maré) não necessariamente aumentaria o número de espécies.

Os ambientes “poça de maré” e “canal” apresentaram os menores valores de riqueza fitoplanctônica em comparação aos ambientes de manguezal e lagoa. A alta concentração de nutrientes, ou seja, presença de recursos abundantes que são importantes para os produtores primários (BEGON *et al.*, 2007); LUGO; SNEDAKER, 1974), favorece o crescimento do fitoplâncton no manguezal. Já a lagoa apresenta como recurso abundante a alta disponibilidade de luz, que pode ser um fator limitante em ecossistemas confinados de zonas costeiras (DOMINGUES *et al.*, 2015).

As poças de maré são limitadas por nutrientes, além de serem ambientes altamente dinâmicos e efêmeros, onde as variações de temperatura e salinidade estão influenciando os organismos vivendo nestes locais com a variação da maré (METAXAS; SCHEIBLING, 1996). Já os canais que banham o manguezal mesmo com a alta disponibilidade de luz, são ambientes com correnteza, característica que limita alguns grupos de microalgas e pode influenciar na estrutura de comunidades fitoplanctônicas (FRAISSE; BORMANS; LAGADEUC, 2015).

Tivemos como segunda hipótese do estudo que diferentes áreas do manguezal iriam diferir em termos de riqueza. Quando observamos as três regiões canal do rio, manguezal-exposto e manguezal-protegido, esperava-se que a região mais exposta à luz (canal do rio) possuiria uma maior riqueza, contudo, os resultados mostraram que foi o local menos rico. Isso pode ser devido a outras características do local amostrado, que apesar de rico em nutrientes e uma alta salinidade, possui um fluxo constante de água, que pode influenciar outras variáveis nos estratos da coluna d'água (FRAISSE; BORMANS; LAGADEUC, 2015).

Os resultados da PCA mostraram que os ambientes estudados diferem entre si considerando suas particularidades nas condições abióticas. As categorias poça de maré e canal do rio são mais similares entre si, da mesma forma que os ambientes de manguezal e as lagoas. Já a similaridade de Jaccard mostrou que os ambientes também diferem entre si em termos de composição das espécies. Então, os diferentes ambientes, se distinguem pela variação ambiental na luminosidade, solo, salinidade e vegetação, e conseqüentemente, em relação às diferentes espécies que podem coexistir, devido aos diferentes requerimentos abióticos. Portanto, eles funcionam como filtros ambientais que estão determinando a existência de espécies de acordo com seus *traits* (KEDDY, 1992).

Esperávamos com este trabalho verificar uma variação na riqueza de espécies de fitoplâncton entre diferentes tipos de ambientes aquáticos visto que eles possuem características ambientais bem distintas. Não obstante, apesar das premissas e hipóteses levantadas apontarem para uma diferença na riqueza em certos ambientes, ao encontrarmos o resultado do agrupamento dos ambientes em relação à composição de espécies,

verificamos que este foi um resultado muito mais relevante para explicar a estruturação das comunidades nestes locais.

Recomendamos que trabalhos futuros considerem a amostragem em diferentes estações do ano, que podem apresentar variação com relação aos regimes hidrológicos, haja vista que este pode influenciar outras variáveis como salinidade, temperatura e concentração de nutrientes (VERONA-CORDERO; GUTIERREZ-MENDIETA; CASTILLO, 2010). Ainda, é recomendado levar em conta a variação diária da maré que também afeta variáveis ambientais devido à dinâmica de inundação (BISWAS *et al.*, 2009).

Por fim, é importante salientar os impactos humanos que podem comprometer os ambientes aquáticos e influenciar nos processos biológicos, ecossistêmicos e a estrutura das comunidades. No caso do presente estudo, onde a área que já deu lugar à carcinicultura, hoje mostra uma configuração antropogênica que influencia os processos locais. Sabemos que alguns impactos como a degradação de manguezais, poluição, alteração do solo e perda de diversidade podem ser devido à essa atividade econômica (PAUL; VOGL, 2011; PRIMAVERA, 2006). E esses impactos podem alterar processos importantes como a produtividade dos ecossistemas, que tem como um dos principais responsáveis nestes locais, o fitoplâncton.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos pela orientação da Professora Juliana Dias durante este trabalho, pela sua amizade e por seu apoio metodológico, teórico e estatístico.

REFERÊNCIAS

ARRIGO, K. Marine microorganisms and global nutrient cycles. **Nature**, v. 437, p. 349–355, 2005.

BALL, M. C. Interactive effects of salinity and irradiance on growth: implications for mangrove forest structure along salinity gradients. **Trees**, v. 16, p. 126–139, 2002.

BARTH, O.; SO-TIHAGO, L.; BARROS, M. Paleoenvironment interpretation of a 1760 years b.p. Old sediment in a mangrove area of the bay of Guanabara, using pollen analysis. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 78, p. 227–229, 2006.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. Porto Alegre: Ed. Artmed, 2007.

BISWAS, S. R. *et al.* A unified framework for the restoration of Southeast Asian mangroves—bridging ecology, society and economics. **Wetlands Ecology and Management**, v. 17, p. 365–383, 2009.

BROWN, L. R.; REILLY, L. A. J.; PEET, R. K. Species richness: small scale. **Encyclopedia of Life Sciences**, p. 1–10. 2016.

CLOUGH, B. F. Growth and salt balance of the mangroves *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. And *Rhizophora stylosa* Griff. In relation to salinity. **Australian Journal of Plant Physiology journal**, v. 11, p. 419–430, 1984.

COLINA, M. *et al.* A trait-based approach to summarize zooplankton–phytoplankton interactions in freshwaters. **Hydrobiologia**, v. 767, p. 221–233, 2015.

DOMINGUES, B. R. *et al.* Are nutrients and light limiting summer phytoplankton in a temperate coastal lagoon? **Aquatic Ecology**, v. 49, p. 127–146, 2015.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION – FAO. Food and agriculture organization of the United Nations. In: THE WORLD'S Mangroves 1980–2005. Rome: FAO Forestry Paper, 2007.

FARQUHAR, G. D. *et al.* Effect of salinity and humidity on del ^{13}C value of halophytes—evidence for diffusional isotope fractionation determined by the ratio of intercellular/atmospheric partial pressure of CO_2 under different environmental conditions. **Oecologia**, v. 52, p. 121–124, 1982.

FRAISSE, S.; BORMANS, M.; LAGADEUC, Y. Turbulence effects of phytoplankton morphofunctional traits selection. **Limnology and Oceanography**, v. 60, p. 872–884, 2015.

GESSNER, M. O. *et al.* Diversity meets decomposition. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, p. 372–379, 2010.

KEDDY, P. A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 3, p. 157–164, 1992.

KRUK, C. *et al.* Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. **Limnology and Oceanography**, v. 56, p. 110-118, 2011.

LUGO, A. E.; SNEDAKER, S. C. The Ecology of Mangroves. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 5, p. 39-64, 1974.

METATAXAS, A.; SCHEIBLING, R. E. Community structure and organization of tidepools. **Marine Ecology Progress Series**, v. 98, p. 187-198, 1996.

NASELLI-FLORES, L.; PADISAK, J. Blowing in the wind: how many roads can a phytoplankton walk down? A synthesis on phytoplankton biogeography and spatial processes. **Hydrobiologia**, v. 764, p. 303-313, 2015.

PAUL, B. G.; VOGL, C. R. Impacts of shrimp farming in Bangladesh: Challenges and alternatives. **Ocean & Coastal Management**, v. 54, p. 201-211, 2011.

PRIMAVERA, J. H. Overcoming the impacts of aquaculture on the coastal zone. **Ocean and Coastal Management**, v. 49, p. 531-545, 2006.

REYNOLDS, C. S. Temporal scales of variability in pelagic environments and the response of phytoplankton. **Freshwater Biology**, v. 23, p. 25-53, 1990.

REYNOLDS, C. S. **The Ecology of Phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation)**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.

REYNOLDS, C. S.; ELLIOT, J. A.; FRASSIL, M. A. Predictive utility of trait-separated phytoplankton groups: a robust approach to modeling population dynamics. **Journal of Great Lakes Research**, v. 40, p. 143-150, 2014.

SHURIN, J. B.; COTTENIE, K.; HILLEBRAND, H. Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. **Oecologia**, v. 159, p. 151-159, 2009.

SHURIN, J. B.; GRUNER, D. S.; HILLEBRAND, H. All wet or dried up? Real differences between aquatic and terrestrial food webs. **Proceedings of the Royal Society**, v. 273, p. 1-9, 2006.

SOBRADO, M. A. Leaf photosynthesis of the mangrove *Avicennia germinans* as affected by *nacl*. **Photosynthetica**, v. 36, p. 547-555, 1999.

VERONA-CORDERO, F.; GUTIERREZ-MENIETA, F. J.; CASTILLO, M. E. M. Phytoplankton assemblages in two compartmentalized coastal tropical lagoons (Carretas-Pereyra and Chantuto-Panzacola, Mexico). **Journal of Plankton Research**, v. 32, p. 1283-1299, 2010.

ZOHARY, T.; PADISAK, J.; NASELLI-FLORES, L. Phytoplankton in the physical environment: beyond nutrients, at the end, there is some light. **Hydrobiologia**, v. 639, p. 261-269, 2010.



Associações entre a herbivoria foliar e as comunidades de macroinvertebrados ocupantes das partes submersas de plantas aquáticas

*Bruno C. Lonzetti
Bruna Carvalho
Priscila Ramos
Rayane Fernandes*

RESUMO

Os fatores que controlam a abundância de macroinvertebrados que incidem sob as estruturas radiculares de diferentes espécies de plantas aquáticas são pouco conhecidos, embora, haja a premissa que plantas com maior complexidade morfológica deveriam conter uma maior abundância e riqueza de infauna associada. Adicionalmente, há relatos de que o comprometimento da integridade das partes aéreas e submersas de plantas aquáticas pode acarretar efeitos em cascata sobre as comunidades que se associam e dependem das plantas como alimento e abrigo. Contudo, pouco se sabe ainda sobre como a intensidade da herbivoria promovida pela epifauna sobre as partes aéreas das plantas pode repercutir sobre a parte submersa reduzindo a abundância e riqueza de macroinvertebrados, por exemplo.

A fim de avaliar em microescala observacional, como essas relações se desenvolvem na natureza, o presente estudo se propôs a avaliar como três representantes morfológica e estruturalmente diferentes de plantas da vegetação aquática atuam concomitantemente como alimento e refúgio para herbívoros e hospedeiros em dois lagos artificiais associados um sistema estuarino tropical, com o intuito de testar a premissa da complexidade e esperando encontrar efeitos negativos entre as taxas de herbivoria apical e a diversidade de indivíduos encontrados na parte submersa. Não verificamos variação significativa de abundância, riqueza e diversidade entre plantas herbivoradas e não herbivoradas. Tal fato sugere que não é tão simples detectar e sumarizar as interações que ocorrem entre as partes aéreas e submersas das plantas aquáticas.

Palavras-chave: Implicações da herbivoria. Associação animal-planta. Predação vs. comensalismo.

INTRODUÇÃO

A vegetação aquática depende, principalmente, da disponibilidade e estabilidade do substrato, incidência solar, níveis de nutrientes, salinidade, competição e herbivoria para seu desenvolvimento. A presença desses vegetais é crucial para fauna em geral, pois funciona como refúgio e/ou alimento, mas também atua como entrada alóctone nos ecossistemas terrestre e aquático. Além disso, é fundamental para ciclagem de nutrientes, devido suas raízes acessarem nutrientes em partes profundas do sedimento, onde não estariam disponíveis

para outras comunidades e, posteriormente, disponibilizando para coluna de água.

Ademais, essas plantas contribuem substancialmente com a produção primária desses ambientes, sendo de extrema importância na cadeia de herbivoria e detritívora de muitas espécies de animais, tanto aquáticos como terrestres, por estarem localizadas na zona de transição entre esses ambientes. Elas podem, também, constituir a principal fonte de matéria orgânica de todo o ecossistema e, em decorrência disso, a diversidade de plantas em um lago correlaciona-se positivamente com a probabilidade de se encontrar teias tróficas mais numerosas e complexas, tanto acima quanto abaixo da superfície da água.

Os padrões controlando a abundância de macroinvertebrados em diferentes espécies de plantas aquáticas são pouco conhecidos, embora, haja a premissa que plantas com maior complexidade morfológica deveriam conter uma maior abundância e riqueza de espécies, pois dessa forma conteriam uma maior variedade de habitats disponíveis, tanto para invertebrados quanto peixes (HECK; ORTH, 1980; ROOKE, 1986).

Sob essa perspectiva, a intensidade da herbivoria sob essas plantas pode influir diretamente na capacidade desses ambientes comportarem uma grande diversidade de organismos, tendo em vista que reduziria a complexidade desses ambientes. Entre os fatores que regulam a intensidade e a frequência da herbivoria, estão os intrínsecos aos organismos envolvidos, tais como adaptações evolutivas, mas também os mecanismos de defesa desenvolvidos pelas plantas, podendo serem estruturais e ou químicos, sendo a herbivoria é modulada pelo balanço entre esses mecanismos de predação e defesa.

O objetivo do presente estudo foi testar se a porcentagem de herbivoria em três plantas aquáticas com complexidades

estruturais distintas influiriam no número de organismos associados às mesmas. As nossas hipóteses: (1) a intensidade de herbivoria difere entre as espécies; (2) variações estruturais na folha das plantas afetam diretamente a incidência da herbivoria; (3) a comunidade de organismos varia entre as espécies de vegetação aquática; (4) a porcentagem de herbivoria sobre as partes expostas das plantas repercute sobre a estrutura das comunidades submersas de macroinvertebrados.

MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi conduzido em lagos de água salobra com área aproximada de 1,75 km² (Figura 1), localizados no Centro Tecnológico de Aquicultura da UFRN. A vegetação não apresenta grande diversidade aparente e é dominada por duas espécies de plantas aquáticas, o rabo-de-gato e a vermelhinha, que ocupam a maior parte das margens e formam algumas ilhas na área alagada. Escolhemos essas duas espécies, por serem as de maior abundância, mais outra espécie, o broto-de-mangue, para acrescentar mais uma variedade morfológica ao estudo (Figura 2).



Figura 1 – Lagos onde a coleta foi realizada. Foto de satélite do CTA.
Fonte: Google Earth

Procedimento de coleta

Foram coletadas a rabo-de-gato e a vermelhinha na região lacustre central, e o broto, na região marginal. Para definir os pontos amostrais, consideramos as matrizes com extensão de no mínimo um metro de comprimento. Entre as matrizes selecionadas, foram definidas 5 parcelas amostradas por meio de quadrados de 20 x 20 cm, que resultaram em uma área total de 1 x 1 m removida para cada uma para cada espécie de planta. Em cada parcela foi coletada toda a cobertura de plantas juntamente com o sedimento mais superficial utilizando um saco de voal (Figura 3). Dessa forma, os invertebrados presentes na parte submersa (i.e., radicular) das plantas ficaram aprisionados. Fato que viabilizou a distinção das respectivas classes de invertebrados e vertebrados associados às plantas.

Em laboratório, as plantas foram separadas do sedimento em cada amostra. No sedimento foram contabilizados os macroinvertebrados presentes em cada parcela e separados em morfotipos para obter dados de composição. Foram contadas a quantidade total de folhas e a quantidade de folhas herbivoradas de cada amostra, a fim de calcular a proporção de folhas que apresentavam alguma marca de herbivoria e assim, obter uma estimativa de porcentagem relativa de integridade vs. herbivoria entre as espécies. A dureza das folhas foi utilizada como uma estimativa da palatabilidade. Desse modo, uma subamostra do total de folhas ($n = 10$) foi analisada em uma balança de precisão, medindo o peso necessário para a folha ser perfurada por um palito de dentes.



Figura 2 – Broto-de-mangue, rabo-de-gato e vermelhinha respectivamente.
Fonte: autoria própria.



Figura 3 – Amostragem das plantas aquáticas e do sedimento.
Fonte: autoria própria.

Análise dos dados

Primeiramente, os dados da taxa de herbivoria das plantas aquáticas, abundância, riqueza e diversidade de macroinvertebrados foram padronizados em $\log + 1$ para normalizar a distribuição dos dados. Para comparar as diferenças entre todas as variáveis resposta (i.e., taxas de herbivoria, grau de dureza, abundância, riqueza e diversidade de macroinvertebrados) em relação às variáveis explicativas (i.e., tipos de plantas aquáticas) foram aplicadas ANOVA's *one-way*. Para cada ANOVA foi feito um teste *a posteriori* TukeyHSD para verificar entre quais grupos havia diferença nas variáveis analisadas. Para verificar se havia alguma correlação ou uma relação de causa e efeito entre a taxa de herbivoria e abundância, riqueza e diversidade foram realizadas três regressões respectivamente.

RESULTADOS

Foram amostrados um total de 292 macroinvertebrados (Figura 4), 186 na vermelhinha, 101 no capim e 5 nos brotos-de- mangue. O morfotipo mais abundante foi o Larva 1, com 232 indivíduos.



Figura 4 – Macroinvertebrados amostrados nas parcelas: poliquetas e crustáceos.
Fonte: autoria própria.

A abundância ($G_l = 2$; $F = 102,6$; $p < 0,001$, Figura 5), a riqueza ($G_l = 2$; $F = 26,22$; $p < 0,001$, Figura 5) e a diversidade ($G_l = 2$; $F = 40,9$; $p < 0,001$, Figura 5) de macroinvertebrados variaram entre as espécies de plantas aquáticas, tendo o broto os menores valores, seguido do rabo-de-gato e da vermelhinha. Em todos os casos não houve diferença entre rabo-de-gato e a vermelhinha (TukeyHSD = 0,055; 0,1733; 0,1621 respectivamente).

A herbivoria variou significativamente entre as plantas estudadas ($G_l = 2$; $F = 87,83$; $p < 0,001$; Figura 6), sendo os maiores valores registrados para o broto e a vermelhinha (sem variação significativa) e o menor valor, para o rabo-de-gato (diferindo das outras duas plantas).

A rabo-de-gato apresentou a maior dureza das folhas dentre as três espécies. Enquanto o broto apresentou uma dureza intermediária ($G_l = 2$, $F = 87,73$, $p < 0,001$, Figura 7).

Os modelos de regressão não indicaram qualquer influência da taxa de herbivoria sobre a abundância, riqueza ou diversidade dos macroinvertebrados que utilizam as plantas como refúgio ($p = 0,1279$, $r^2 = 0,1691$; $p = 0,2389$, $r^2 = 0,1049$; $p = 0,1512$, $r^2 = 0,1517$ respectivamente).

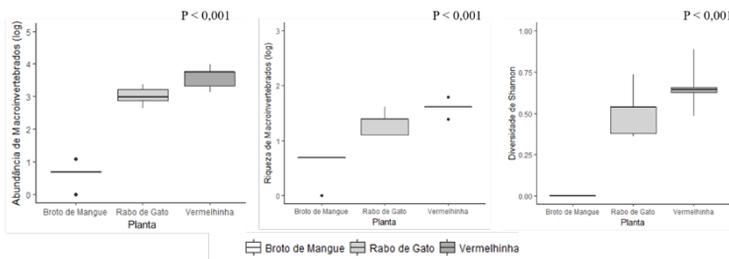


Figura 5 – Diferença de abundância, riqueza e diversidade entre as espécies de plantas aquáticas. Linhas transversais correspondem às medianas e horizontais aos limites dos dados. Fonte: autoria própria.

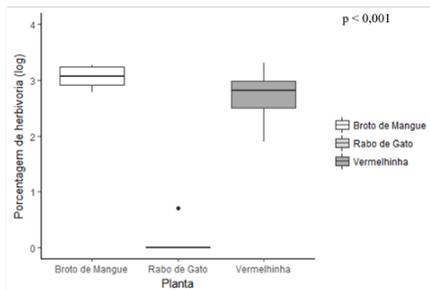


Figura 6 – Porcentagem de herbivoria entre as espécies de planta aquática. Linhas transversais correspondem às medianas e horizontais aos limites dos dados. Fonte: autoria própria.

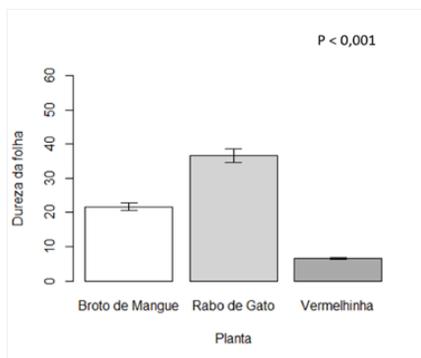


Figura 7 – Grau de dureza entre as espécies de planta aquática. Barras indicam as médias e desvio padrão associado. Fonte: autoria própria.

DISCUSSÃO

Os resultados obtidos em nossa inspeção de curto prazo em campo não substanciaram a ideia de que a vegetação aquática pode atuar como fonte de alimento e abrigo para diversas espécies de invertebrados terrestres e aquáticos, ao mesmo tempo, sugerindo que outros fatores não estimados em nosso delineamento, tais como restrições ambientais ou mecanismos de exclusão competitiva exercida entre as plantas que co-ocorrem nos *quadrats*, liberando substâncias alelopáticas que as tornam impalatáveis para a epifauna. Dessa forma, os herbívoros podem optar por não as consumir, ainda que esse recurso prevaleça em um determinado gradiente.

Também é possível que o momento em que as coletas foram realizadas coincidentemente não tenha sido compatível

com o período de atividade alimentar da epifauna e da infauna, acarretando em prejuízos das análises. Entretanto, os resultados parecem indicar que, pelo menos em ambientes lacustres salobros, ou as plantas atuam como alvo da herbivoria conforme observado no broto, ou disponibilizam abrigo, conforme constatamos para a rabo-de-gato. Mas, não necessariamente suportam os dois tipos de interações (positiva e negativa) ao mesmo tempo, com a mesma eficiência ou intensidade, tal qual parece acontecer com a vermelhinha. Fato que se pode associar ao deplecionamento dos recursos para a sobrevivência da própria planta, caso as taxas de consumo e de outros usos, decorressem em intensidades que comprometessem a propagação e a permanência dos indivíduos.

No presente estudo, a presença maciça de formas jovens de macroinvertebrados não consumidores das estruturas das raízes, indica que há entre os locais uma efervescência de associações entre animais e plantas, indicando que tais associações certamente são importantes para assegurar o sucesso do ciclo de vida inicial de muitas formas de vida de organismos aquáticos e terrestres (CYR; DOWNING, 1988, HUMPHRIES, 1996). A abundância, riqueza e diversidade dos organismos associados às plantas aquáticas foram maiores na vermelhinha e na rabo-de-gato, fato que se pode explicar devido às plantas aquáticas com uma maior complexidade estrutural e com estrutura de folha mais bem definidas, tenderem a suportar uma maior abundância e diversidade de macroinvertebrados (HECK; ORTH, 1980).

Nesse caso, tanto a vermelhinha quanto a rabo-de-gato possuem estruturas de caule e raiz mais complexas que os brotos de mangue, desse modo era esperado que as duas espécies abrigassem uma maior densidade de macroinvertebrados. Além disso, outros parâmetros que definem a comunidade de

macroinvertebrados que se refugiam nas plantas aquáticas são a densidade e a biomassa das plantas. A rabo-de-gato e a vermelhinha são plantas que apresentam um padrão agrupado muito mais denso, com um número alto de indivíduos por unidade de área (observação pessoal), o que promoveria uma maior densidade e biomassa a elas em relação aos brotos de mangue, que se distribuem, em geral, de forma mais esparsa nas áreas amostradas.

Em contrapartida e ao mesmo tempo em que sustenta a vida abaixo d'água, as mesmas plantas aquáticas tem sobre a parte exposta apical o risco de sofrer elevados danos provocados pela ação dos herbívoros, cujas extensões e implicações são tão maiores quanto mais maleáveis, palatáveis e fáceis de manipular forem as estruturas em questão (BARDGETT; WARDLE, 2003). Em nossa pequena escala de observação, foi possível notar que as plantas vermelhinha e broto do mangue foram igualmente predadas, esse resultado ocorreu provavelmente, pois a folha da vermelhinha é bastante succulenta e a do broto do mangue é fina, tornando-as mais palatáveis para os herbívoros. Contrapondo, a estrutura da rabo-de-gato é bastante rígida, podendo esse ser um dos motivos pelo qual a mesma apresentou taxa de herbivoria próxima de zero. Essa percepção foi corroborada pelo teste de dureza que mostrou que a vermelhinha e broto do mangue eram menos duras, o que provavelmente leva a uma maior palatabilidade comparada à rabo-de-gato.

Embora a literatura enfatize a importância das implicações recíprocas entre as diferentes partes das plantas aquáticas (BOYÉ *et al.*, 2017), no nosso estudo a herbivoria na parte exposta não se relacionou a nenhuma das variáveis investigadas em relação aos organismos presentes na parte submersa. Isso

demonstra que as relações de *feedback* intra e interespecíficos entre as respectivas partes acima e abaixo da linha d'água (BEZEMER; VAM DAM, 2005), ou são mais complexas e mais difíceis de acessar do que a forma que escolhemos aqui, ou transcorrem em escalas de tempo diárias, respondendo ao influxo das marés ou ao fotoperíodo (SZALAY; RESH, 1996; CHOUDHURY; YANG; HANSSON, 2015).

Considerando que grandes intensidades de herbivoria resultariam no apodrecimento das plantas aquáticas e aumento da decomposição, diminuindo o oxigênio e, conseqüentemente, mudando na comunidade dos organismos que se relacionam com ela, era esperado que fosse encontrada alguma relação. Contudo, como estes efeitos não foram observados, é possível que a intensidade de herbivoria ainda não estivesse danificando o hábitat dos macroinvertebrados, mas sim, proporcionando o aumento de nutrientes na água. Além disso, os próprios macroinvertebrados podem estar positivamente associados ao processo de decomposição. Alguns estudos indicam que estes organismos atuam também como facilitadores desse processo de decomposição (VANNOTE *et al.*, 1980).

Apesar de a dureza da vermelhinha ter sido bem menor que a do broto de mangue, o fato das taxas de herbivoria não diferirem entre as duas pode ser relacionado com a diluição da intensidade da herbivoria da vermelhinha pela sua alta densidade. Os brotos possuem folhas maiores e em menor quantidade, quantitativamente a herbivoria terá um impacto maior em comparação com a vermelhinha. Os brotos de mangue estavam na margem aquática, menos protegidos que a vermelhinhas e a rabo-de-gato. Sendo susceptíveis a sofrer efeito de borda, expostas a outras espécies de herbívoros. O estudo foi feito ainda em período de chuvas, em que a salinidade é

menor. Isso faz com que a herbivoria nesse período seja maior. O oposto foi observado no estudo de Ignácio *et al.* (2005), em que o levantamento da herbivoria no mangue foi realizada em um período seco.

A partir dos testes de dureza, pudemos explicar parte das diferenças de herbivoria. A medição da densidade e complexidade vegetais poderia explicar as variações das comunidades de invertebrados associadas. A despeito de não terem sido identificadas diferenças estruturais e na composição das comunidades de macroinvertebrados, a abundância diferiu claramente entre o broto-de-mangue e as outras duas espécies. Ao mesmo tempo, o broto foi o menos habitado, demonstrando uma possível dependência entre os parâmetros de predação e associação.

Desse modo, concluímos que as funções exercidas pela vegetação aquática nos mangues são de suma importância para assegurar a ocorrência de complexas interações entre animais e plantas, acima e abaixo da coluna d'água, e que esses processos necessitam de maior acompanhamento para serem melhor compreendidos e conservados. A realização de novos estudos pode vir a constatar, por exemplo, se os fatores que sugerimos refinar aqui, acarretarão em observações mais precisas da co-ocorrência de ambos os processos (i.e., herbivoria vs. refúgio) em mais espécies de plantas, ou se há preponderância da incidência de apenas um deles em maiores escalas de espaço, tempo e heterogeneidade ambiental.

REFERÊNCIAS

- BARDGETT, R. D.; WARDLE, D. A. Herbivore-mediated linkages between aboveground and belowground communities. **Ecology**, v. 84, p. 2258–2268, 2003.
- BEZEMER, T. M.; VAN DAM, N. M. Linking aboveground and belowground interactions via induced plant defenses. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 20, p. 617–624, 2005.
- BOYÉ, A. *et al.* Constancy despite variability: Local and regional macrofaunal diversity in intertidal seagrass beds. **Journal of Sea Research**, v. 130, p. 107–122, 2017.
- CHOUDHURY, M. I.; YANG, X.; HANSSON, L. A. Stream flow velocity alters submerged macrophyte morphology and cascading interactions among associated invertebrate and periphyton assemblages. **Aquatic Botany**, v. 120, p. 333–337, 2015.
- CYR, H.; DOWNING, J. A. Empirical relationships of phytomacrofaunal abundance to plant biomass and macrophyte bed characteristics. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 45, n. 6, p. 976–984, 1988.
- DOMINGUES, D.; LANA, P. C.; CARRILHO, J. C. Variação nos níveis de herbivoria foliar em dois manguezais da baía de Paranaguá (Paraná–Brasil). **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 9, n. 2, p. 1–4, 2005.

HECK, K. L.; ORTH, R. J. Seagrass habitats: the roles of habitat complexity, competition and predation in structuring associated fish and motile macroinvertebrate assemblages. *In*: KENNEDY, Victor S. (ed.). **Estuarine perspectives**. New York: Academic Press, 1980. p. 449-464.

HUMPHRIES, P. Aquatic macrophytes, macroinvertebrate associations and water levels in a lowland Tasmanian river. **Hydrobiologia**, v. 321, n. 3, p. 219-233, 1996.

IGNÁCIO, G. M. *et al.* Variação nos níveis de herbivoria foliar em dois manguezais da Baía de Paranaguá (Paraná-Brasil). **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 9, n. 2, p. 1-4, 2005.

ROOKE, J. B. Seasonal aspects of the invertebrate fauna of three species of plants and rock surfaces in a small stream. **Hydrobiologia**, v. 134, n. 1, p. 81-87, 1986.

SZALAY, Ferenc A.; RESH, Vincent H. Spatial and temporal variability of trophic relationships among aquatic macroinvertebrates in a seasonal marsh. **Wetlands**, v. 16, n. 4, p. 458-466, 1996.

VANNOTE, R. L. *et al.* The river continuum concept. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

WARDLE, D. A. *et al.* Ecological linkages between aboveground and belowground biota. **Science**, v. 304, p. 1629-1633, 2004.

Em ambientes aquáticos, seria abundância de peixes determinada pela complexidade estrutural de plantas?

*Adriano Mota
Louize Freyre
Marina S. Moura
Randson Paixão
Tales Martins*

RESUMO

Os efeitos da complexidade estrutural de plantas sobre a abundância de peixes em tanques de piscicultura e carcinicultura abandonados foram estudados no município de Extremoz – Rio Grande do Norte. Foram coletadas ao longo de transectos amostras de *Poecilia vivípara* e de duas plantas aquáticas (cabelinho e vermelha) em que as espécies estiveram associadas. O volume deslocado das plantas ($p < 0,04$) e abundância de peixes ($p = 0,055$) foi maior em cabelinho que em vermelha. Quanto à disponibilidade de recursos, não houve diferenças significativas na abundância de pequenos invertebrados nas plantas estudadas. Semelhantemente, não houve preferência quanto à preferência de habitat por *P. vivípara* ($p = 0,5$). Embora sejam esperadas diferenças na abundância de peixes quanto à complexidade de plantas

aquáticas, os nossos resultados indicam que outros fatores podem atuar como fatores limitantes para exploração e uso do hábitat pelas assembleias de peixes. É provável que a falta significância em nossos resultados seja reflexo das poucas amostragens e do delineamento quanto à medição da complexidade estrutural de plantas aquáticas. Sugerimos que estudos futuros considerem as outras características das espécies, além do volume ocupado, que possam influenciar na abundância de peixes.

Palavras-chave: *Poecilia vivípara*. Ecologia de comunidades. Fatores abióticos. Hábitat.

INTRODUÇÃO

A associação entre peixes e macrófitas aquáticas representa um importante modelo para entender como se dá a estruturação e funcionamento das comunidades aquáticas. Em muitos casos, os bancos de macrófitas são capazes de determinar a distribuição espacial de peixes em ecossistemas aquáticos, pelo fato de constituírem áreas de forrageamento (JUNK; ROBERTSON, 1997), berçário e refúgio contra predadores (ARAÚJO-LIMA; KIROVSK; MARCA, 1993; SÁNCHEZ-BOTERO; ARAÚJO-LIMA, 2001; SÁNCHEZ-BOTERO *et al.*, 2007).

Porém, a qualidade dos bancos formados por diferentes espécies não necessariamente é a mesma, uma vez que cada espécie de planta cria diferentes componentes de heterogeneidade, resultando em habitats distintos para os organismos aquáticos (DIBBLE; THOMAZ, 2006). Entre esses componentes de heterogeneidade, um fator que visivelmente desempenham

papel determinante é a complexidade estrutural, derivada da arquitetura das raízes, caules e folhas das plantas, que é capaz de promover barreiras visuais e físicas contra a predação, bem como abrigar itens alimentares (CROWDER; COOPER, 1982; WARFE; BARMUTA, 2004).

Em algumas lagoas do litoral potiguar, a espécie de peixe *Poecilia vivipara* habita diversos locais, onde predomina ampla abrangência de espécies vegetais, que oferecem uma gama maior de micro-habitats. Essas diferenças morfológicas entre as plantas aquáticas podem torná-las qualitativamente diferentes sob a ótica da *Poecilia*, para fins de forrageamento ou proteção contra predação, gerando padrões de distribuição espacial.

Os objetivos do presente estudo foram (i) verificar diferenças de complexidade estrutural entre duas espécies vegetais; (ii) verificar se a maior complexidade estrutural do habitat é determinante para a escolha de habitat por peixes; (iii) verificar se a maior complexidade estrutural determina maior diferença na fauna de invertebrados associada. Dessa forma, as hipóteses testadas foram que (i) as plantas diferem em complexidade estrutural; (ii) a espécie vegetal aquática com maior complexidade estrutural apresentará maior adensamento de peixes; (iii) a planta aquática com maior complexidade estrutural apresentará maior diversidade de invertebrados.

MÉTODOS

Área de estudo e amostragem

O trabalho foi realizado no Centro de Tecnologia em Aquicultura (CTA/UFRN), Fazenda SAMISA, no município de Extremoz – Rio Grande do Norte, em tanques de piscicultura e carcinicultura abandonados, onde o manguezal está em processo de regeneração (Figura S1). Na área de estudo, ocorrem dois morfotipos de espécies de plantas, que foram denominadas de “cabelinho” e “vermelha” (Figura 1). Utilizamos transectos de 20 metros posicionados sobre manchas de cada macrófita e porcentagem de cobertura das plantas aquáticas foi estimada através do método PIT (*Point Intersect Transect*), onde a cada intervalo de um metro o organismo que toca a trena era identificado. De cada espécie, foram obtidas cinco amostras ao longo dos transectos, feitos em uma área de dominância de cada espécie (mancha). Para amostrar corretamente a complexidade estrutural presente nas amostras coletadas, delimitamos uma área padrão de 10x10 cm, dentro da qual coletamos a biomassa vegetal presente, utilizando um voal. Em cada transecto, também foram feitas três coletas de peixes, com uso de rede de arrasto. Adicionalmente, foram feitas três coletas de peixes em uma área-controle, sem a presença de plantas. As amostras de peixes e plantas coletadas foram então levadas ao laboratório.

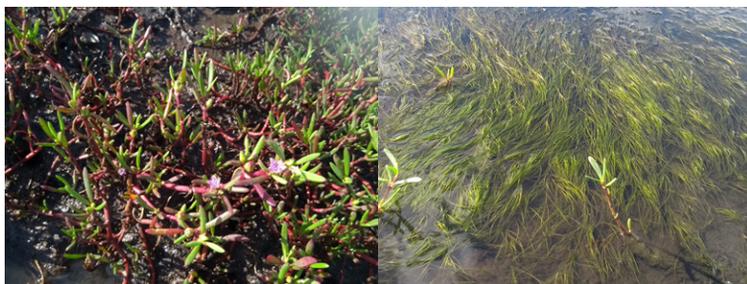


Figura 1 – Morfotipos de plantas presentes na área de estudo. Vermelha (acima) e cabelinho (abaixo).

Fonte: autoria própria.

Complexidade estrutural, ictiofauna e invertebrados associados

No tratamento das plantas em laboratório, realizamos, primeiramente, a lavagem das amostras para eliminar o excesso de terra, mantendo o voal fechado para reter a fauna associada durante a lavagem. Em seguida, inferimos a complexidade estrutural de cabelinho e vermelha, utilizando como proxy de complexidade, o volume de água deslocado, em mililitros, pela biomassa de cada vegetal, usando provetas de vidro e béquer. Finalmente investigamos a fauna invertebrada associada a cada uma delas por meio de busca ativa nas amostras durante um período estabelecido de 15 minutos, sendo os indivíduos encontrados classificados em morfotipos. Os peixes coletados foram mantidos em aquários aerados com água retirada do ambiente natural e submetidos a temperatura e fotoperíodo naturais, e então identificados em nível de espécie.

Experimento de escolha de hábitat

Para o experimento comportamental que determinava a preferência do peixe entre a cabelinho e a vermelha, nós colocamos fixas em extremidades opostas de um aquário amostras das duas espécies (Figura 2). Secionamos a espécie de *Poecilia vivipara* por ser a mais abundante entre as espécies de peixes coletadas e ser comum no uso das duas plantas aquáticas. O peixe foi colocado no centro do aquário, e passava 1 minuto em aclimatação em um béquer, para que tivesse contato visual com as duas espécies de plantas e para que fosse descontado o estresse da manipulação do animal. Logo após, o bécker era retirado e o peixe permanecia livre para se deslocar no aquário. A partir de então, durante o tempo de aproximadamente 2 horas a posição dos indivíduos de *P. vivipara* foi amostrada no aquário a cada 3 minutos, verificando se a espécie apresentava preferência pelos hábitats estudados. Foram utilizados 15 indivíduos de *P. vivipara*.

Análises estatísticas

Para determinar se os dois grupos de plantas diferem em complexidade estrutural, utilizamos o teste t, para comparar as médias dos volumes deslocados, utilizados aqui como proxy de complexidade. Para comparar as médias das abundâncias de peixes entre os grupos de plantas e o grupo controle, utilizamos um teste de Kruskal-Wallis. Já para verificar se as espécies de peixes diferiam entre os morfotipos de plantas, foi realizado um teste U. Todas as análises exploratórias e estatísticas foram realizadas no software R e Statistic.

RESULTADOS

O volume deslocado por plantas vermelhas foi duas vezes maior que o deslocado por plantas cabelinho (teste t, $p < 0,04$; Figura 2), o que aponta para uma maior complexidade estrutural da vermelha em relação a cabelinho.

Ao analisar a abundância de peixes para as duas espécies de plantas, foi constatado que a abundância de peixes foi maior para a planta cabelinho em relação ao grupo controle ao morfotipo vermelha (Kruskal-Wallis; $H = 5,468$; $p = 0,055$; Figura 3). Porém, quanto à classificação destas espécies de peixes, encontramos que a espécie *Poecillia vivipara* foi amplamente mais abundante que outras espécies (Teste U; $Z = 1,964$; $p = 0,0495$; Figura 4).

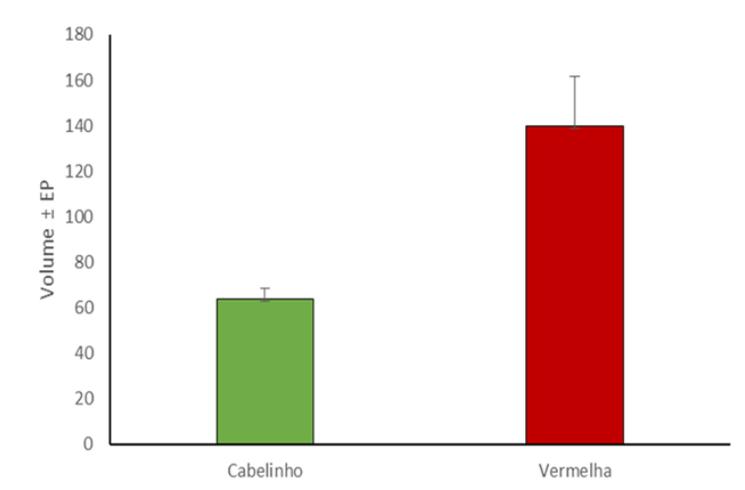


Figura 2 – Médias do volume deslocado de água (mL) por cabelinho e vermelha, utilizado como proxy de complexidade estrutural. Diferença entre as médias determinada pelo teste t. Barras pretas representam o Erro Padrão da média.

Fonte: autoria própria.

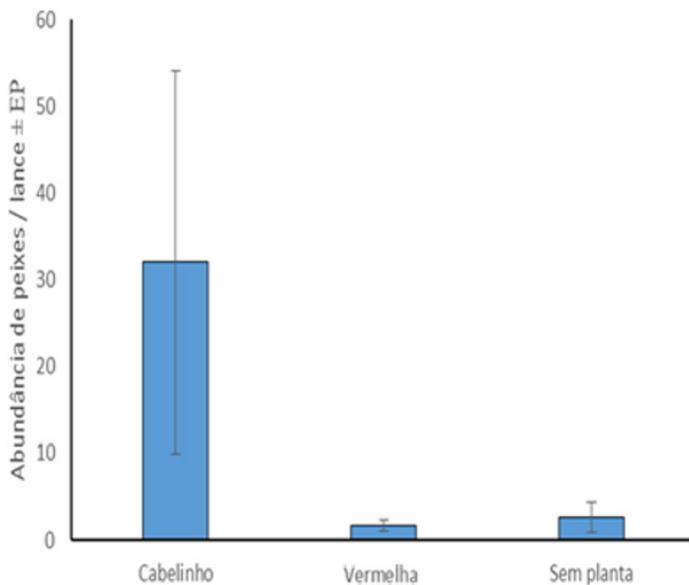


Figura 3 – Médias da abundância de peixes por lance da rede de arrasto para os dois morfotipos de plantas e para a área controle, onde as plantas eram ausentes. Barras pretas representam o Erro Padrão da média.
Fonte: autoria própria.

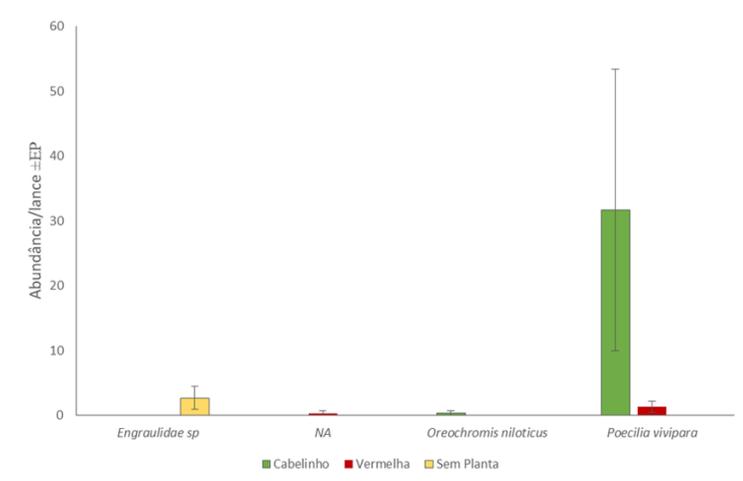


Figura 4 – Médias da fauna de espécies de peixes coletados por lance da rede de arrasto para os dois morfotipos de plantas e para o grupo controle onde não havia plantas. Barras pretas representam o Erro Padrão da média.
 Fonte: autoria própria.

No total, foram encontrados 7 morfotipos de invertebrados associados aos dois grupos de plantas: Bivalves, Poliqueta, Diptera, Decápoda 1, Decápoda 2, Isópoda e Odonata. Decápoda 2 e Odonata apenas foram observados nas plantas classificadas como vermelhas. Os demais grupos foram encontrados em ambas as categorias de plantas. Quando as densidades entre os 7 grupos de invertebrados foram comparadas não ocorreram diferenças significativas entre as plantas cabelinho e vermelha (Figura 5), ou seja, a hipótese que as diferenças em recursos alimentares entre as plantas como mecanismo determinante para diferentes abundâncias de peixes, não se mostrou efetiva.

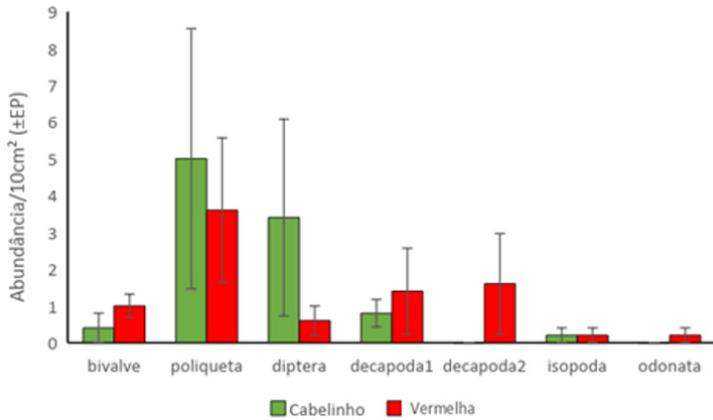


Figura 5 – Médias da densidade de morfotipos de invertebrados por morfotipo de planta. Barras pretas representam o Erro Padrão da média. Fonte: autoria própria.

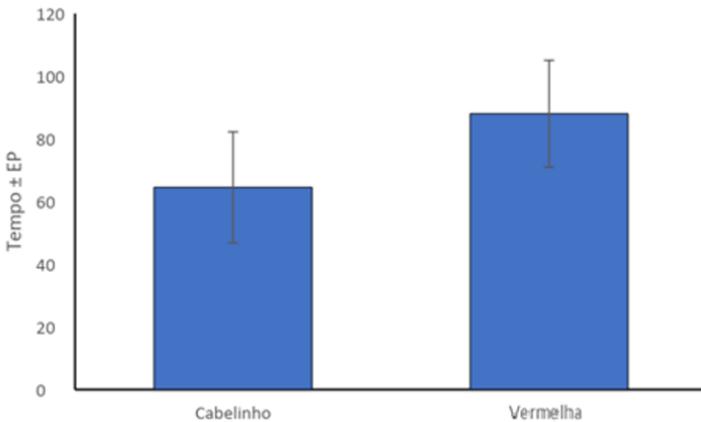


Figura 6 – Tempo médio que os indivíduos de *P. vivipara* passaram nos diferentes morfotipos durante o experimento comportamental de preferência de hábitat. Barras pretas representam o Erro Padrão da média. Fonte: autoria própria.

DISCUSSÃO

Com base nos resultados obtidos de deslocamento de água por amostra vegetal, foi detectada diferença de complexidade estrutural entre as duas espécies vegetais, com a planta vermelha se mostrando mais complexa. Porém, quando esse resultado é confrontado com o resultado de abundância de peixes nas proximidades de cada banco vegetal, que apontou ampla vantagem para cabelinho, a nossa hipótese é posta em xeque. Uma razão que poderia explicar essa aparente contradição seria uma diferença substancial na disponibilidade de recursos alimentares encontrada em ambas as manchas. Porém, não foi o que ocorreu: a abundância dos diferentes tipos de recursos, ou seja, a fauna invertebrada presente nas amostras de cada espécie de vegetal, não variou, mesmo elas apresentando significativa diferença de complexidade estrutural entre elas.

Outros fatores não mensurados aqui podem estar agindo na determinação destas diferentes abundâncias. Além da complexidade do hábitat, os parâmetros físico-químicos (JUNK; SOARES; CARVALHO, 1983; RAHEL, 1984) e as interações ecológicas (SAVINO; STEIN, 1989) podem estar agindo de modo mais decisivo sobre a ictiofauna, gerando os resultados que obtivemos. Como exemplo de uma variável abiótica não mensurada no nosso experimento, temos a profundidade em cada mancha vegetal, que é um importante fator abiótico determinante (BARRETO; ARANHA, 2005). Além disso, considerando a influência das interações ecológicas e levando em conta que a espécie *Poecilia* teve peso desproporcionalmente alto na amostragem de peixes, não se pode afastar a possibilidade de que sejam pressões de competição e predação sobre *Poecilia* a contrariar a tendência prevista por nós. Fatores ambientais

não medidos, como a transparência gerada pelas sombras de plantas aquáticas, podem atuar como fatores indiretos para determinar os padrões observados por dificultar a visibilidade dos peixes para predadores (SPACH; SANTOS; GODEFROID, 2003).

Sendo assim, para entender a distribuição espacial na área do experimento, apenas conhecer a complexidade estrutural dos habitats gerados pelas manchas vegetais não é suficiente. Faz-se necessário também conhecer as relações de predação e competição e as condições abióticas ótimas das espécies de peixe presentes, sobretudo de *Poecilia*, espécie dominante na comunidade aquática estudada.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; KIROVSK, A. L.; MARCA, A. G. As larvas dos pacus, *Mylossoma* spp. (Teleostei; Characidae) da Amazônia central. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 53, p. 561-600, 1993.

BARRETO, A. P.; ARANHA, J. M. R. Assembléia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. **Acta scientiarum. Biological sciences**, v. 27, n. 2, p. 153-160, 2005.

CROWDER, L.; COOPER, W. Structural complexity and fish-prey interactions in ponds: A point of view. In: JOHNSON, D.; STEIN, R. (ed.). **Response of fish to habitat structure in standing water**. Bethesda, USA: American Fisheries Society, 1979. p. 2-10.

CROWDER, L.; COOPER, W. Habitat Structural Complexity and the Interaction Between Bluegills and Their Prey. **Ecology**, v. 63, n. 6, p. 1802-1813, 1982.

DIBBLE, E. D.; THOMAZ, S. M. A simple method to estimate spatial complexity in aquatic plants. **Brazilian Archives in Biology and Technology**, v. 49, p. 421-428, 2006.

JUNK, W. J.; SOARES, G. M.; CARVALHO, F. M. Distribution of fish species in a lake of the Amazon river floodplain near Manaus (lago Camaleão), with special reference to extreme oxygen conditions. **Amazoniana**, v. 7, n. 4, p. 397-431, 1983.

JUNK, W. J.; ROBERTSON, B. Aquatic invertebrates. In: JUNK, W. J. (ed.). **The Central Amazonian floodplain: Ecology of a pulsing system**. Heidelberg: Springer Verlag, 1997. p. 279-298. (Ecological Studies, v. 126).

RAHEL, F. J. Factors structuring fish assemblages along a bog lake successional gradient. **Ecology**, v. 65, n. 4, p. 1276- 1289, 1984.

SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M. As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do rio Amazonas. **Acta Amazonica**, v. 3, n. 3, p. 437-447, 2001.

SÁNCHEZ-BOTERO, J. I. *et al.* The aquatic macrophytes as refuge, nursery and feeding habitats for freshwater fish from Cabiúnas lagoon, restinga de Jurubatiba National Park, Rio de Janeiro, Brazil. **Acta Limnológica Brasileira**, v. 19, n. 2, p. 143-153, 2007.

SAVINO, J. F.; STEIN, R. A. Behavioral interactions between fish predators and their prey: effects of plant density. **Anim. Behav.**, v. 37, p. 311-321, 1989.

SPACH, H. L.; SANTOS, C.; GODEFROID, R. S. Padrões temporais nas assembleias de peixes na gamboa do Sucuriú, Baía de Paranaguá, Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 20, n. 4, p. 591-600, 2003.

WARFE, D. M.; BARMUTA, L. A. Habitat structural complexity mediates the foraging success of multiple predator species. **Oecologia**, v. 141, n. 1, p. 171-178, 2004.

ANEXOS



Figura S1 – Lagoa da coleta de indivíduos do presente estudo, localizada no Centro Tecnológico de Aquicultura do Rio Grande do Norte, município de Extremoz, Brasil.
Fonte: autoria própria.



Figura S2 – Esquema experimental do aquário onde foi realizado o experimento de comportamento de escolha hábitat com *P. vivipara*.
Fonte: autoria própria.



Figura S3 – Aplicação do método PIT para delimitação do transecto.
Fonte: autoria própria.



Figura S4 – Coleta de amostra da vegetação dentro da área determinada usando o voal.
Fonte: autoria própria.



Figura S5 – Coleta de peixes nas proximidades das manchas usando a rede de arrasto.
Fonte: autoria própria.



Figura S6 – Lavagem das amostras de vegetação colhida.
Fonte: autoria própria.



Figura S7 – Triagem de invertebrados nas amostras de vegetal.
Fonte: autoria própria.



Figura S8 – Triagem de peixes.

Fonte: autoria própria.

Sua tristeza é nossa alegria: cracas vazias como refúgio de gastrópode num gradiente de dessecação

Maria Iohara Quirino

Adriano Mota

Priscila A. Moura

Ellen Mões

Tales Martins

RESUMO

A tolerância às condições abióticas é um dos fatores que podem moldar as comunidades biológicas, como ocorre com espécies de ambientes de costão rochoso. Ao morrer, as carapaças de cracas permanecem fixadas ao substrato, dando origem a um ambiente que oferece certa proteção contra a dessecação, tornando-se um refúgio em potencial para espécies de gastrópodes. A frequência com que as espécies adotam diferentes estratégias contra a dessecação obedece um gradiente espacial baseado no tempo em que as zonas do costão são expostas às diferentes condições abióticas. Sendo assim, dividimos o costão rochoso em dois gradientes: horizontal (com “menor”, “intermediário” e “maior” riscos de dessecação) e vertical (com “menor” e “maior” riscos de dessecação). Contabilizamos seis variáveis: (1) número de cracas vivas; (2) número de cracas mortas, contabilizadas a partir da carapaça vazia da craca; (3) número de cracas mortas

utilizadas como refúgios por *Echinolittorina lineolata*; (4) número de agregações de indivíduos de *E. lineolata*, fora do refúgio; (5) número de *E. lineolata* isolados; e (6) número de ocorrências de *E. lineolata* utilizando outras estruturas como refúgio. No gradiente horizontal, observamos um maior número de cracas na área com maior risco de dessecação, enquanto que o número de refúgios em potencial (cracas mortas) foi maior na área com menor risco. No gradiente vertical, tanto o número de cracas como o número de refúgios em potencial foram maiores na área com maior risco de dessecação. Em regiões de maior risco de dessecação houve um maior número de agregações e uma porcentagem de utilização do refúgio disponível. Isso reforça o papel da dessecação como uma importante ameaça a ser enfrentada nos costões rochosos, além de confirmar as cracas mortas como um valioso refúgio para *E. lineolata*.

Palavras-chave: *Echinolittorina lineolata*. *Chthamalus bisinuatus*. Refúgio. Gradiente espacial. Zonas de maré.

INTRODUÇÃO

Entender padrões de distribuição e abundância das espécies é um dos objetivos da Ecologia (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Entre os conhecimentos já consolidados nessa área está o de que a tolerância às condições abióticas é um dos fatores que podem moldar as comunidades biológicas, devendo ser incluídos em estudos de ocorrência (DUNSON; TRAVIS, 1991). Isso ocorre sobretudo em ambientes que oferecem condições suportadas por um número restrito de organismos, como zonas

em ambientes de costão rochoso. Nele, há uma série de fatores abióticos extremos como alta temperatura, alta incidência solar, alta salinidade da água, disponibilidade de substrato rochoso, alta incidência de vento e variação em curta escala temporal do nível da maré (CHAPMAN, 1994, 1995). Algumas espécies animais típicas desses habitats são crustáceos, moluscos, equinodermos e cnidários. Independentemente do filo ao qual pertencem, todas as espécies apresentam alguma adaptação morfológica, fisiológica ou comportamental que as permitem suportar tais fatores, que acabam agindo como “filtros ambientais”.

Cracas e gastrópodes litorinídeos coexistem em costões rochosos no mundo todo (CHAPPUIS *et al.*, 2014; GIRALDO-CARDONA *et al.*, 2014; MILOSLAVICH *et al.*, 2016; LOURENÇO *et al.*, 2017). Ao morrer, a carapaça da craca permanece fixada ao substrato, dando origem a um ambiente que oferece certa proteção contra a dessecação, o que a torna um refúgio em potencial para espécies de gastrópodes (SILVA *et al.*, 2004). Desse modo, a craca tem um importante papel como engenheira de ecossistema, uma vez que transforma o ambiente e, assim, influencia a abundância e a distribuição do gastrópode. A ocupação de carapaças de cracas mortas pode, então, ter um papel importante no desenvolvimento de espécies de gastrópodes que habitam costões rochosos (SILVA *et al.*, 2014).

Outras estratégias podem ser utilizadas pelos gastrópodes a fim de evitar a dessecação, tais como a utilização de características intrínsecas ao próprio substrato – como fendas nas rochas – como alternativas de refúgio (CATESBY; MCKILLUP, 1998), e a ocorrência de agregação (CHAPMAN, 1995). Tal comportamento reduz a incidência lateral de vento sobre os indivíduos e faz com que o ar no interior das agregações se

mantenha úmido, o que minimiza a perda de água (LIVELY; RAIMONDI, 1987).

Considerando tais desafios, é razoável imaginar que a frequência com que as espécies adotam diferentes estratégias contra a dessecação obedeça a um gradiente espacial, baseado no tempo de exposição em que as zonas do costão são expostas às diferentes condições abióticas. Sabendo que as áreas com menor exposição ao mar são as áreas de supralitoral, onde as cracas são mais abundantes, e as áreas no alto de rochas, que recebem apenas o *spray* salino formado pelo impacto das ondas, é possível que nessas áreas sejam mais frequentes as ocupações de exoesqueletos vazios de cracas ou de outros espaços, bem como a agregação de gastrópodes.

Sendo assim, este estudo teve como objetivos principais: (i) testar se a utilização dos exoesqueletos de cracas mortas de *Chthamalus bisinuatus* como refúgio pelo gastrópode *Echinolittorina lineolata* aumenta na medida em que as condições se tornam mais favoráveis à dessecação, como rochas localizadas mais ao supralitoral e as rochas altas; (ii) avaliar a frequência de agregações dentre os indivíduos que não estiverem fazendo uso da craca como refúgio da craca; e (iii) verificar a ocorrência de ocupação de outros possíveis refúgios. Hipotetizamos que haverá aumento no uso da carapaça da craca como refúgio, bem como de outras estratégias contra a dessecação, como a agregação e uso de outros refúgios de acordo com o aumento do risco de dessecação.

MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo corresponde a um costão rochoso com cerca de 500m², localizado na praia de Santa Rita, município de Extremoz, Rio Grande do Norte. No momento da coleta, o nível da maré estava baixo (0,0 m).

Coleta de dados

A fim de compreender a utilização do refúgio por *E. lineolata*, dividimos o costão rochoso em dois gradientes: horizontal (com “menor”, “intermediário” e “maior” riscos de dessecação) e vertical (com “menor” e “maior” riscos de dessecação). Quanto maior a proximidade ao mar, menor o risco de dessecação. Para coletar no gradiente horizontal, lançamos um transecto de 20 m em cada zona (infra, meso e supralitoral), dentro do qual aleatorizamos 15 quadrados de 10 x 10 cm. No gradiente vertical, lançamos os 15 quadrados sobre rochas a uma altura de 1 m, e comparamos esses dados aos da região intermediária do gradiente horizontal. No total foram coletados 60 quadrados.

Para testar as hipóteses, contabilizamos seis variáveis: (1) número de cracas vivas; (2) número de cracas mortas, contabilizadas a partir da carapaça vazia da craca; (3) número de cracas mortas utilizadas como refúgios por *E. lineolata*; (4) número de

agregações de dois ou mais indivíduos de *E. lineolata*, fora do refúgio; (5) número de *E. lineolata* isolados; e (6) número de ocorrências de *E. lineolata* utilizando outras estruturas como refúgio.

Análise de dados

Para analisar a variação das diferenças na utilização do refúgio por *E. lineolata* no gradiente horizontal, fizemos uma ANOVA one-way. Para compreender a diferença no gradiente vertical, fizemos um teste t.

RESULTADOS

Disponibilidade do refúgio (cracas mortas)

No gradiente horizontal, observamos um maior número de cracas na área com maior risco de dessecação (Figura 1a), enquanto que o número de refúgios em potencial (cracas mortas) foi maior na área com menor risco (Figura 1b). No gradiente vertical, tanto o número de cracas (Figura 2a) como o número de refúgios em potencial (Figura 2b) foram maiores na área com maior risco de dessecação.

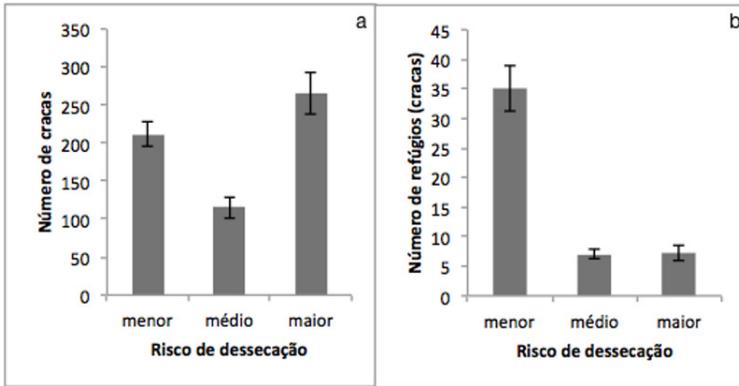


Figura 1 – Número total médio (\pm EP) de cracas (a) e número médio (\pm EP) de cracas mortas disponíveis como refúgios (b) para *E. lineolata* ao longo do gradiente horizontal (ANOVA: $F = 44,053$; $p = 0,000$).
Fonte: autoria própria.

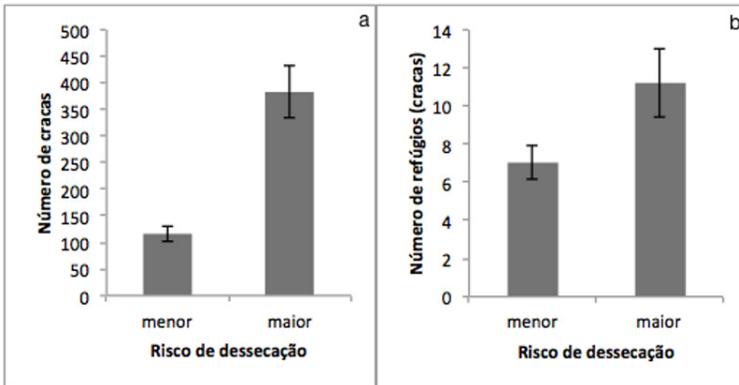


Figura 2 – Número total médio (\pm EP) de cracas (a) e número médio (\pm EP) de cracas mortas disponíveis como refúgios (b) para *E. lineolata* ao longo do gradiente vertical (ANOVA: $F = 4,204$; $p = 0,000$).
Fonte: autoria própria.

Utilização do refúgio (% de uso do refúgio disponível)

Em regiões de maior risco de dessecação, houve uma maior porcentagem de utilização do refúgio disponível, tanto ao longo do gradiente horizontal (Figura 3a) quanto do gradiente vertical (Figura 3b).

Indivíduos isolados (fora de refúgios)

Encontramos um maior número de indivíduos isolados em ambientes de maior risco de dessecação tanto no gradiente horizontal (Figura 4a) quanto no vertical (Figura 4b).

Agregações (ocorrência de agrupamento de indivíduos fora de refúgios)

As agregações foram maiores em ambientes de maior risco de dessecação tanto no gradiente horizontal (Figura 5a) quanto no vertical (Figura 5b).

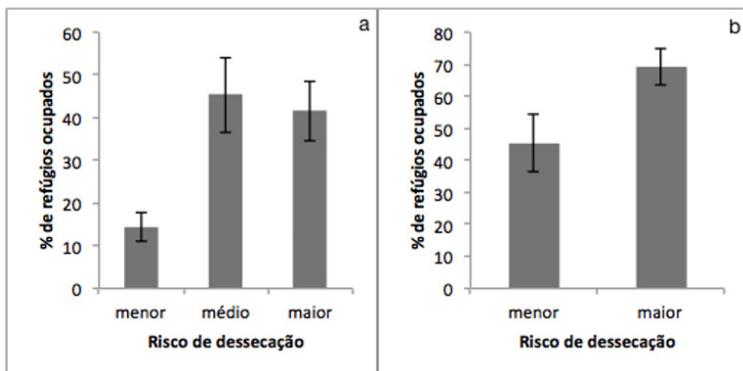


Figura 3 – Porcentagem (\pm EP) de refúgios (cracas mortas) ocupados por *E. lineolata* ao longo dos gradientes horizontal (a) (ANOVA: $F = 6,075$; $p = 0,005$) e vertical (b) (ANOVA: $F = 5,152$; $p = 0,031$).
Fonte: autoria própria.

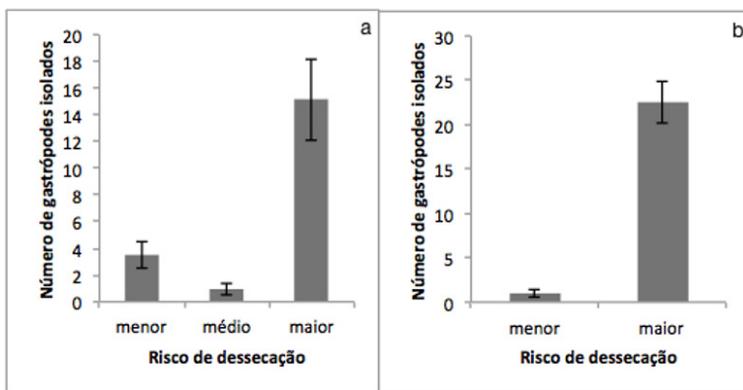


Figura 4 – Número médio (\pm EP) de indivíduos isolados de *E. lineolata* ao longo dos gradientes horizontal (a) (ANOVA: $F = 16,41$; $p = 0,000$) e vertical (b) (ANOVA: $F = 82,15$; $p = 0,000$).
Fonte: autoria própria.

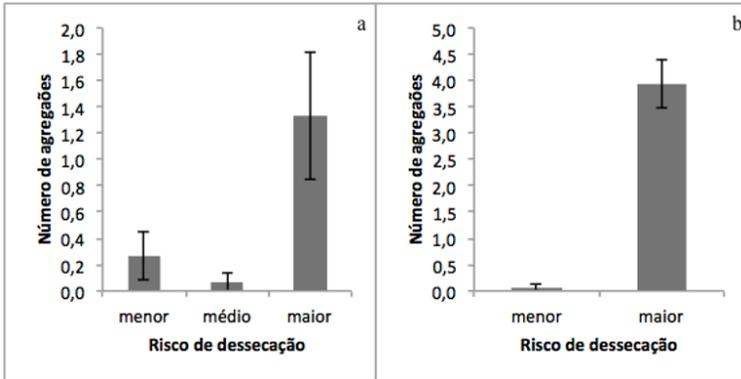


Figura 5 – Número médio (\pm EP) de agregações de *E. lineolata* ao longo dos gradientes horizontal (a) (ANOVA: $F = 5,107$; $p = 0,010$) e vertical (b) (ANOVA: $F = 71,574$; $p = 0,000$).
 Fonte: autoria própria.

Outros refúgios ocupados

Em ambientes de maior risco de dessecação, houve uma tendência de maior utilização de outros refúgios, além de cracas mortas, tanto no gradiente horizontal (Figura 6a) quanto no vertical (Figura 6b).

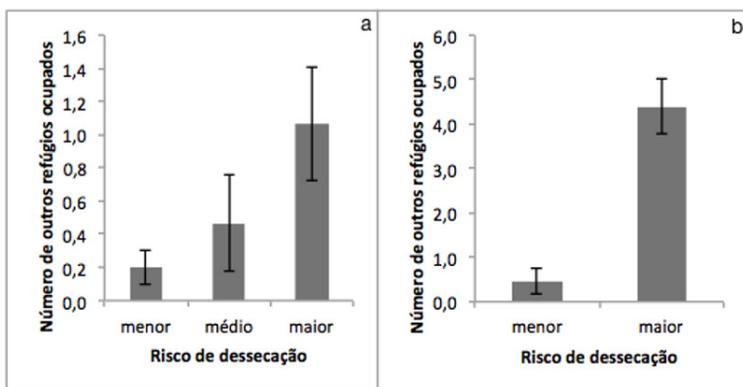


Figura 6 – Número médio (\pm EP) de outros refúgios de *E. lineolata* ao longo dos gradientes horizontal (a) (ANOVA: $F = 3,047$; $p = 0,058$) e vertical (b) (ANOVA: $F = 32,062$; $p = 0,000$).
Fonte: autoria própria.

DISCUSSÃO

Analisando como a presença de cracas variou ao longo dos diferentes gradientes, vimos uma maior abundância de cracas vivas nos ambientes com maior risco de dessecação, ao passo que a abundância de cracas mortas diferiu entre os dois gradientes. No horizontal, tal abundância foi maior na zona infralitoral, ambiente com menor risco de dessecação. No vertical, foi maior no ambiente com maior risco de dessecação. Uma hipótese para o aumento da mortalidade de cracas em zonas úmidas é a maior frequência de competição interespecífica. Já ambientes mais expostos à dessecação teriam menor pressão de competição, porém exigiriam maior adaptação ao risco de dessecação. Assim, a distribuição espacial dos organismos estaria baseada

em um trade-off entre competitividade e tolerância à dessecação. Com isso, as mortalidades diferenciadas entre os dois gradientes podem ter explicações distintas.

Quanto à utilização de cracas por *E. lineolata*, os resultados confirmaram nossa primeira hipótese. Quanto maior o risco de dessecação, maior a utilização desse refúgio. O fato de essa confirmação ter se dado nos dois gradientes reforça o papel da dessecação como uma importante ameaça a ser enfrentada nos costões rochosos, além de confirmar as cracas mortas como um valioso refúgio para *E. lineolata*.

A nossa segunda hipótese – de que o uso da agregação seria mais frequente em zonas mais suscetíveis à dessecação – também foi confirmada. Porém, se por um lado a ocorrência de agregações foi maior em áreas de maior risco, por outro lado a ocorrência de indivíduos isolados também foi maior. Considerando que a dessecação é um risco real, podemos supor que, durante a realização do experimento, as condições ambientais não eram tão severas. Uma vez que no nosso estudo não foram coletadas variáveis ambientais, sugerimos que o experimento seja replicado em períodos mais quentes do dia ou em épocas mais quentes do ano, a fim de ver como o ambiente pode afetar a ocorrência de agregações e o tamanho das mesmas. Além disso, não podemos descartar que os indivíduos isolados de *E. lineolata* tenham comprimento corporal maior que o suportado pela área do refúgio dentro das cracas.

Na nossa terceira hipótese, afirmamos que o uso de outros refúgios aumentaria conforme fosse maior o risco de dessecação. Os resultados confirmaram esta hipótese apenas para o gradiente vertical, embora tenha ocorrido uma tendência na análise de gradiente horizontal. Não desconsideramos o risco de que a nossa delimitação horizontal de transectos

tenha sido insuficiente para captar diferentes níveis de risco de dessecação. Porém, de todo modo, parece claro que a busca por refúgio nas reentrâncias das rochas é uma alternativa empregada por *E. lineolata* para evitar a dessecação.

Uma vez que o refúgio proporcionado por *C. bisinuatus* não foi um recurso limitante para *E. lineolata* na ocasião do estudo, podemos sugerir que, entre as estratégias para evitar a dessecação analisadas aqui, não houve preferência por nenhuma, sendo todas complementares. Por fim, recomendamos a realização de estudos sobre a dinâmica populacional de *E. lineolata*, como a mensuração da densidade média de indivíduos por agregação, e que considerem o comprimento corporal total dos indivíduos e gradientes temporais ao longo do dia ou do ano, para um melhor entendimento dessas diferentes estratégias.

REFERÊNCIAS

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia**: de indivíduos a ecossistemas. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.

CATESBY, S. M.; MCKILLUP, S. C. The importance of crevices to the intertidal snail *Littoraria articulata* (Philippi) in a tropical mangrove forest. **Hydrobiologia**, v. 367, p. 131-138, 1998.

CHAPMAN, M. G. Small- and broad-scale patterns of distribution of the upper-shore littorinid *Nodilittorina pyramidalis* in New South Wales. **Australian Journal of Ecology**, v. 19, p. 83-85, 1994.

CHAPMAN, M. G. Aggregation of the littorinid snail *Littorina unifasciata* in New South Wales, Australia. **Marine Ecology Progress Series**, v. 126, p. 191-202, 1995.

CHAPPUIS, E. *et al.* Vertical zonation is the main distribution pattern of littoral assemblages on rocky shores at a regional scale. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 147, p. 113-122, 2014.

DUNSON, W. A.; TRAVIS, J. The role of abiotic factors in community organization. **The American Naturalist**, v. 138, p. 1067-1091, 1991.

GIRALDO-CARDONA, A. *et al.* El género *Echinolittorina* Habe, 1956 (Gastropoda: Littorinidae) de los ecosistemas rocosos de la costa pacífica colombiana. **Caldasia**, v. 36, p. 157-164, 2014.

LIVELY, C. M.; RAIMONDI, P. T. Desiccation, predation, and mussel-barnacle interactions In the northern Gulf of California. **Oecologia**, v. 74, p. 304-309, 1987.

LOURENÇO, B. F. *et al.* Identificação da biodiversidade encontrada no costão rochoso da praia do Caramborê, Peruíbe, São Paulo, Brasil. **UNISANTA Bioscience**, v. 6, p. 112-119, 2017.

MILOSLAVICH, P. *et al.* Benthic assemblages in south american intertidal rocky shores: biodiversity, services and threats. *In*: RIOSMENA-RODRÍGUEZ, R. (ed). **Marine Benthos: biology, ecosystem functions and environmental impact**. New York: Nova Science Publishers Inc., 2016. p. 1-55.

SILVA, A. C. F.; MENDONÇA, V.; PAQUETE, R. Habitat provision of barnacles tests for overcrowded periwinkles. **Marine Ecology**, v. 36, p. 530-540, 2004.

Teoria de Biogeografia de Ilhas em poças temporárias de manguezal

*Henrique Borburema
Thayná L. S. R. Costa
Bruna Carvalho
Priscila A. Moura
Ellen Mões
Marcelo C. Rodrigues*

RESUMO

Os efeitos do isolamento, da área e da heterogeneidade ambiental sobre a biodiversidade são observações importantes da Teoria de Biogeografia de Ilhas. Manguezais com grande variação nos níveis de maré formam poças temporárias que abrigam peixes, constituindo verdadeiras ilhas. A área das poças temporárias e a sua proximidade a pontos de conectividade com corpos de água permanentes podem afetar a comunidade de peixes. Definimos a área de coleta de acordo com a influência da maré, com três parcelas próximas e três distantes do corpo d'água permanente. Coletamos, quantificamos e identificamos os peixes presentes nas poças temporárias. Estimamos a porcentagem de cobertura aquática das poças e mensuramos suas profundidades. A heterogeneidade ambiental e o isolamento não exerceram efeito sobre a comunidade de peixes analisada. A diversidade teve uma relação positiva com a área, o que é esperado à luz da Teoria de

Biogeografia de Ilhas. Quanto à riqueza de espécies e à abundância, não houve efeito do isolamento e da área. Entretanto, uma tendência positiva foi encontrada entre a abundância de peixes e a distância ao canal, com maior abundância observada nos pontos mais distantes. Por meio deste estudo, evidenciamos que esses habitats podem representar, para alguns grupos de peixes, importantes áreas-refúgio a relações antagonistas, como a predação, assim como relevantes áreas para ocupação de nichos por espécies de peixes residentes ou passageiras.

Palavras-chave: Biogeografia de Ilhas. Isolamento. Poças temporárias. Guppy. Mangrove killifish.

INTRODUÇÃO

Os efeitos do isolamento e da área sobre a biodiversidade são observações-chave da Teoria do Equilíbrio de Biogeografia de Ilhas (MACARTHUR; WILSON, 1967). Para essa teoria, ilhas maiores mantêm populações maiores, com a consequente diminuição das taxas de extinção e a manutenção de uma alta riqueza de espécies. Essa teoria também postula que ilhas isoladas possuem uma menor taxa de imigração e, consequentemente, mantêm uma menor riqueza de espécies. Assim, a riqueza de espécies em uma ilha seria o resultado do equilíbrio dinâmico entre imigração e extinção, que variam de acordo com o tamanho e o grau de isolamento da ilha (MACARTHUR; WILSON, 1967).

Embora a relação espécie-área seja bem aceita, sua explicação não é clara, uma vez que a Teoria de Biogeografia de Ilhas

reconhece o papel da heterogeneidade ambiental na biodiversidade e sua relação direta com a área (MACARTHUR; WILSON, 1967). Estudos realizados para determinar as contribuições relativas da área *per se* e da heterogeneidade ambiental sobre a biodiversidade mostram que a heterogeneidade ambiental pode ter maior peso sobre a riqueza de espécies em uma série de taxa (BÁLDI 2008; HORTAL *et al.*, 2009) ou deve ser considerada em conjunto com a área (KALLIMANIS *et al.*, 2008).

Ecossistemas de águas rasas com alta heterogeneidade ambiental, como manguezais, funcionam como berçários para juvenis de diversas espécies de peixes (HEYMAN, 1996), seja pela abundância de recursos alimentares seja pela disponibilidade de refúgio contra predadores (NAGELKERKEN, 2009). A complexidade estrutural das raízes de mangue, o sombreamento do hábitat e a pequena profundidade dos corpos de água fornecem proteção para os juvenis e detêm a entrada de peixes piscívoros, aumentando, assim, a abundância e a riqueza de peixes juvenis (HEYMAN, 1996). Manguezais que passam por grande variação nos níveis de maré formam poças temporárias que abrigam peixes, formando verdadeiras ilhas (WILLIAMS, 2006). A área das poças temporárias e a sua proximidade a áreas de conectividade com corpos de água permanentemente inundados podem afetar a distribuição de peixes, aumentando a abundância e a riqueza de espécies (JOSEFSON; HANSEN, 2004; SRIDHARAN; NAMBOOTHRI, 2015).

No presente trabalho, pretendemos separar os efeitos do isolamento (distância do canal), da área e da heterogeneidade ambiental sobre a diversidade de peixes em poças temporárias em um ambiente de manguezal. Hipotetizamos que a diversidade de peixes aumentaria com: (a) a proximidade da poça em relação ao canal mais próximo (menor isolamento);

(b) a porcentagem de cobertura aquática (maior área); e (c) a variância da profundidade das poças temporárias (maior heterogeneidade ambiental) formadas durante a maré baixa .

MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em uma área de manguezal do Centro Tecnológico de Aquicultura (CTA), no município de Extremoz, Rio Grande do Norte (05°40'33.2"S, 35°13'4.8"W). O CTA é uma unidade experimental de estudos em aquicultura, composta por um conjunto de tanques de carcinicultura em uma área de manguezal do Rio Ceará-Mirim, atualmente abandonados e colonizados por espécies nativas do manguezal original. Esta condição proporciona um padrão de distribuição das espécies com particularidades associadas ao padrão de conectividade artificial projetado para a carcinicultura, anteriormente existente no local de estudo.

Delineamento amostral e coleta de dados

Definimos a área de coleta de acordo com a influência da maré, dividindo-a em três meso-habitats (Figura 1). Com o intuito de

mensurar o efeito do isolamento na estrutura da comunidade de peixes. Cada meso-hábitat consistiu de um bloco com duas parcelas, uma próxima (0-17 m) e outra mais distante (49-64 m) do corpo d'água permanente (canal). Cada parcela foi definida como um quadrado de 10 x 10 m. Para mensurar o efeito da heterogeneidade ambiental, medimos a variância da profundidade (cm) das poças temporárias (medida no centro e em cada um dos vértices do quadrado, com uma trena) em cada parcela. Para investigar o efeito da área, fizemos a estimativa visual da cobertura da área alagada (cobertura aquática) em função da área total da parcela (em %). Em seguida, com o auxílio de peneiras de pesca, realizamos a coleta de peixes presentes nas poças temporárias e os acondicionamos em pequenos sacos plásticos para posterior quantificação e identificação das espécies. O esforço de coleta despendido por parcela foi de 40 minutos (duas pessoas, 20 min/pessoa). Todos os peixes foram devolvidos às parcelas após quantificação e identificação.

Análise de dados

Calculamos a diversidade de peixes para cada parcela com o índice de Shannon utilizando os dados de abundância por espécie (Tabela S2). Para testar o efeito das parcelas distantes e próximas do canal sobre a diversidade de peixes, utilizamos uma análise de variância (ANOVA). Para testar a relação da diversidade (Shannon) com a porcentagem de cobertura aquática, utilizamos uma regressão linear.

Comparamos a abundância média de peixes entre poças distantes e próximas ao canal, bem como a riqueza média de

espécies, por meio de ANOVAs. Analisamos os possíveis efeitos da cobertura aquática e da profundidade sobre a abundância e a riqueza por meio de regressões simples. Como as distâncias (perto e longe, de maneira categórica) variaram entre os blocos, resolvemos avaliar o possível efeito da distância real (contínua) sobre esses parâmetros da comunidade. Para isso usando os dados de georreferenciamento das parcelas, estimamos suas distâncias reais ao canal de água mais próximo e testamos do efeito da distância, em metros, sobre a abundância e a riqueza de peixes usando regressões lineares. Verificamos também a interação da distância real com a cobertura aquática sobre a abundância de peixes e a riqueza de espécies por meio de uma regressão múltipla. Os dados ambientais de cada parcela estão disponíveis na Tabela S1.

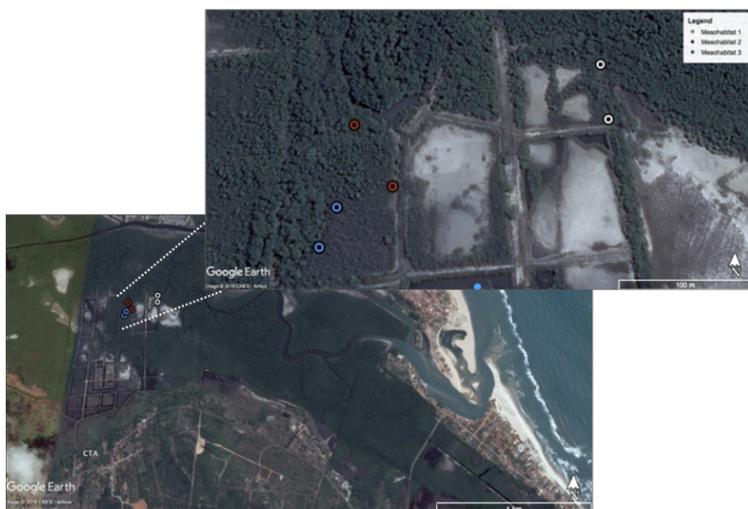


Figura 1 – Delineamento experimental do estudo sobre biogeografia de ilhas em poças de manguezal no Rio Ceará-Mirim, município de Extremoz, RN, Brasil. Em cada meso-hábitat, foram utilizadas duas parcelas, uma próxima e outra distante do corpo d'água permanente. As cores dos pontos representam os diferentes meso-hábitats, destacados na legenda interna da figura. Fonte: Google Earth.

RESULTADOS

Coletamos 152 indivíduos distribuídos em seis espécies de peixes (Tabela 1). As espécies mais abundantes foram *Poecilia vivipara* e *Kryptolebias hermaphroditus* e as menos abundantes foram *Guavina guavina* e *Ctenogobius boleosoma*, seguidas de *Ctenogobius smaragdus* e *Ctenobius* sp. As espécies mais abundantes foram também as mais frequentes: *P. vivipara* ocorreu em cinco parcelas e *K. hermaphroditus* em todas as parcelas. Por

outro lado, as espécies menos abundantes ocorreram apenas em uma parcela – como *G. guavina*, uma espécie predadora coletada neste estudo.

Ao observarmos os padrões de distribuição das espécies nas poças em função do isolamento, verificamos que *P. vivipara* e *K. hermaphroditus* ocorreram tanto nas poças distantes como nas próximas ao canal, sendo que uma maior abundância foi observada nas poças mais distantes (*P. vivipara*: 55 longe vs. 22 perto; *K. hermaphroditus*: 49 longe vs. 16 perto). *Guavina guavina* e *Ctenobius* sp. ocorreram em uma única parcela, próxima ao canal. *Ctenogobius boleosoma* e *C. smaragdus*, por outro lado, ocorreram exclusivamente em poças mais distantes. Não evidenciamos padrões de distribuição das espécies quanto à variância da profundidade e à cobertura aquática.

Tabela 1 – Espécies de peixes capturadas em poças temporárias de manguezal do estuário do Rio Ceará-Mirim, RN, Brasil. A última coluna apresenta as abundâncias das espécies, capturadas em um esforço de coleta de 40 minutos em seis parcelas de 10 x 10 m.

Ordem	Família	Espécie	Abundância
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Poecilia vivipara</i>	79
	Rivulidae	<i>Kryptolebias hermaphroditus</i>	65
Perciformes	Eleotridae	<i>Guavina guavina</i>	1
	Gobiidae	<i>Ctenogobius boleosoma</i>	1
		<i>Ctenogobius smaragdus</i>	3
		<i>Ctenogobius</i> sp.	3

Fonte: autoria própria.

A diversidade de peixes não variou significativamente em função do isolamento (Figura 2A: $F = 0,559$; $p = 0,496$). Houve

uma tendência visual de aumento da diversidade em função da porcentagem de cobertura aquática (Figura 2B), com 23% da variação explicada pelo modelo, porém sem significância estatística ($F = 1,980$; $p = 0,230$).

Não houve efeito do isolamento ($F = 1,471$; $p = 0,290$), da cobertura aquática ($F = 0,692$; $p = 0,452$) e nem da variância da profundidade ($F = 0,036$; $p = 0,859$) sobre a abundância de peixes. Porém, ao considerarmos a distância real, e não a distância categórica, observamos uma tendência de relação entre a abundância de peixes e a distância, com uma maior abundância em locais mais distantes ao canal ($F = 5,111$; $p = 0,073$, Figura 3). A interação entre distância real e cobertura aquática não exerceu efeito sobre a abundância ($F = 1,284$; $p = 0,339$).

Quanto à riqueza de espécies, não observamos diferença significativa em função do isolamento ($F = 0,125$; $p = 0,741$), nem em função da cobertura aquática ($F = 0,744$; $p = 0,437$) e nem da profundidade ($F = 0,182$; $p = 0,691$). A riqueza de espécies também não variou em função da distância real ($F = 0,084$; $p = 0,784$), e a interação da distância real com a cobertura aquática não exerceu efeito sobre a riqueza ($F = 4,724$; $p = 0,118$).

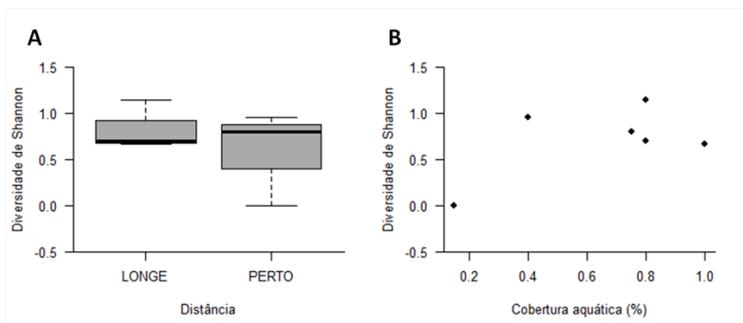


Figura 2 – Relações entre a diversidade de peixes e variáveis ambientais em poças de manguezais do rio Ceará-Mirim, RN, Brasil. A. Diversidade de Shannon em função do grau de isolamento das parcelas. B. Diversidade de Shannon com o aumento da porcentagem de cobertura aquática. Fonte: autoria própria.

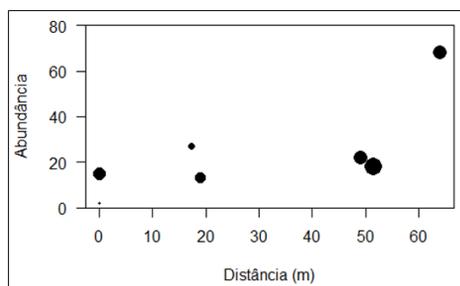


Figura 3 – Abundância de peixes amostrados em relação à distância real das poças. O tamanho dos pontos são relativos à cobertura aquática (%). Fonte: autoria própria.

DISCUSSÃO

A ausência de relação entre diversidade e isolamento foi inverso ao esperado e encontrado em outros trabalhos. Taylor (1997) observou que poças mais isoladas apresentavam uma menor riqueza de peixes. A oportunidade de migração seria reduzida pelo aumento da distância ou pela diminuição da conectividade ao canal ou a qualquer outra fonte de indivíduos (ANGERMEIER; SCHLOSSER, 1989). Contudo, nesta pesquisa, não estudamos a biologia das espécies amostradas para saber até que ponto a distância delimitada pode interferir no deslocamento dos indivíduos. Além disso, a diversidade pode estar sendo diluída pela alta abundância, em quase todas as parcelas, de *P. vivipara* e *K. hermaphroditus*, duas espécies amplamente distribuídas e de fácil adaptação a vários tipos de habitats. A tendência positiva do aumento da diversidade com a porcentagem de cobertura aquática pode estar relacionada com a relação espécie-área da biogeografia de ilhas. Com o aumento da área, tem-se um maior *pool* de espécies (CONNOR; McCOY, 1979) e, com isso, a diminuição do efeito das espécies dominantes. No entanto, a relação não foi estatisticamente significativa.

Houve uma tendência de relação positiva entre a abundância de peixes e a distância ao canal indo de encontro ao predito pela teoria de biogeografia de ilhas. Neste estudo, as espécies mais abundantes (*P. vivipara* e *K. hermaphroditus*) foram coletadas principalmente nas poças distantes ao canal, logo, estas espécies estariam influenciando na tendência de relação encontrada entre a abundância e a distância ao canal. As espécies mais abundantes neste estudo, *P. vivipara* e *K. hermaphroditus*, são peixes de pequeno porte (comprimento máximo 7 cm) com uma elevada capacidade de colonizar ambientes

temporários. De acordo com Mckke (1996), em ambientes estuarinos existem vários habitats disponíveis para populações bióticas, que, segundo Shokita (2004) e Koenig *et al.* (2007), são importantes áreas de berçário, reprodução, alimentação e desova para diversas espécies animais, como os peixes. A espécie predadora *G. guavina*, coletada exclusivamente próxima ao canal, pode representar uma ameaça às outras espécies de peixes, especialmente aos juvenis ou peixes de pequeno porte. Sendo assim, estes indivíduos, ao ocuparem poças mais distantes do canal, estariam mais protegidos do risco de predação. A coexistência de espécies em uma comunidade depende muitas vezes de estratégias que mitiguem efeitos de interações desarmônicas, como a predação, a competição e o parasitismo (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). No caso da predação, uma das estratégias comuns é a ocupação de refúgios que sejam de difícil acesso ao predador ou que tornem as presas menos evidentes (CROWDER; COOPER, 1982; RICKLEFS, 2010).

Por meio do presente estudo, não foi possível evidenciar claros padrões de diversidade e riqueza de espécies em função das variáveis ambientais mensuradas (isolamento, cobertura aquática e profundidade das poças), possivelmente porque as áreas analisadas durante o período de alta maré ficam conectadas. Evidenciamos que áreas de poças em manguezais figuram como relevantes habitats disponíveis para um considerável número de peixes, principalmente em suas fases juvenis. Do ponto de vista ecológico, estes habitats podem representar, para alguns grupos de peixes, importantes áreas-refúgio a relações antagonistas, como a predação, assim como relevantes áreas para ocupação de nichos por espécies residentes ou passageiras.

REFERÊNCIAS

- ANGERMEIER, P. L.; SCHLOSSER, I. J. Species-area relationships for stream fishes. **Ecology**, v. 70, p. 1450-1462, 1989.
- BÁLDI, A. Habitat heterogeneity overrides the species-area relationship. **Journal of Biogeography**, v. 35, p. 675-681, 2008.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007. 752p.
- CONNOR, E. F.; MCCOY, E. D. The statistics and biology of the species-area relationship. **American Naturalist**, v. 113, p. 791-833, 1979.
- CROWDER, L. B.; COOPER, W. E. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. **Ecology**, v. 63, n. 6, p. 1802-1813, 1982.
- HEYMAN, W. Role of mangrove environment in the life history of marine fishes. In: FELLER, I.; SITNIK, M. (ed). **Mangrove ecology workshop manual**. Washington, DC: Smithsonian Institution, 1996. p. 43-56.
- HORTAL, J. *et al.* Island species richness increases with habitat diversity. **The American Naturalist**, v. 174, p. E205-E217, 2009.
- JOSEFSON, A. B.; HANSEN, J. L. S. Species richness of benthic macrofauna in Danish estuaries and coastal areas. **Global Ecology and Biogeography**, v. 13, p. 273-288, 2004.

KALLIMANIS, A. S. *et al.* How does habitat diversity affect the species-area relationship? **Global Ecology and Biogeography**, v. 17, n. 4, p. 532-538, 2008.

KOENIG, C. C. *et al.* Mangrove as essential nursery habitat for Goliath grouper (*Epinephelus itajara*). **Bulletin of Marine Science**, v. 80, p. 567-586, 2007.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton, USA: Princeton University Press, 1967.

McKEE, K.L. 1996. Growth and physiological responses of neotropical mangrove seedlings to root zone hypoxia. **Tree Physiology**, v. 16, p. 883-889, 1995.

NAGELKERKEN, I. Evaluation of the nursery function of mangroves and seagrass beds for reef fishes and decapods: patterns and underlying mechanisms. *In*: NAGELKERKEN, I. (ed). **Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems**. Dordrecht, NED: Springer Science and Business Media, 2009. p. 357-399.

RICKLEFS, R. E. **Economia da Natureza**. 6. ed. [S.l.]: Guanabara Koogan, 2010. 503 p.

SHOKITA, S. The role of aquatic animals in mangrove ecosystems. *In*: VANNUCI, M. (ed.). **Mangrove management and conservation: present and future**. Japan: United Nations University Press, 2004. p. 76-110.

SRIDHARAN, B.; NAMBOOTHRI, N. Factors affecting distribution of fish within a tidally drained mangrove forest in the Andaman and Nicobar Islands, India. **Wetlands Ecology and Management**, v. 23, p. 909-920, 2015.

TAYLOR, C. M. Fish species richness and incidence patterns in isolated and connected stream pools: effects of pool volume and spatial position. **Oecologia**, v. 110, p. 560-566, 1997.

WILLIAMS, D. D. **The biology of temporary waters**. Oxford: Oxford University Press, 2006.

INFORMAÇÕES SUPLEMENTARES

Tabela S1 – Dados abióticos mensurados em campo em cada parcela de amostragem.

Parcela	Variância da profundidade	Distância real (m)	Cobertura (%)
LONGE	80,98	51,6	100
LONGE	6,71	64,1	80
LONGE	4,62	49,1	80
PERTO	0,33	0	15
PERTO	1,38	0	75
PERTO	4,02	17,3	40

Fonte: autoria própria.

Tabela S2 – Espécies de peixes encontradas, e suas abundâncias, em cada parcela de amostragem.

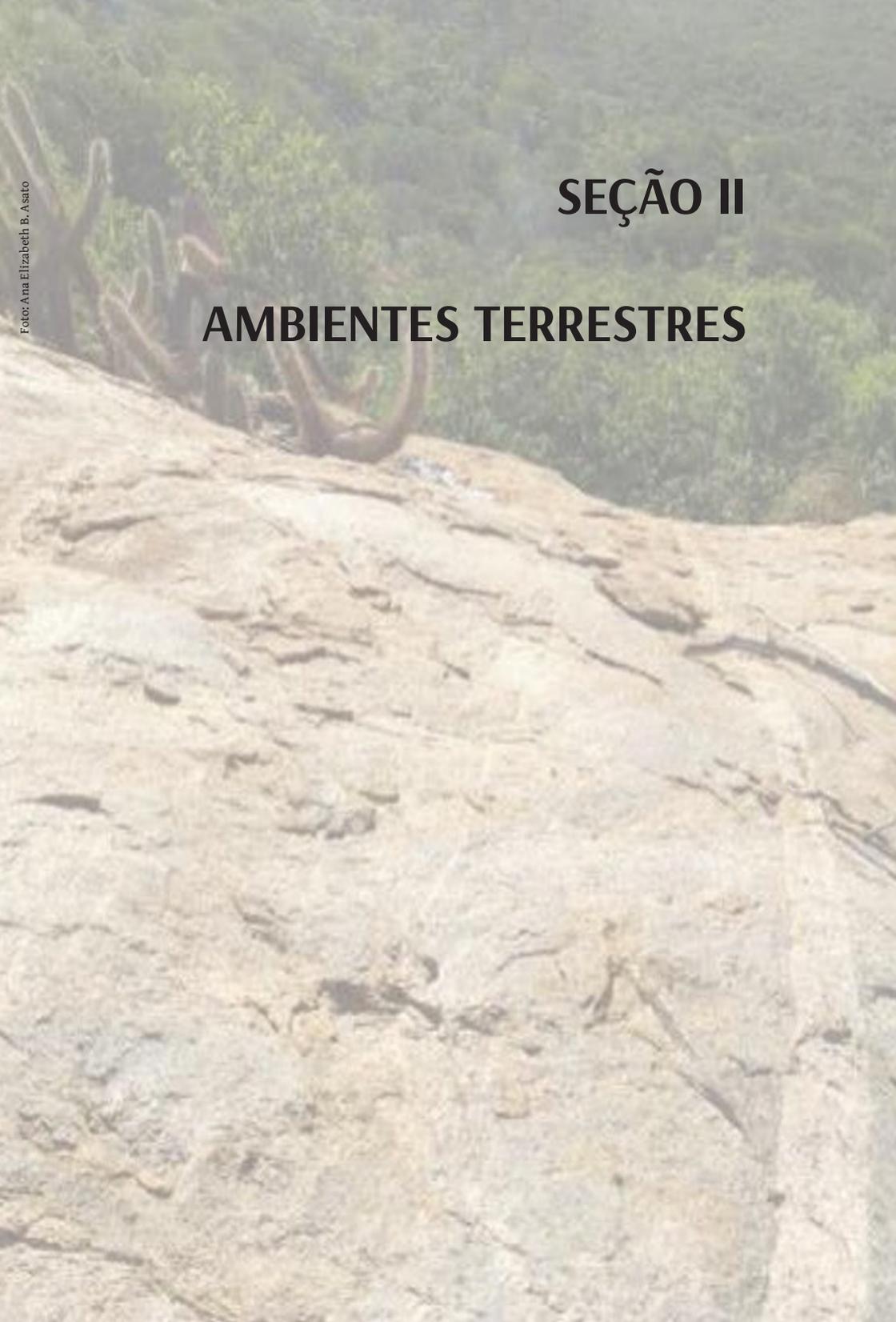
Parcela	<i>P. vivipara</i>	<i>K. hermaphroditus</i>	<i>G. guayana</i>	<i>C. boleosoma</i>	<i>C. smaragdus</i>	<i>Ctenobolus sp.</i>
LONGE	11	7	0	0	0	0
LONGE	35	33	0	0	0	0
LONGE	9	9	0	1	3	0
PERTO	0	2	0	0	0	0
PERTO	10	4	1	0	0	0
PERTO	14	10	0	0	0	3

Fonte: autoria própria.

Foto: Ana Elizabeth B. Asto

SEÇÃO II

AMBIENTES TERRESTRES





Tamanho é documento? Relação entre características morfométricas e sucesso reprodutivo em machos de *Cephalocoema* sp.

Thayná L. S. R. Costa

Fernanda Lamin

Bruno C. Lonzetti

Milena Cordeiro

Adriano Mota

Priscila A. Moura

Gabriel H. S. Silva

RESUMO

A seleção sexual consiste na escolha de um parceiro reprodutivo por características anatômicas, fisiológicas ou comportamentais do sexo oposto, frequentemente resultando em dimorfismo sexual. Os mecanismos clássicos são caracterizados pela disputa entre machos pela fêmea, enquanto ela realiza a escolha do parceiro. Este trabalho buscou identificar o dimorfismo sexual em *Cephalocoema* sp. e indicar se machos isolados ou em cópula são morfologicamente diferentes. Coletamos 20 casais em cópula e 20 indivíduos isolados do gênero *Cephalocoema* dentro da ESEC do Seridó. As características morfométricas mensuradas para detectar o dimorfismo entre fêmeas e machos e identificar

diferenças entre os machos pareados e isolados foram o comprimento do corpo, cabeça, antenas, pronoto, fastígio e tíbias. Para o dimorfismo sexual da espécie, o tamanho da maioria das medidas do corpo da fêmea foi superior ao do macho, indicando maior investimento reprodutivo por parte delas na progênie. Já entre os machos isolados e em cópula, observamos maior tamanho médio das antenas nos pareados, sugerindo que machos com antenas maiores têm maior probabilidade de formar pares com fêmeas. Essa característica deve, então, ter importância no sucesso reprodutivo dos machos, possivelmente pela função sensitiva destes órgãos, favorecendo o encontro mais rápido das fêmeas.

Palavras-chave: Seleção sexual. Dimorfismo sexual. Mané-magro.

INTRODUÇÃO

A seleção sexual consiste na escolha de um parceiro reprodutivo pelas características específicas do sexo oposto, sendo responsável por seleção de características não adaptativas que podem produzir diversidade morfológica. Os seus mecanismos clássicos envolvem a escolha do parceiro pela fêmea e a competição entre machos (RICKLEFS, 2010). O primeiro desses mecanismos resultaria na transferência de genes que conferem maior aptidão para a prole, enquanto que o segundo seria uma vitrine da qualidade genética dos machos, traduzida através de caracteres morfológicos, fisiológicos e comportamentais que podem aumentar o sucesso reprodutivo dos indivíduos.

A seleção sexual frequentemente resulta em dimorfismo sexual, ou seja, em características morfológicas distintas entre machos e fêmeas (RICKELFS, 2010). Uma das características que comumente varia é o tamanho do corpo. Em algumas espécies de aranhas, por exemplo, as fêmeas são maiores, provavelmente pelo investimento reprodutivo na gametogênese (RICKLEFS, 2010). A ocorrência de competição entre machos por fêmeas é comum, requerendo características que conferem maior aptidão para conquista destas fêmeas, como a exibição de corte (ALCOCK, 2009).

Cephalocoema sp., popularmente conhecido como “mané-magro”, é um inseto da ordem Orthoptera, que apresenta dimorfismo sexual, com fêmeas maiores que machos (MORAES, 1982). Durante a cópula, que geralmente ocorre no mês de maio, o macho se posiciona sobre o dorso da fêmea. No ambiente, observamos a ocorrência de machos isolados, podendo indicar que existe algum fator que favorece o pareamento de fêmeas com machos e impede o pareamento com outros. O fato de um macho permanecer solitário pode indicar menor valor adaptativo.

Algumas características morfológicas, como tamanho do corpo possivelmente indicam a existência de critério de escolha pelas fêmeas, uma vez que isso ocorre com muitas outras espécies (ALCOCK, 2009).

Os objetivos deste trabalho são: (a) esclarecer quais características morfológicas de *Cephalocoema* sp. apresentam dimorfismo sexual; (b) verificar se machos isolados e pareados são morfológicamente diferentes; (c) apontar qual a diferença morfológica que determina o pareamento de machos. De acordo com a teoria de seleção sexual, se as fêmeas estão ativamente escolhendo os machos, esperamos que haja diferenças morfológicas entre machos isolados e pareados, e que tais diferenças sejam encontradas no presente estudo.

MÉTODOS

Área de estudo

A Estação Ecológica do Seridó (ESEC) (Figura 1) está situada no município de Serra Negra do Norte, Rio Grande do Norte ($6^{\circ}34'00''$ - $6^{\circ}37'00''$ S e $37^{\circ}15'$ - $37^{\circ}16'00''$ W), e abrange uma área de 1.166,38 hectares. A ESEC está inserida na região fitofisionômica da Caatinga e a vegetação que ocupa a estação é arbórea-arbustiva (FERREIRA *et al.*, 2009).

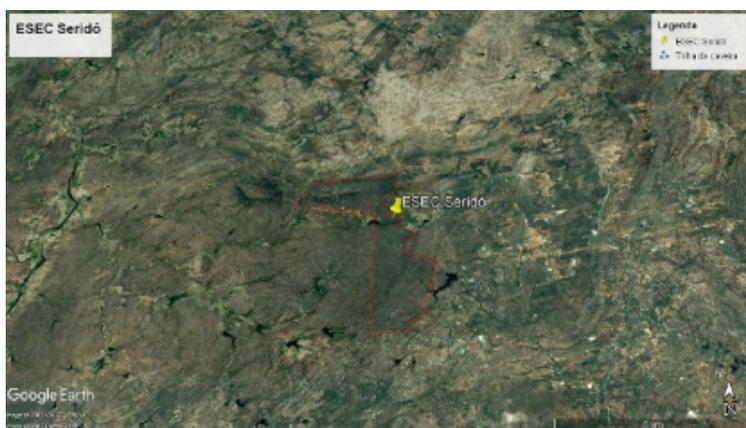


Figura 1 – Imagem de satélite da Estação Ecológica do Seridó.

Coleta de dados

Coletamos 20 pares de machos e fêmeas e 20 machos isolados de *Cephalocoema* sp. na Trilha da Caveira, direcionando as buscas para regiões com herbáceas. Transportamos cada par coletado em um saco plástico, e todos os machos isolados em um único saco plástico. A fim de medir a simetria e classificar os machos solitários e pareados e as fêmeas pareadas, triamos os indivíduos em laboratório, identificamos o estado (pareado ou solitário) e o sexo (macho e fêmea), medimos os comprimentos (mm) do corpo, da cabeça, do fastígio, do pronoto, das tíbias direita e esquerda, das antenas direita e esquerda, e o número de segmentos do abdome.

Análise de dados

Para identificar possíveis correlações entre as variáveis, calculamos a correlação de Pearson. Utilizamos uma ANOVA para testar as diferenças entre machos e fêmeas em função dos comprimentos do corpo, da cabeça, do pronoto e do fastígio, e da assimetria das antenas (medida pela diferença entre os comprimentos entre as antenas direita e esquerda) e das tíbias (medida pela diferença entre os comprimentos entre as tíbias direita e esquerda). Adicionalmente, comparamos os machos isolados e pareados através de regressões logísticas em função das variáveis mencionadas.

RESULTADOS

Dimorfismo sexual

Nossos dados revelam que fêmeas têm comprimento maior que machos em todos os aspectos morfológicos medidos (Tabelas 1 e 2; Figura 2a-f; $p < 0,001$). Fêmeas foram mais assimétricas que os machos no comprimento da tíbia (Tabela 3; Figura 2g; $p = 0,02$), mas a assimetria na antena não foi diferente entre os sexos (Tabela 3; Figura 2h; $p > 0,05$).

Machos solitários e pareados

As regressões logísticas das variáveis preditoras do pareamento demonstraram que o comprimento médio da antena (Figura 3f; $p = 0,005$) foi um fator importante para a ocorrência de machos pareados. Não houve relação significativa entre probabilidade de pareamento e as outras medidas morfométricas estudadas.

Tabela 1 – Intervalos (d) e médias (m) do comprimento do corpo de machos e fêmeas de *Cephalocoema* sp. em milímetros.

cc = comprimento da cabeça,

cf = comprimento do fastígio, cp = comprimento do pronoto,

ct = comprimento da tibia, ca = comprimento da antena.

Sexo	cc		cf		cp		ct		ca	
	d	m	d	m	d	m	d	m	d	m
Fêmea	17,62-	19,15	5,37-	6,59	16,92-	18,82	37,25-	42,03	7,15-	8,10
	20,59		7,63		20,32		45,67		8,10	
Macho	11,71-	14,17	1,98-	3,32	13,24-	16,14	30,28-	37,45	5,95-	7,58
	16,15		4,19		18,41		42,82		9,99	

Tabela 2 – Intervalos (d) e médias (m) das medidas morfométricas de comprimento da cabeça, do fastígio, do pronoto, da tibia e da antena de machos e fêmeas de *Cephalocoema* sp. em milímetros.

Sexo	Comprimento mínimo	Comprimento máximo	Comprimento médio
Fêmea	80,90	99,05	90,65
Macho	60,16	75,95	69,48

Tabela 3 – Assimetria entre a tibia direita e esquerda, e antena direita e esquerda de machos e fêmeas.

Sexo	Assimetria das tíbias			Assimetria das antenas		
	Máx.	Mín.	Med.	Máx.	Mín.	Med.
Fêmea	3,45	0,1	0,97	1,52	0	0,39
Macho	1,93	0	0,60	0,85	0	0,27

DISCUSSÃO

Para *Cephalocoema* sp., observamos que o dimorfismo sexual ocorre em função do comprimento do corpo, com fêmeas proporcionalmente 1,3 vezes maiores que machos e possuindo um fastígio duas vezes maior que o destes. Essas diferenças sugerem que fêmeas investem mais na reprodução com a produção de gametas maiores, ou maior quantidade de gametas. Além disso, todos os machos dos pares encontrados no período da coleta pareciam guardar as fêmeas, sugerindo a ocorrência de guarda pós-cópula. Não observamos relação entre o tamanho da fêmea e o tamanho do macho, ou seja, fêmeas maiores não necessariamente estavam com machos maiores. Em seleção sexual, características morfológicas podem ser utilizadas como um indicador de uma qualidade intrínseca dos indivíduos. Nesse contexto, tais características podem ser utilizadas para a escolha de parceiro, pressupondo uma maior contribuição para a qualidade da prole (BURK; WEBB, 1983). Os resultados sugerem que machos com antenas maiores têm maior probabilidade de formar pares com fêmeas, o que pode indicar que as fêmeas preferem machos com essa característica ou que machos com antenas maiores possuem alguma vantagem competitiva sobre seus coespecíficos.

O comprimento total e a simetria corporal dos machos não foram indicadores de maior sucesso reprodutivo. Para o tamanho corporal é esperado que machos maiores ganhassem a disputa pelas fêmeas (RODRIGUERO *et al.*, 2002), mas no nosso estudo o comprimento dos indivíduos solitários e em cópula não diferiram estatisticamente, sinalizando que uma outra característica deve responder à seleção. Já para a simetria, era esperado que animais mais assimétricos seriam os preteridos na seleção sexual, em

especial de insetos (PALMER, 1996), todavia, os indivíduos solitários e em cópula não diferiram quanto à simetria.

Os resultados, então, sugerem que apenas o comprimento médio da antena é uma característica morfológica que prediz se um macho é isolado ou pareado (Figura 3). E, considerando que antenas são órgãos sensitivos, é possível que machos com maior desenvolvimento desse órgão possam perceber mais eficientemente possíveis sinais químicos liberados pelas fêmeas durante seu período reprodutivo. Essa percepção pode facilitar a detecção da fêmea pelo macho e, por conseguinte, aumentar suas chances de alcançar a fêmea antes dos demais machos.

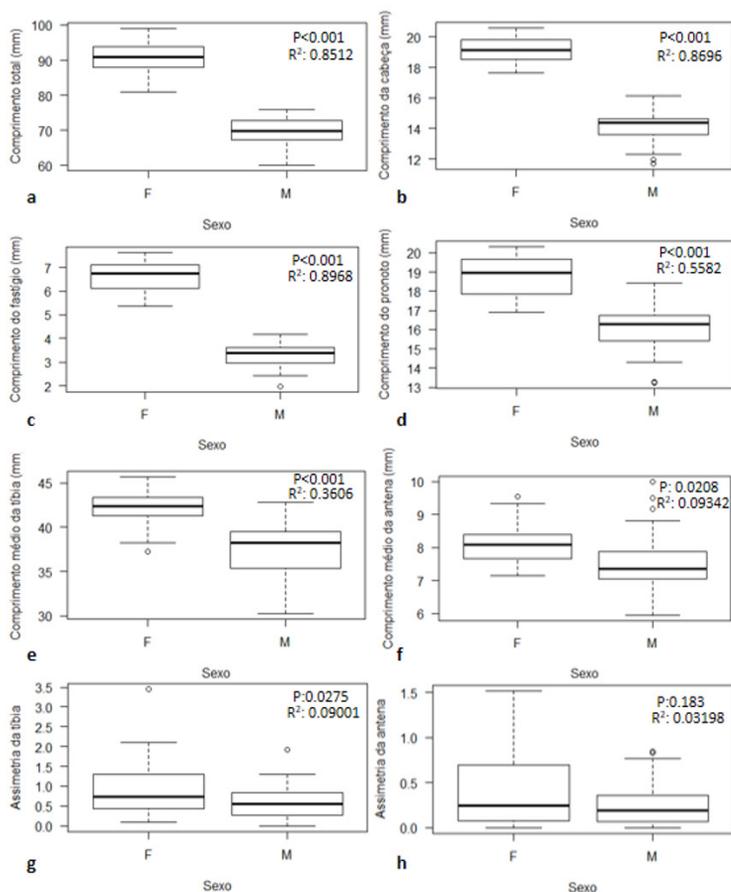


Figura 2 – ANOVA das medidas morfométricas em relação ao estado de pareamento dos machos de *Cephalocoema* sp.: relação de (a) comprimento total ($R^2 = 0,8512$; $p < 0,001$), (b) comprimento da cabeça ($R^2 = 0,8696$; $p < 0,001$), (c) comprimento do fastígio ($R^2 = 0,8968$; $p < 0,001$), (d) comprimento do pronoto ($R^2 = 0,5582$; $p < 0,001$), (e) comprimento médio da tíbia ($R^2 = 0,3606$; $p < 0,001$), (f) comprimento médio da antena ($R^2 = 0,0934$; $p = 0,0208$), (g) assimetria da tíbia ($R^2 = 0,09$; $p = 0,0275$), e (h) assimetria da antena (NS) entre machos e fêmeas de *Cephalocoema* sp. Valores no eixo Y dos plots das variáveis morfométricas (a-h) correspondem a milímetros (mm).

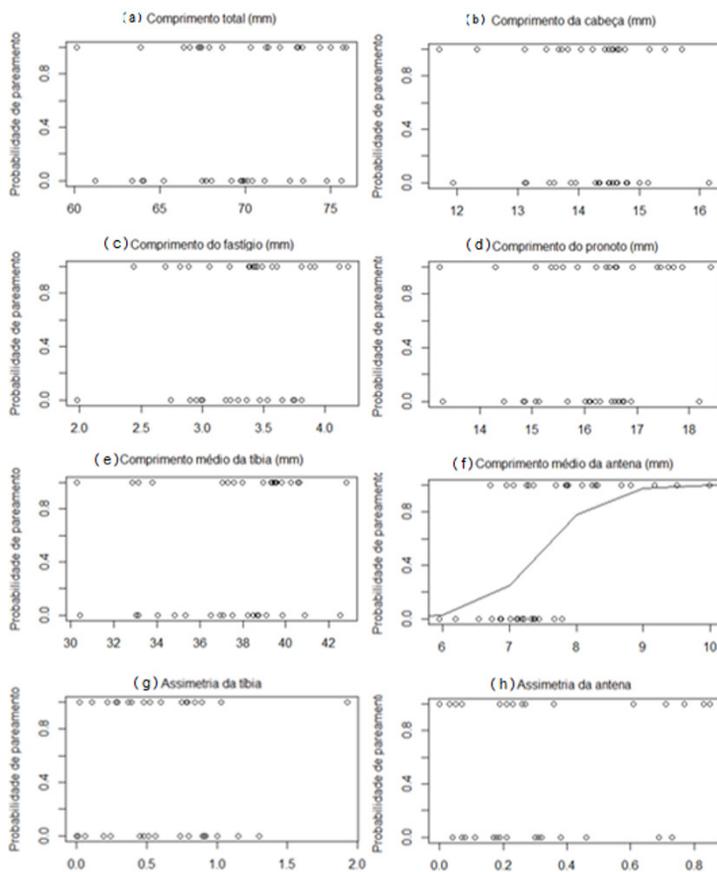
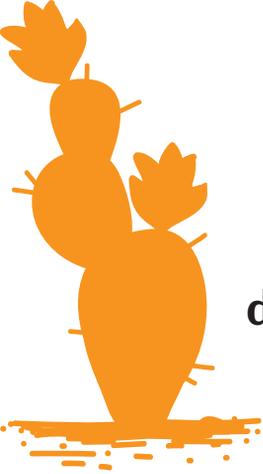


Figura 3 – Regressões logísticas das medidas morfométricas em relação ao estado de pareamento dos machos de *Cephalocoema* sp.: (a) comprimento total (NS), (b) comprimento da cabeça (NS), (c) comprimento do fastígio (NS), (d) comprimento do pronoto (NS), (e) comprimento médio da tíbia (NS), (f) comprimento médio da antena ($p = 0,005$), (g) assimetria da tíbia (NS), (h) assimetria da antena (NS). Valores no eixo X correspondem a milímetros (mm). Valores no eixo Y correspondem ao pareamento dos machos (0,0 = isolados; 1,0 = pareados).

REFERÊNCIAS

- ALCOCK, J. **Comportamento animal**: uma abordagem evolutiva. 9. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.
- BURK, T.; WEBB, C. Effect of male size on calling propensity, song parameters, and mating success in Caribbean fruit flies, *Anastrepha suspense* (Loew) (Diptera: Tephritidae). **Annal of the Entomological Society of America**, Washington, v. 76, n. 4, p. 678-682, 1983.
- FERREIRA, C. G. T. *et al.* Poaceae da Estação Ecológica do Seridó, Rio Grande do Norte, Brasil. **Hoehnea**, v. 36, n. 4, p. 679-707, 2009.
- MORAES, G. J. Sinonímia do gênero *Stiphra* (Orthoptera: Proscopiidae). **Rev. Bras. Biol.**, v. 42, n. 1, p. 229-232, 1982.
- PALMER, A. From symmetry to asymmetry: Phylogenetic patterns of asymmetry variation in animals and their evolutionary significance. **Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)**, v. 93, p. 14279-14286, 1996.
- RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 6. ed. [S.l.]: Guanabara-Koogan, 2010.
- RODRIGUERO, M, S. *et al.* Morphometric traits and sexual selection in medfly (Diptera: Tephritidae) under field cage conditions. **Florida Entomologist**, Lutz, v. 85, n. 1, p. 143-149, 2002.



Encontre-me se for capaz: papel da antena na percepção de fêmeas por machos de *Cephalocoema* sp.

Ana E. B. Asato

Priscila A. Moura

Marcelo C. Rodrigues

Gabriel H. S. Silva

RESUMO

O dimorfismo sexual é um indicativo de seleção sexual. Indivíduos de *Cephalocoema* sp. apresentam dimorfismo sexual representado pela diferença no tamanho entre machos e fêmeas. Estudos recentes indicam que a antena é um fator importante para a determinação da atração sexual entre machos e fêmeas. Nosso objetivo foi verificar a influência do tamanho da antena na capacidade de o macho detectar as fêmeas. Usamos um labirinto simétrico com um conjunto de fêmeas em um lado e vazio no outro lado. Nenhum dos machos testados seguiu em direção às fêmeas, sugerindo que elas não emitem pistas sensoriais perceptíveis por eles. Adicionalmente, observamos que a luz poderia estar exercendo mais influência na determinação da direção do deslocamento dos indivíduos no labirinto do que outra eventual sinalização química ou mecânica emitida pelas fêmeas. Com isso, devido à interferência luminosa e ao efeito do estresse aos quais os indivíduos já estavam expostos, não

podemos afirmar que as fêmeas não emitem sinais perceptíveis pelos machos. No entanto, supomos que a luz guia o deslocamento dos machos e, uma vez em um ambiente claro, pistas visuais seriam os guias para a localização e seleção de fêmeas.

Palavras-chave: Seleção sexual. Percepção. Dimorfismo. *Cephalocoema sp.*

INTRODUÇÃO

A presença de dimorfismo sexual, caracterizado pela diferença morfológica entre machos e fêmeas de uma espécie, é um indicativo da presença de seleção sexual. Algumas características são comumente variáveis, como a proporção cintura-quadril em humanos, a coloração em aves, a largura do abdômen em crustáceos e aranhas e o tamanho do corpo na maior parte dos animais (ALCOCK, 2011). Essas diferenças morfológicas fornecem pistas para a compreensão das características que são selecionadas pelo sexo seletivo e suas implicações evolutivas.

Insetos do gênero *Cephalocoema*, pertencente ao grupo dos popularmente conhecidos como “manés-magros”, são da ordem Orthoptera e apresentam um evidente dimorfismo sexual. As fêmeas são maiores que os machos (SOUZA *et al.*, 2010), como é comum em diversos artrópodes, e possuem um ovipositor no último segmento do abdome (MORAES, 1982; LÔBO *et al.*, 2010).

Durante a época reprodutiva, é comum encontrar vários casais em amplexo e, também, vários indivíduos sozinhos. Observações realizadas em um trabalho anterior realizado no mesmo local (CORDEIRO *et al.*, 2018), os indivíduos encontrados

sozinhos são geralmente machos, indicando que as fêmeas selecionam os machos com melhores características para a cópula. Um estudo realizado anteriormente sugeriu que o tamanho da antena em manés-magros é uma característica importante para definir qual macho terá maiores chances de conseguir uma parceira reprodutiva. Essa evidência pode indicar que machos com antenas maiores têm maior facilidade em encontrar fêmeas durante a época reprodutiva, uma vez que antenas são órgãos sensoriais.

Desse modo, o objetivo deste trabalho foi avaliar em um experimento a influência do tamanho da antena de machos de *Cephalocoema* sp. na sua performance para encontrar fêmeas. De acordo com evidências anteriores, esperamos que machos com antenas maiores tenham mais facilidade em achar fêmeas. Isso seria revelado em relação ao tempo percorrido até o encontro delas.

MÉTODOS

A Estação Ecológica do Seridó (ESEC/Seridó) é uma unidade de proteção integral com área de 1166,38 ha, localizada no município de Serra Negra do Norte – RN, inserida na Caatinga. Neste local, realizamos a coleta de 40 machos e seis fêmeas de *Cephalocoema* sp. ao longo da Trilha da Caveira. Dos 40 machos, 20 eram isolados (encontrados sozinhos no momento da coleta) e 20 eram pareados (encontrados em amplexo no momento da coleta). Cada grupo de machos foi colocado em um saco plástico com identificação (isolados e pareados).

Para averiguar se o tamanho das antenas dos machos possui efeito na performance de procura pelas fêmeas, realizamos um experimento com a utilização de um labirinto de

papelão com duas câmaras abertas (Figura 1). Como variáveis morfológicas, medimos o comprimento do corpo e o comprimento das antenas dos machos, ambos em milímetros.

Para atrair os machos, colocamos, em uma das câmaras, as seis fêmeas juntas em um recipiente plástico transparente e incolor, com frestas para a passagem de eventuais substâncias químicas emitidas por elas. Na outra, não colocamos nada. O experimento consistiu na avaliação individual dos machos coletados. Para tal, colocamos um macho no centro do aparato e cronometramos o tempo de deslocamento do mesmo até uma das câmaras. Utilizamos machos isolados (encontrados sozinhos no momento da coleta) e machos pareados (encontrados em amplexo no momento da coleta). O tempo máximo de observação estipulado foi de 10 minutos.

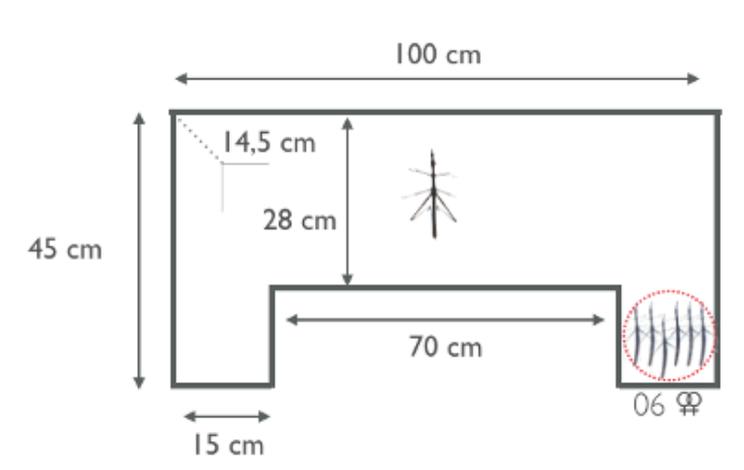


Figura 1 – Esquema do labirinto utilizado no experimento, com dimensões de 17 cm x 15 cm para cada uma das câmaras, separadas por um corredor de 70 cm de comprimento. A altura do labirinto foi de 14,5 cm. Fonte:

RESULTADOS

Inicialmente, utilizamos cinco machos isolados e dois machos pareados. Nenhum dos machos observados se deslocou até a câmara em que as fêmeas estavam. Porém, os machos pareados observados mostraram-se mais ativos que os machos isolados, sugerindo que esse padrão de comportamento pode ser mais frequentemente encontrado em machos pareados.

Durante as observações, verificamos que, no geral, os machos testados tentavam escapar do labirinto pela parte superior. Adicionalmente, os machos mantidos nos sacos plásticos tendiam a se concentrar na extremidade superior, mesmo quando o saco era virado de cabeça para baixo. Com isso, supomos que houvesse alguma forma de fototropismo positivo orientando o deslocamento desses indivíduos dentro do aparato. Para verificar essa hipótese, inclinamos o aparato e emitimos uma fonte luminosa em diferentes pontos do aparato, mantendo as fêmeas no mesmo lugar. Verificamos que o macho testado se deslocou em direção à luz, independentemente da localização das fêmeas. Não testamos esse efeito para as fêmeas, mas como o comportamento delas dentro do saco era, basicamente, o mesmo que o observado para os machos, supomos que a resposta seria a mesma.

DISCUSSÃO

Durante o experimento, verificamos que os machos não se deslocaram em direção às fêmeas. Em vez disso, a fonte de luminosidade do ambiente exerceu maior influência sobre o deslocamento dos

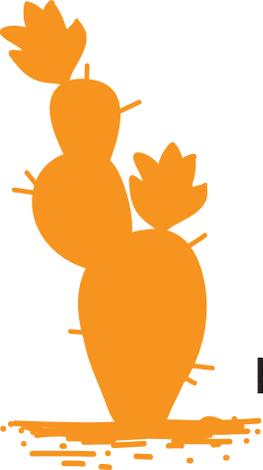
machos. Em ambiente natural, verificamos que os manés-magros costumam ser encontrados em espécies de trepadeiras herbáceas, utilizando suas folhas e flores como recurso alimentar. Esse padrão de ocorrência pode favorecer o encontro dos indivíduos, formando aglomerados que proporcionam o encontro e formação de pares para o acasalamento. Nossos dados não nos permitem afirmar que os machos utilizam as antenas para localizar as fêmeas e, conseqüentemente, que o tamanho desse órgão seja relevante para o seu sucesso reprodutivo.

No entanto, considerando a capacidade de percepção de luminosidade do indivíduo observado e o tamanho do olho, sugerimos que a seleção de parceiros sexuais seja influenciada por atributos visuais desta espécie. Como encontrado em algumas espécies de besouros, estruturas presentes na cabeça dos indivíduos, geralmente em machos, podem funcionar como adornos que favorecem a atração sexual de fêmeas (ALCOCK, 2011). Para a espécie estudada, o fastígio apresenta um grande potencial para ter essa função (G. Silva, 2018, *comunicação pessoal*), sendo uma estrutura sem funcionalidade aparente, mas que pode ser um atributo de seleção sexual.

Concluimos que, dada a ineficiência do labirinto em testar a capacidade dos machos de perceber a presença de fêmeas por meio de pistas químicas e/ou mecânicas, a luminosidade deve ser uma variável controlada na realização de experimentos futuros.

REFERÊNCIAS

- ALCOCK, J. **Comportamento animal**: uma abordagem evolutiva. Porto Alegre: Artmed, 2011.
- CORDEIRO, M. *et al.* **Tamanho é documento? Escolha de parceiros em *Stiphra* sp. Teoria e prática em Ecologia de ambientes tropicais.** Natal: Editora Universitária UFRN. No prelo.
- LÔBO, D. *et al.* Parasitismo em *Stiphra* sp. (Orthoptera – Proscopiidae) na Caatinga. *In*: LEAL, I. R.; ALMEIDA, W. R. de; AGUIAR, A. V. (org.). **Ecologia da Caatinga**: curso de campo 2009. Recife: Ed. Univesitária da UFPE, 2010.
- MORAES, G. J. Sinonímia do gênero *Stiphra* (Orthoptera: Proscopiidae). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 42, p. 229-232, 1982.
- SOUZA, A. *et al.* Existe preferência dos manés-magros (Orthoptera – Proscopiidae) por plantas hospedeiras. *In*: LEAL, I. R.; ALMEIDA, W. R. de; AGUIAR, A. V. (org.). **Ecologia da Caatinga**: curso de campo 2009. Recife: Ed. Univesitária da UFPE, 2010.



Características morfológicas e ambientais relacionadas ao pareamento em *Cephalocoema* sp.

Priscila A. Moura

Ellen Mões

Tales Martins

Marcelo C. Rodrigues

RESUMO

A competição por parceiros sexuais pode interferir nas características dos indivíduos, levando ao surgimento de padrões que garantem o aumento do seu sucesso reprodutivo. O aumento de competição por parceiros faz com que o comportamento de guarda da fêmea pelo macho, observado em *Cephalocoema* sp., passe a ser vantajoso. Coletamos indivíduos machos e fêmeas solitários e casais de *Cephalocoema* sp. em duas áreas com condições distintas de sombreamento. Analisamos a distribuição vertical dos indivíduos ao longo da vegetação, realizamos medidas morfométricas, fizemos um experimento em laboratório para testar se a luminosidade influencia no pareamento e um experimento *in situ* para analisar o pareamento dos indivíduos no ambiente natural. Para todos os parâmetros morfométricos avaliados, tanto para machos quanto para fêmeas, os indivíduos solteiros foram maiores. O comprimento médio da tíbia varia tanto em função do comprimento do corpo,

quanto em função do estado de pareamento, sendo maior em machos solteiros. A maioria dos indivíduos pareados foram encontrados no estrato mais baixo da vegetação, podendo ser devido à postura dos ovos ser feita no solo. Considerando que essa espécie se utiliza de saltos para otimizar a fuga, machos com tíbias maiores seriam mais eficientes em fugir de predadores, o que tornaria essa característica vantajosa. O próximo passo seria investigar possíveis diferenças no número de cerdas presentes nas tíbias de machos pareados e solteiros, para entender melhor essa relação com o sucesso reprodutivo de *Cephalocoema* sp.

Palavras-chave: Seleção sexual. Morfometria. Fitness. Camuflagem. *Cephalocoema* sp.

INTRODUÇÃO

A sobrevivência dos organismos na natureza está atrelada à sua capacidade de obter recursos e evitar a predação. Os recursos podem estar disponíveis em locais onde ocorrem predadores e, assim, os organismos utilizam a camuflagem para evitar a ação de predadores, desenvolvendo padrões comportamentais ou estruturas corporais que se confundem com o ambiente. A competição por parceiros sexuais pode interferir nas características dos indivíduos, levando ao surgimento de padrões menos crípticos, mas que, por outro lado, garantem o aumento do seu sucesso reprodutivo (RICKLEFS, 2010; ALCOCK, 2010).

Na seleção sexual, a competição por parceiros pode influenciar a escolha, pelo sexo oposto, de atributos indicativos

da qualidade reprodutiva do indivíduo. Certos atributos, quando oferecem um alto custo para a sobrevivência – como adornos ou apresentações elaboradas –, podem sinalizar que o indivíduo possui maiores chances de sobrevivência (RICKLEFS, 2010). Animais com características menos atraentes geralmente desenvolvem estratégias alternativas para ter acesso a fêmeas, aumentando a competição direta entre os indivíduos pelo parceiro. Esse aumento de competição faz com que o comportamento de guarda do parceiro passe a ser vantajoso, garantindo a manutenção do sucesso reprodutivo do macho que está guardando a fêmea. Sendo assim, esse comportamento parece ser uma resposta à aproximação furtiva de machos competidores, os quais tendem a aumentar sua aptidão ao copular com fêmeas em um lugar onde os odores de outros machos estejam presentes (ALCOCK, 2010).

Além disso, em algumas espécies de Orthoptera há indícios de variação na distribuição vertical de indivíduos em plantas hospedeiras (CISNEROS; ROSENHEIM, 1998). Tal estratificação da distribuição pode ser influenciada pelo sexo do indivíduo, com machos mais ativos distribuídos no estrato superior da planta hospedeira (ELIMEM *et al.*, 2018), o que poderia favorecer a procura por parceiros. Tal distribuição pode ser influenciada por fatores microclimáticos como, por exemplo, a luminosidade.

Cephalocoema sp. são da ordem Orthoptera e apresentam dimorfismo sexual evidente, com fêmeas maiores que machos (DURANTON *et al.*, 1987). Ademais, diferenças morfométricas intrassexuais podem ser observadas, como o comprimento do fastígio em machos (G. Silva 2018, *comunicação pessoal*). Adicionalmente, fêmeas e machos de *Cephalocoema* sp. podem ser encontrados pareados, em amplexo, em qualquer momento

do dia, muito embora a cópula seja mais frequente à noite (M. Lion 2018, *comunicação pessoal*). Em um experimento realizado para avaliar a influência do tamanho da antena de machos de *Cephalocoema* sp. na sua performance para encontrar fêmeas (ASATO *et al.*, 2018), observou-se que, independentemente de suas características morfológicas ou de pareamento, a luminosidade foi um fator preponderante no deslocamento dos machos, evidenciando que a luz poderia influenciar sobremaneira o comportamento desses indivíduos.

Com isso, os objetivos do presente trabalho foram avaliar (a) se alguma estrutura morfológica – corpo, cabeça, fastígio, pronoto, tíbias ou antenas – em machos ou fêmeas pode ser considerada como atributo favorecido pela seleção sexual; (b) se o sexo e o estado de pareamento (solitário e pareado) influenciam na distribuição vertical dos indivíduos ao longo da vegetação; e (c) se a luz influencia o pareamento de indivíduos machos e fêmeas.

MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado na Trilha da Caveira, localizada dentro da Estação Ecológica do Seridó (ESEC-Seridó), no município de Serra Negra do Norte, Rio Grande do Norte, Brasil. A ESEC está situada em uma área de fitofisionomia de Caatinga, de clima

semiárido e com estação chuvosa ocorrendo nos meses de janeiro a junho (MMA, 2004). Realizamos as coletas de dados das 7h às 11h do dia 27 de maio de 2018 e das 8h às 9h do dia 28 de maio de 2018.

Coleta de dados

Para coleta de indivíduos de *Cephalocoema* sp., estabelecemos cinco quadrados (1m x 1m) ao longo de duas áreas com condições distintas de sombreamento (aberta x fechada), totalizando 10 quadrados. A área aberta foi caracterizada por áreas sem cobertura vegetal acima das plantas hospedeiras em que os indivíduos eram encontrados, enquanto que na área fechada havia a presença de árvores lenhosas. Para classificar cada área, coletamos as seguintes variáveis ambientais: a média da altura da vegetação (cm) das herbáceas, medida em três pontos diferentes dentro de cada quadrado, e a presença ou ausência de flores nas herbáceas. Na área aberta, coletamos 26 indivíduos (entre 11 fêmeas solteiras, nove machos solteiros e seis pares), enquanto que na sombreada, foram cinco indivíduos (entre uma fêmea, três machos e um par). Analisamos a distribuição vertical dos indivíduos ao longo da vegetação, utilizando como parâmetro a altura em relação ao solo em que cada indivíduo foi coletado.

Além disso, outros 65 indivíduos foram coletados próximo às áreas dos quadrados (40 na área aberta e 25 na área fechada) a fim de analisar se algum atributo morfológico difere entre indivíduos coletados em ambientes com condições distintas de sombreamento. Transportamos os pares coletados em dois sacos plásticos distintos (aberta x fechada), sendo o mesmo feito para machos e fêmeas solteiros.

Morfometria

A fim de medir a simetria e classificar machos e fêmeas, realizamos a triagem dos indivíduos em laboratório, identificamos a área de coleta (aberta x fechada), o estado de pareamento (pareado ou solteiro) e o sexo (macho e fêmea), e medimos, por meio de um paquímetro, os comprimentos (mm) do corpo, da cabeça, do fastígio, do pronoto, das tíbias direita e esquerda e das antenas direita e esquerda.

Experimento de pareamento (no laboratório)

Para testar se a luminosidade influencia o pareamento de indivíduos machos e fêmeas, submetemos 20 fêmeas e 20 machos aleatórios, já identificados e numerados, a dois tratamentos (aberto *versus* fechado). Cada tratamento foi realizado, separadamente, com 10 fêmeas e 10 machos, aleatoriamente escolhidos do *pool* original, em caixas de papelão (29 cm x 29 cm x 36 cm) preenchidas pela metade com plantas herbáceas hospedeiras da família Convolvulacea (Figura 1). No tratamento “aberto”, a parte superior da caixa foi fechada com uma tela tipo mosquiteiro, na cor verde, de modo a permitir a entrada de luz. No tratamento “fechado”, a caixa foi fechada com papelão, mas permitia a entrada de luz por uma pequena abertura a fim de simular a luz da Lua. Deixamos os indivíduos nas caixas por cerca de duas horas. Ao final do experimento, contabilizamos o número de pareamentos e de indivíduos solteiros.

Experimento de pareamento (in situ)

Para analisar o pareamento dos indivíduos no ambiente natural, soltamos todos os 96 indivíduos capturados, já identificados e numerados, na região aberta da Trilha da Caveira, na noite do dia 27 de maio de 2018. Na manhã seguinte, realizamos a recaptura dos indivíduos próximo à área de soltura, totalizando um esforço amostral de duas horas e quarenta minutos. Identificamos todos os indivíduos recapturados e contabilizamos o número de pareamentos e de indivíduos solteiros, e comparamos ao estado de pareamento em que foram coletados anteriormente.

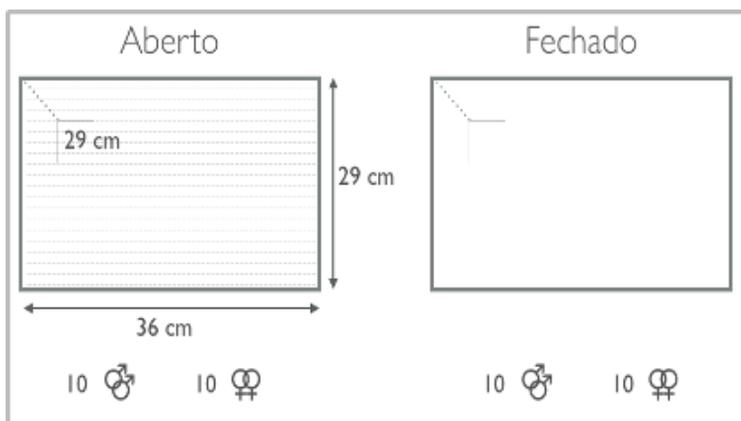


Figura 1 – Esquema das caixas utilizadas no experimento de pareamento. Tratamentos aberto (esquerda) e fechado (direito).

Análise dos dados

Fizemos testes T para verificar se algum dos atributos morfológicos difere entre indivíduos pareados e solteiros, tanto para machos quanto para fêmeas. Utilizamos a Análise de Covariância (ANCOVA) para testar como o comprimento do corpo e o estado de pareamento em machos (solteiro *versus* pareado), além de sua interação, afetam as demais variáveis medidas (comprimentos da cabeça, do fastígio, do pronoto, e comprimentos médios das tíbias e das antenas). Fizemos testes T para testar se o sexo e o estado de pareamento influenciam na distribuição vertical dos indivíduos ao longo da vegetação. Quanto à influência da luz no pareamento de indivíduos machos e fêmeas, fizemos apenas uma análise descritiva. Verificamos a normalidade dos dados pelo teste de Shapiro-Wilks. Para as análises estatísticas, utilizamos o software R (R CORE TEAM, 2018).

RESULTADOS

A proporção entre machos e fêmeas coletados dentro e fora dos quadrados foi a mesma, evidenciando que a amostragem realizada dentro dos quadrados de 1 m² é representativa da área total (Tabela S1).

Entre todos os indivíduos coletados (N = 96: F = 47; M = 49), obtivemos uma maior proporção de machos solteiros em ambiente aberto (N = 26), seguidos de fêmeas solteiras em ambiente aberto (N = 22) (Figura 2).

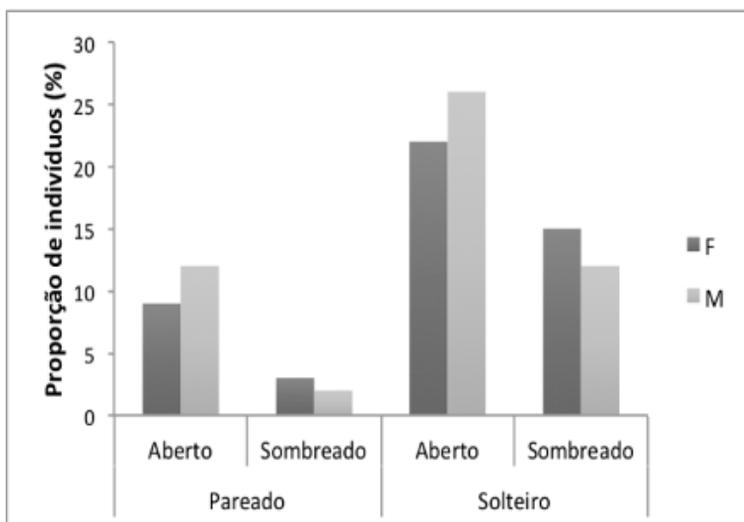


Figura 2 – Proporção de indivíduos (%) coletados (F = fêmeas e M = machos), classificados por condição de pareamento (pareado ou solteiro) e tipo do ambiente em que foram coletados (aberto ou sombreado).

Para todos os parâmetros morfométricos estudados, tanto para machos quanto para fêmeas, os indivíduos solteiros foram maiores (Figura 3). As maiores diferenças obtidas foram para o comprimento do fastígio entre machos solteiros ($3,85 \pm 0,13$ mm) e pareados ($3,34 \pm 0,10$ mm), e para o comprimento médio das tíbias também entre machos solteiros ($25,33 \pm 0,24$ mm) e pareados ($24,17 \pm 0,57$ mm).

Ao compararmos a variação do comprimento do fastígio e do comprimento médio das tíbias em função do comprimento do corpo entre machos solteiros e machos pareados (Figura 4), verificamos que para o comprimento do fastígio não houve diferença entre os dois grupos analisados, apesar de haver uma tendência no aumento do fastígio em função do corpo para machos solteiros (Figura 4a). Já para o comprimento médio

da tíbia, observamos que o mesmo varia tanto em função do comprimento do corpo quanto em função do estado de pareamento e da interação entre as duas últimas variáveis (Figura 4b). Nessa relação, a taxa de aumento do comprimento da tíbia foi maior para machos pareados.

Distribuição vertical

Quanto à distribuição vertical, evidenciamos que existe uma tendência de machos solteiros serem geralmente encontrados no estrato superior das herbáceas hospedeiras, seguidos das fêmeas no estrato médio e dos indivíduos pareados no estrato inferior (Figura 5).

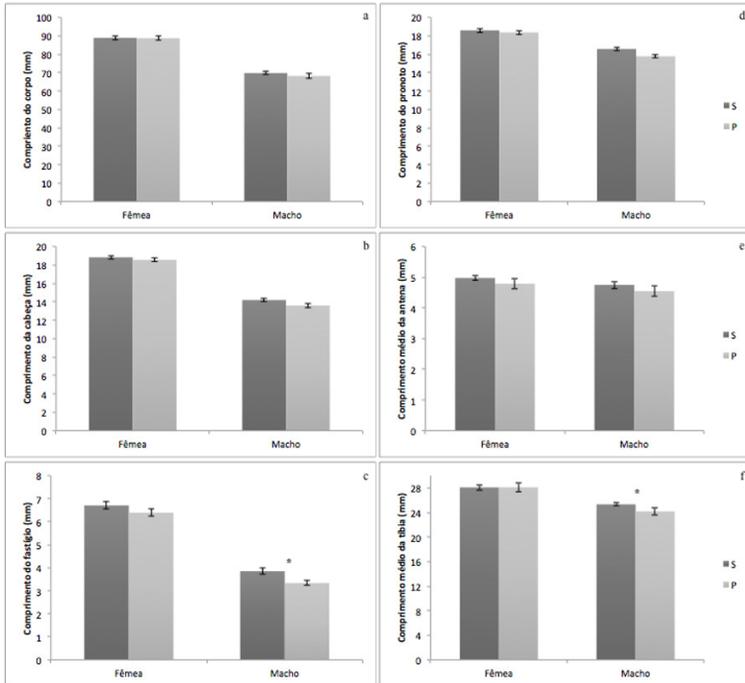


Figura 3 – Médias (\pm EP) dos comprimentos (mm) (a) do corpo (fêmeas: $F = 0,01$; $p = 0,91$; machos: $F = 1,07$; $p = 0,31$), (b) da cabeça (fêmeas: $F = 0,73$; $p = 0,40$; machos: $F = 3,11$; $p = 0,09$), (c) do fêmur (fêmeas: $F = 1,26$; $p = 0,27$; machos: $F = 5,00$; $p = 0,03$), (d) do pronoto (fêmeas: $F = 0,32$; $p = 0,57$; machos: $F = 3,64$; $p = 0,06$), (e) médio da antena (fêmeas: $F = 1,41$; $p = 0,24$; machos: $F = 0,86$; $p = 0,36$) e (f) médio da tíbia (fêmeas: $F = 2 \times 10^{-4}$; $p = 0,99$; machos: $F = 5,00$; $p = 0,03$) para fêmeas e machos em diferentes estados de pareamento. S = solteiro. P = pareado.

Pareamento

No experimento de pareamento realizado em laboratório, dos 20 indivíduos submetidos ao tratamento “aberto”, dez formaram pares (cinco machos e cinco fêmeas). Já no tratamento “fechado”, esse número foi equivalente a quatro machos e quatro fêmeas. Todos os pares formados consistiram de pareamentos inéditos, ou seja, os indivíduos ou estavam previamente solteiros ou pareados com outros indivíduos.

De modo geral, nos dois tratamentos, os machos pareados foram indivíduos coletados majoritariamente em ambientes de sombra, anteriormente solteiros (Tabelas S2-S7) e com proporção tibia/corpo maior que os de machos solteiros, apesar de tal diferença não ser significativa ($F = 1,61$; $p = 0,22$) (Figura 6). Em contrapartida, os machos solteiros foram indivíduos coletados em ambientes abertos e majoritariamente anteriormente casados (Tabelas S2-S7). No experimento de pareamento *in situ*, recapturamos 67 dos 96 indivíduos soltos (69,8% de recaptura), sendo cinco pareamentos e 57 indivíduos solteiros. Como a taxa de pareamento foi baixa frente ao número de solteiros, não foi possível realizarmos qualquer análise estatística. Entretanto, podemos conjecturar que a alta taxa de recaptura pode refletir uma área de vida pequena para essa espécie.

DISCUSSÃO

Em nossas análises morfométricas, verificamos que as fêmeas são maiores que os machos e que suas proporções corporais seguem esse padrão. Em outra espécie de gafanhoto (*Romalea*

microptera), Vicente (2006) verificou que a diferença no tamanho entre machos e fêmeas estava relacionada ao tipo de folha consumido pelo macho ou pela fêmea. Nesse sentido, é provável que este mesmo efeito ocorra em *Cephalocoema* sp. e isso explicaria o fato de os machos serem encontrados principalmente no estrato superior da vegetação, onde ocorrem as flores, enquanto as fêmeas ficam em um estrato mais inferior.

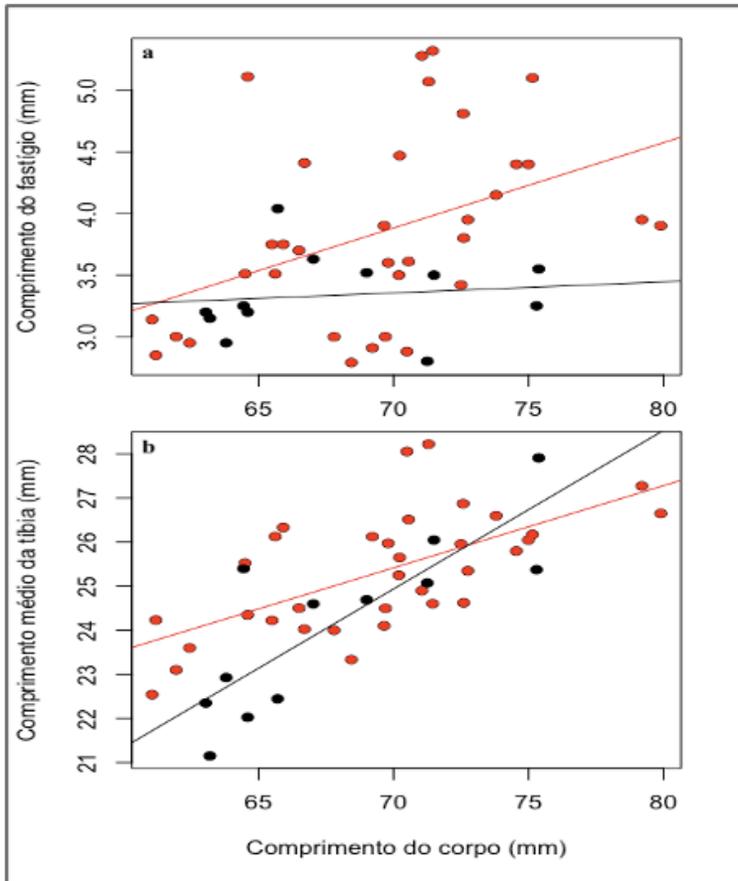


Figura 4 – Teste de ANCOVA mostrando a relação do comprimento do corpo (mm) de machos com os comprimentos de estruturas possivelmente utilizadas como atributos para a seleção sexual por fêmeas em *Cephalocoema* sp. a) Comprimento do fastígio (mm) (corpo: $F = 2,60$; $p = 0,60$; pareamento: $F = 1,24$; $p = 0,27$; corpo*pareamento: $F = 1,54$; $p = 0,22$). b) Comprimento médio da tíbia (mm) (corpo: $F = 50,11$; $p = 1,67 \times 10^{-8}$; pareamento: $F = 7,91$; $p = 0,01$; corpo*pareamento: $F = 7,00$; $p = 0,01$). Pontos e reta pretos correspondem aos machos pareados; pontos e reta vermelhos correspondem aos machos solteiros.

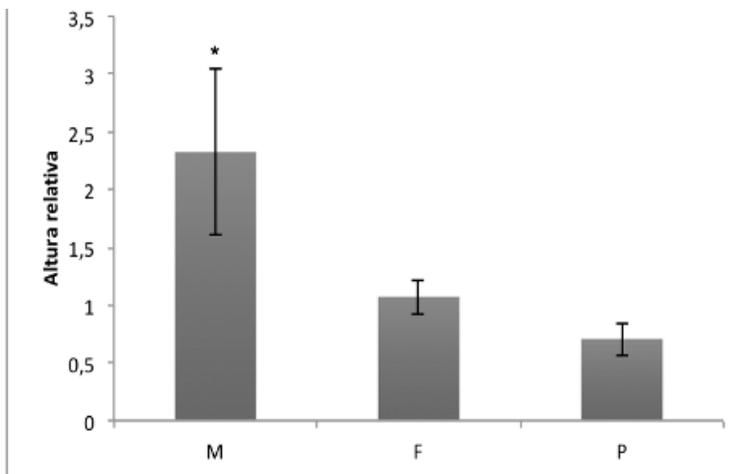


Figura 5 – Médias (\pm EP) das distribuições verticais dos indivíduos coletados de acordo com a altura relativa (altura em que foram encontrados dividida pela altura média da herbácea hospedeira) ($F = 3,23$; $p = 0,0545$). M = machos solteiros; F = fêmeas solteiras; P = indivíduos pareados.

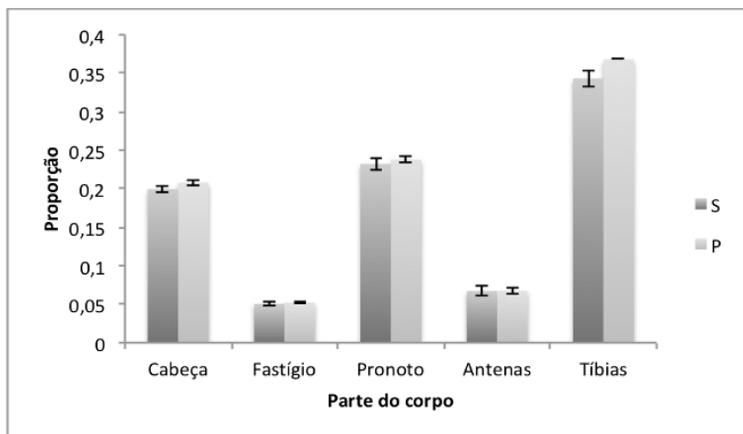


Figura 6 – Proporções corporais dos machos utilizados no experimento de pareamento em laboratório. As proporções equivalem ao comprimento de cada estrutura dividido pelo comprimento do corpo. P = machos pareados no experimento; S = machos solteiros no experimento.

A maioria dos indivíduos pareados foi encontrada no estrato mais baixo da vegetação, próximo ao solo. Em uma espécie de mané-magro de outro gênero, *Stiphra robusta*, a postura dos ovos é feita diretamente no solo (VICENTINI, 1999). Se os indivíduos de *Cephalocoema* sp. apresentarem esse mesmo padrão reprodutivo, a maior frequência de indivíduos pareados próximo ao solo é justificada tanto pela postura dos ovos quanto pelo comportamento de guarda de parceiro realizado pelos machos sobre as fêmeas.

Na análise morfométrica dos machos, ao compararmos o comprimento do fastígio e o comprimento médio da tíbia – únicas estruturas que apresentaram diferença entre machos pareados e solteiros – em função do comprimento do corpo, evidenciamos que apenas o comprimento da tíbia apresentou uma diferença significativa entre os dois grupos. Ademais, vimos que nos machos pareados a taxa de crescimento da tíbia é maior do que a dos machos solteiros.

Quanto ao pareamento realizado em laboratório, a preferência por machos com maior proporção tíbia:corpo, mesmo não sendo significativa pelo baixo número amostral, corrobora os resultados encontrados na análise morfométrica. Considerando que essa espécie se utiliza de saltos para otimizar a fuga, machos com tíbias maiores seriam mais eficientes em fugir de predadores, o que tornaria essa característica vantajosa.

Por fim, não podemos descartar a importância das cerdas presentes nas tíbias dos machos, uma vez que essas estruturas são mais desenvolvidas nos machos e poderiam estar relacionadas ao tamanho da tíbia e, ainda, ter papel na seleção sexual, como ocorre em algumas espécies de *Drosophila* endêmicas do Havaí (SPIESS; CARSON, 1981, DESALLE; GIDDINGS; KANESHIRO, 1986). Desse modo, o próximo passo seria investigar possíveis diferenças no número de cerdas presentes nas tíbias de machos pareados e solteiros.

REFERÊNCIAS

ALCOCK, J. **Comportamento animal**: uma abordagem evolutiva. 9. ed. Porto Alegre: Artmed, 2010.

ASATO, A. E. B. *et al.* **Encontre-me se for capaz**. Livro do Curso de Campo PPG Ecologia UFRN. 2018.

CISNEROS, J. J.; ROSENHEIM, J. A. Changes in the Foraging Behavior, Within-Plant Vertical Distribution, and Microhabitat Selection of a Generalist Insect Predator: an Age Analysis. **Environmental Entomology**, v. 27, p. 949-957, 1998.

DESALLE, R.; GIDDINGS, L. V.; KANESHIRO, K. Y. Mitochondrial DNA variability in natural populations of Hawaiian *Drosophila*. II. Genetic and phylogenetic relationships of natural populations of *D. silvestris* and *D. heteroneura*. **Heredity**, v. 56, p. 87-96, 1986.

DURANTON, J. F. *et al.* **Guia prático de luta contra gafanhotos devastadores no Brasil**. Montpellier: FAO, Rome-CIRAD/PRIFAS, 1987.

ELIMEN, M. *et al.* Within plant vertical distribution of *Frankliniella occidentalis* Pergande (1895) (Thysanoptera; Thripidae) on greenhouse pepper crop: effects of climatic conditions and implications for populations surveillance and control programs. **Journal of New Sciences**, v. 6, n. 3, p. 124-135, 2018.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA.
Plano de manejo da ESEC do Seridó: encarte 1 - Contextualização da UC. Brasília: MMA, 2004.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2018. Disponível em: <http://www.R-project.org/>. Acesso em: 25 maio 2018.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010.

SPIESS, E. B.; CARSON, H. L. Sexual selection in *Drosophila silvestris* of Hawaii. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, v. 78, n. 5, p. 3088-3092, 1981.

VICENTE, S. E. Sex-based divergence in head shape and diet in the Eastern lubber grasshopper (*Romalea microptera*). **Zoology**, v. 109, n. 4, p. 331-338, 2006.

VICENTINI, S. **Ecologia do gafanhoto *Stiphra robusta* (Orthoptera: Proscopiidae) e seu controle biológico com o fungo entomopatogênico *Metarhizium flavoviride* (Hyphomycetes)**. 1999. 138 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal de Brasília, Brasília, 1999.

INFORMAÇÕES SUPLEMENTARES

Tabela S1 – Abundância de machos e fêmeas coletados nos quadrados e demais áreas.

Sexo	Quadrados	Demais
Machos	19	30
Fêmeas	19	28

Tabela S2 – Machos pareados durante o experimento de pareamento no laboratório, tratamento “fechado”. Ambiente corresponde ao local em que os indivíduos foram coletados.

ID	Ambiente	Pareamento anterior	Corpo (mm)	Cabeça (mm)	Fastigio (mm)	Pronoto (mm)	Antena (mm)	Tíbia (mm)
70	Sombra	Solteiro	65,50	13,20	3,75	16,00	4,30	24,23
23	Aberto	Solteiro	79,90	16,00	3,90	18,75	5,58	26,65
68	Sombra	Solteiro	62,45	13,45	2,95	14,9	4,05	23,60
69	Sombra	Solteiro	65,62	14,85	3,51	16,19	5,28	26,13

Tabela S3 – Machos solteiros durante o experimento de pareamento no laboratório, tratamento “fechado”. Ambiente corresponde ao local em que os indivíduos foram coletados.

ID	Ambiente	Pareamento anterior	Corpo (mm)	Cabeça (mm)	Fastigio (mm)	Pronoto (mm)	Antena (mm)	Tíbia (mm)
34	Aberto	Solteiro	70,50	13,69	2,88	16,93	3,84	28,06
36	Aberto	Solteiro	69,65	14,20	3,90	16,75	5,05	24,10
52	Aberto	Casado	72,20	N/A	N/A	N/A	5,23	N/A
55	Aberto	Casado	65,71	12,98	4,04	15,61	5,03	22,45
57	Aberto	Casado	75,30	15,00	3,25	18,65	5,25	25,38
59	Aberto	Solteiro	74,65	N/A	N/A	N/A	5,33	N/A

Tabela S4 – Machos pareados e solteiros durante o experimento de pareamento no laboratório, tratamento “fechado”.

Pareamento no laboratório	Ambiente original “Sombra”	Pareamento anterior “Solteiro”	Corpo (mm)	Cabeça (mm)	Fastígio (mm)	Pronoto (mm)	Antena (mm)	Tíbia (mm)
Pareados	75%	100%	68,37	14,38	3,53	16,46	4,80	25,15
Solteiros	0%	50%	71,50	14,06	3,73	17,00	5,18	23,93

Os valores contidos nas colunas dois e três correspondem à proporção de indivíduos (%) em cada uma das condições mencionadas. Medidas morfométricas de comprimento correspondem às médias encontradas em cada grupo (pareados e solteiros).

Tabela S5 – Machos pareados durante o experimento de pareamento no laboratório, tratamento “aberto”. Ambiente corresponde ao local em que os indivíduos foram coletados.

ID	Ambiente	Pareamento anterior	Corpo (mm)	Cabeça (mm)	Fastígio (mm)	Pronoto (mm)	Antena (mm)	Tíbia (mm)
67	Sombra	Solteiro	61,06	12,87	3,14	15,03	3,34	22,54
74	Sombra	Solteiro	69,70	14,20	3,00	15,60	4,60	24,50
75	Sombra	Solteiro	72,58	15,14	4,81	17,87	5,39	26,88
92	Sombra	Pareado	64,45	12,80	3,25	14,00	3,90	25,40
96	Sombra	Pareado	65,62	14,85	3,51	16,19	5,28	26,13

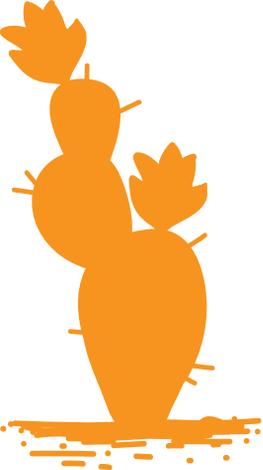
Tabela S6 – Machos solteiros durante o experimento de pareamento no laboratório, tratamento “aberto”. Ambiente corresponde ao local em que os indivíduos foram coletados.

ID	Ambiente	Pareamento anterior	Corpo (mm)	Cabeça (mm)	Fastígio (mm)	Pronoto (mm)	Antena (mm)	Tíbia (mm)
45	Aberto	Pareado	67,03	14,19	3,63	16,33	3,43	24,60
47	Aberto	Pareado	63,80	13,40	2,95	14,90	3,70	22,93
49	Aberto	Pareado	63,20	12,55	3,15	13,85	4,2	21,15
51	Aberto	Pareado	71,50	14,40	3,50	16,10	5,05	26,05
56	Aberto	Solteiro	71,70	N/A	N/A	N/A	4,60	N/A

Tabela S7 – Machos pareados e solteiros durante o experimento de pareamento no laboratório, tratamento “aberto”.

Pareamento no laboratório	Ambiente original “Sombra”	Pareamento anterior “Solteiro”	Corpo (mm)	Cabeça (mm)	Fastígio (mm)	Pronoto (mm)	Antena (mm)	Tíbia (mm)
Pareados	100%	60%	66,17	13,60	3,48	15,52	4,29	24,33
Solteiros	0%	20%	67,45	13,64	3,31	15,30	4,20	23,68

Os valores contidos nas colunas dois e três correspondem à proporção de indivíduos (%) em cada uma das condições mencionadas. Medidas morfométricas de comprimento correspondem às médias encontradas em cada grupo (pareados e solteiros).



Estratégias reprodutivas em herbáceas no semiárido potiguar

*Ana E. B. Asato
Fernanda Lamin
Gabriel H. S. Silva*

RESUMO

Na Caatinga, a alta sazonalidade faz com que as plantas sejam altamente limitadas por água, visto que os solos são ricos em nutrientes. Plantas herbáceas ocupam os estratos mais baixos da vegetação e, durante a estação chuvosa, precisam investir em crescimento para diminuir a competição por luz e ficar à vista de polinizadores, mas também precisam reproduzir. Dessa forma, há um evidente *trade-off* entre crescimento e reprodução. O objetivo do trabalho foi comparar a alocação de matéria para partes vegetativas e partes reprodutivas em três herbáceas da Caatinga potiguar.

Palavras-chave: Caatinga. Vegetação. Competição. Crescimento. Reprodução.

INTRODUÇÃO

O sucesso reprodutivo do indivíduo depende da disponibilidade de recursos, que não é ilimitada em relação ao tempo e quantidade. Nesse sentido, existe um *trade-off* entre reprodução e crescimento, pois os recursos utilizados para uma atividade tornam-se indisponível para a outra (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Um organismo deve ponderar sua estratégia de alocação de recursos para que atinja o seu ajustamento máximo, ou seja, produza um maior número de descendentes (RICKELFS, 2010). Portanto, ao aumentar as energias para as atividades reprodutivas, tende a diminuir a sobrevivência ou a taxa de crescimento corporal, diminuindo o potencial para reprodução futura (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

Um indivíduo pode amadurecer sexualmente após alcançar determinada massa, e quando há nutrição pobre, essa maturidade pode ser retardada. A fitofisionomia da Caatinga possui solos ricos em nutrientes e, portanto, a sobrevivência, crescimento e reprodução da vegetação são limitadas pela água. A estação chuvosa na região nordeste da caatinga ocorre entre os meses de janeiro e maio (ANDRADE *et al.*, 2017), quando ocorre o período reprodutivo da maior parte da vegetação do semiárido (SAMPAIO, 2010). A vegetação herbácea, em especial, se beneficia fortemente das chuvas, pois possuem crescimento rápido, maturidade precoce e uma alta taxa reprodutiva (GRIME, 1977).

Plantas herbáceas não trepadeiras ocupam os estratos mais baixos da vegetação, e necessitam de investimento em crescimento para evitar a competição por luz e ficar à vista de polinizadores. Entretanto, é necessário investir também em reprodução, visto que o período de chuvas é breve. O

investimento em crescimento é custoso em função da necessidade de investimento em tecidos de sustentação, deixando a energia indisponível para o investimento em reprodução. Dessa forma, é esperado que plantas mais baixas tenham mais energia disponível para investir em material reprodutivo, e assim o façam, enquanto que, para plantas mais altas, ocorra o oposto.

Com isso, o objetivo deste trabalho foi comparar a proporção da alocação reprodutiva em relação ao crescimento em três espécies herbáceas da Caatinga potiguar. A hipótese deste trabalho é que plantas mais altas alocarão proporcionalmente menor massa para a produção de material reprodutivo.

MÉTODOS

A coleta de dados foi feita na Trilha da Caveira, localizada na Estação Ecológica do Seridó, Serra Negra do Norte, RN. Foram coletados 15 indivíduos de três espécies: *Centratherum punctatum*, *Diodella teres* e *Alturnanthera brasiliiana*. As amostras foram cortadas ao nível do solo e posteriormente levadas ao laboratório para medição da altura, do diâmetro do caule e da massa úmida de partes reprodutivas e vegetativas. Para as análises estatísticas foram realizadas nove regressões simples, sendo três delas relacionando a altura das plantas com a porcentagem de material reprodutivo produzido (uma por espécie), três relacionando a altura com o valor bruto de material reprodutivo produzido (uma por espécie) e outras três relacionando a biomassa total da planta com a porcentagem de matéria alocada em estruturas reprodutivas (uma por espécie).

RESULTADOS

A altura das plantas variou entre 18 cm e 184,5 cm. A massa de material vegetativo variou entre 0,88 g e 179,64 g. A massa de material reprodutivo variou entre 0,19 g e 36,74 g. O menor percentual de material reprodutivo pela massa total foi de 1,6%, enquanto a maior foi de 24%. Não houve relação entre a altura da planta e a proporção de massa alocada para reprodução em relação à massa vegetativa, para todas as espécies ($p = 0,81$, $p = 0,58$ e $p = 0,19$ para *C. punctatum*, *D. teres* e *A. brasiliiana*, respectivamente).

De maneira oposta, houve relação entre a altura das plantas e a massa bruta de material reprodutivo para todas as espécies estudadas (Figura 1, *C. punctatum* $p < 0,001$; Figura 2, *D. teres* $p = 0,002$; Figura 3, *A. brasiliiana* $p < 0,001$).

Já a biomassa total da planta não teve relação com a proporção de matéria investida em estruturas reprodutivas para as *C. punctatum* e *D. teres* ($p = 0,757$ e $p = 0,878$ respectivamente). Contudo, a proporção de matéria investida em estruturas reprodutivas em *A. brasiliiana* foi negativamente afetada por sua biomassa total ($p = 0,0196$) (Figura 4).

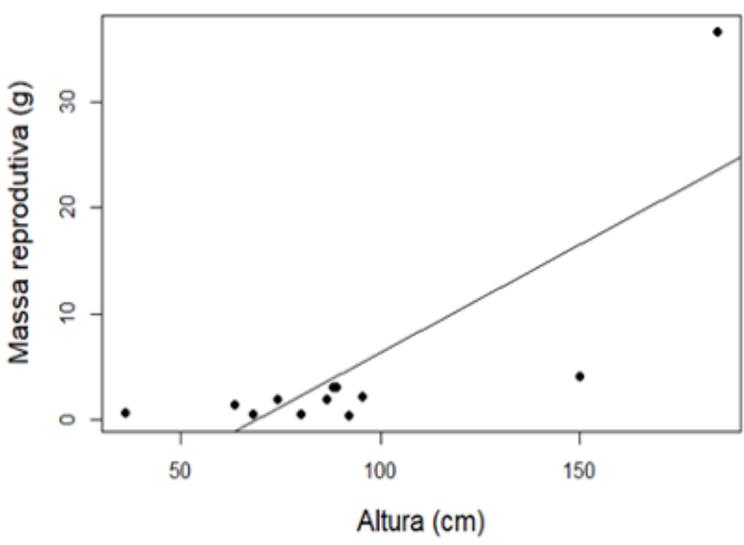


Figura 1 – Relação entre altura e massa reprodutiva para a herbácea *Centratherum punctatum* em uma área de caatinga da ESEC do Seridó, RN ($r^2 = 0,74$).

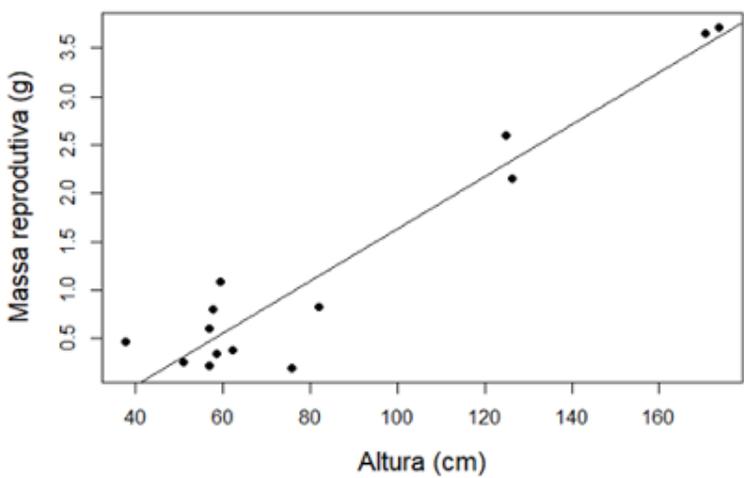


Figura 2 – Relação da altura com a massa de matéria reprodutiva para a herbácea *Diodella teres* em uma área de caatinga da ESEC do Seridó, RN ($r^2 = 0,62$).

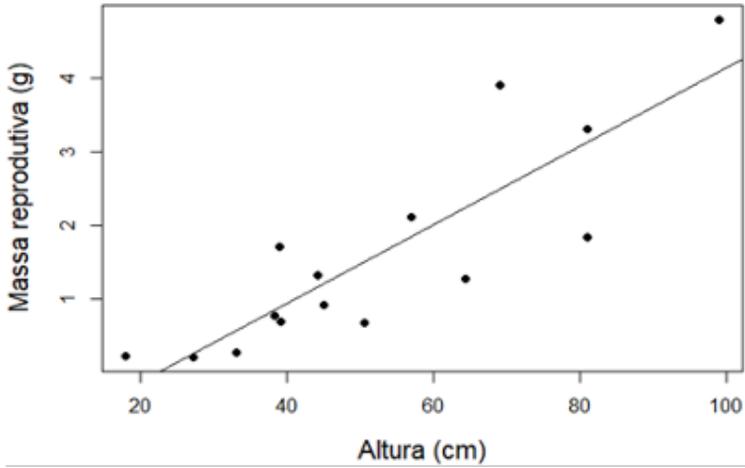


Figura 3 – Relação da altura com a massa de matéria reprodutiva para a herbácea *Alternanthera brasiliana* em uma área de caatinga da ESEC do Seridó, RN ($r^2 = 0,62$).

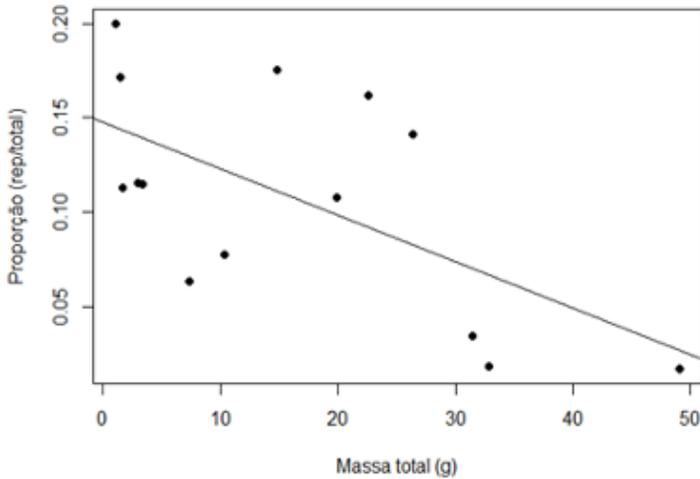


Figura 4 – Relação entre a biomassa total e a proporção de matéria alocada em estruturas reprodutivas para a herbácea *A. brasiliana* em uma área de caatinga da ESEC do Seridó, RN ($r^2 = 0,38$).

DISCUSSÃO

Como esperado, a massa bruta de material reprodutivo foi maior quanto maior era a planta, caracterizando uma relação alométrica. Porém, nossa expectativa inicial de que a proporção de matéria alocada em estruturas reprodutivas fosse distinta em plantas de diferentes alturas foi refutada. Na região do sub-bosque, as herbáceas competem entre si pela atração do maior número possível de polinizadores a fim de aumentar seu sucesso reprodutivo. Portanto, esperávamos que as plantas localizadas nos estratos mais baixos investissem proporcionalmente mais da sua energia em reprodução a fim de atrair mais polinizadores, uma vez que elas não possuem as flores em regiões tão visíveis quanto as plantas mais altas. Encontramos, entretanto, que não há qualquer relação entre a altura da planta e a proporção de energia destinada a estruturas reprodutivas em nenhuma das três espécies estudadas.

Em contrapartida, encontramos resultados distintos quando a porcentagem de matéria alocada em flores foi testada em função da biomassa total da planta. Para as espécies *C. punctatum* e *D. teres* não houve essa relação, mas para a *A. brasiliiana* ocorreu um efeito negativo da biomassa total da planta. Observamos que, quanto mais pesada a planta, menos ela investiria proporcionalmente em estruturas reprodutivas. A Caatinga possui um longo período de seca extrema e a estação chuvosa concentra-se em poucos meses do ano (ANDRADE *et al.*, 2017), sendo esta a janela na qual as plantas podem crescer e se reproduzir (SAMPAIO, 2010). O padrão encontrado para a *A. brasiliiana* sugere que ela inicia rapidamente sua reprodução pouco tempo depois da germinação, aproveitando ao máximo o curto período de abundância de recursos para garantir a sua

descendência. Esse padrão fenológico de floração já foi encontrado em diversos grupos de plantas lenhosas da caatinga, como nas famílias Malpighiaceae, Fabaceae e Malvaceae (MACHADO; BARROS; SAMPAIO, 1997), mostrando que essa estratégia reprodutiva surgiu e evoluiu várias vezes nesse bioma.

CONCLUSÃO

Não encontramos relação entre investimento reprodutivo e a altura das três espécies de plantas herbáceas da Caatinga. No entanto, encontramos uma relação entre biomassa úmida e investimento em estruturas reprodutivas para a espécie *A. brasiliiana*. Ou seja, a estratégia reprodutiva desta planta sugere um investimento maior em reprodução que em crescimento vegetativo, provavelmente devido ao intervalo curto de disponibilidade de água no ambiente pela sazonalidade. É esperado que este padrão seja encontrado para outras espécies e para isso, sugere-se que próximos do trabalho também considerem a amostragem de espécies lenhosas. Este tipo de trabalho é relevante ao considerarmos mudanças climáticas que possam interferir na fenologia das plantas e conseqüentemente, na reprodução destas, podendo comprometer a diversidade de espécies da Caatinga.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, E. M. *et al.* Water as Capital and Its Uses in the Caatinga. *In*: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (ed.). **Caatinga**. [S.l.]: Springer, 2017. p. 281-302.

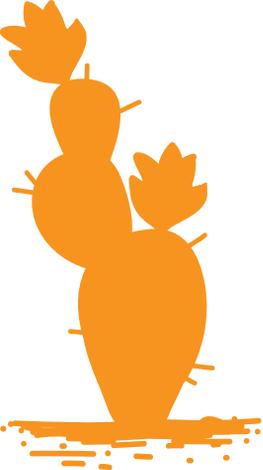
BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology**: From individuals to Ecosystems. [S.l.]: Blackwell. 2007.

GRIME, J. P. Evidence for existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **The American naturalista**, v. 111, p. 1169-1194, 1977.

MACHADO, I. C. S.; BARROS, L. M.; SAMPAIO, E. V. S. B. Phenology of Caatinga Species at Serra Talhada, PE, Northeastern Brazil. **Biotropica**, v. 29, p. 57-68, 1997.

RICHELFS, R. **The economy of nature**. [S.l.]: W. H. Freeman and Company, 2010.

SAMPAIO, E. V. S. B. Características e potencialidades. *In*: GARIGLIO, M. A. *et al.* **Uso sustentável e conversão dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília: MMA; Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 29-48.



Melanismo e performance em *Tropidurus semitaeniatus*

Bruna Carvalho

Emerson S. Dias

Kelly Inagaki

Maria Iohara Quirino

Priscilla Ramos

Jean P. Silva-Jorge

Tales Martins

RESUMO

Lagartos apresentam variações de características de performance em função de sua temperatura corporal e de fatores hormonais. Aspectos hormonais, como níveis de testosterona, podem ser expressos no fenótipo do indivíduo através de sinais visuais, como o grau de melanismo. Este hormônio, reflete em maior desenvolvimento de musculatura dos indivíduos. Neste trabalho, buscamos avaliar a influência da temperatura corporal e do grau de melanismo na performance de *Tropidurus semitaeniatus*, utilizando como parâmetro a força máxima de mordida medidos em duas faixas de temperatura, alta (37°C) e baixa (24°C). Demonstramos que o melanismo está positivamente correlacionado com a performance. Encontramos também que *T. semitaeniatus* apresenta pouca variação de performance nas temperaturas testadas. Isto pode indicar um baixo efeito das

variações de temperatura sobre os aspectos ecológicos ligados a essa característica, como o territorialismo. Propomos, portanto, que o grau de melanismo nesta espécie pode funcionar como sinal visual honesto de sua força de mordida.

Palavras-chave: Temperatura corporal. Territorialismo. Força de mordida. ESEC-Seridó.

INTRODUÇÃO

Uma característica que pode estar correlacionada com medidas de performance é a coloração do corpo (ZAJITSCHK *et al.*, 2012). Sinalizações visuais presentes em alguns animais podem funcionar como um *proxy* de agressividade, o que reduz a probabilidade de combates, evitando os gastos energéticos de uma agressão. Como a coloração baseada em pigmentos normalmente é uma sinalização custosa, já que os pigmentos são produzidos endogenamente, sinais visuais desta natureza costumam ser honestos. Em algumas espécies de lagartos, altos níveis de testosterona predizem alta robustez corporal e agressividade, sendo um indicativo de alta performance na força de mordida (ROBSON; MILES, 2000). Uma consequência deste elevado nível de testosterona é o aumento no grau de melanismo, ou seja, um escurecimento do animal. Portanto, a coloração pode funcionar como um indicativo da robustez e agressividade do lagarto (SINERVO; LIVELY, 1996). Em síntese, animais mais escuros tendem a ser mais robustos e agressivos, o que prediria uma maior força de mordida em relação a animais com menores níveis de testosterona, mais claros e esguios.

Para animais ectotérmicos, como os lagartos, a temperatura corporal tem um efeito direto sobre o *fitness*, uma vez que afeta características ligadas a sobrevivência e reprodução, como a força de mordida e o desempenho locomotor (GARLAND; LOSOS, 1994). É esperado que essas características tenham sua performance ótima em uma determinada temperatura corporal, denominada temperatura ótima. Ou seja, quanto mais próximo da temperatura ótima, melhor será sua medida de performance (STEVENSON, 1985). A força de mordida é uma importante característica de performance para lagartos (MACHADO; GALDINO; SOUZA, 2007; HERREL *et al.*, 2009), que afeta a captura de presas, determina o resultado de encontros agonísticos e influencia o sucesso reprodutivo. Portanto, entender os fatores que afetam a força de mordida dos lagartos é fundamental para o entendimento dos mecanismos de sobrevivência e modo de vida destes organismos.

Em lagartos, o tamanho do corpo é conhecido por ser altamente correlacionado com dominância e probabilidade de vencer embates (SINERVO *et al.*, 2000). Além disso, também é esperado que a temperatura corporal seja menos estável em indivíduos menores, sofrendo mais flutuações devido a seu reduzido volume. Como os juvenis não possuem tamanho e agressividade suficientes para dominar um território, é esperado que eles não consigam manter suas temperaturas “escolhidas” de maneira constante. Neste caso, indivíduos juvenis estariam constantemente transitando entre diferentes territórios dominados por adultos, e isto refletiria em uma menor homogeneidade de temperatura corporal em juvenis do que em indivíduos adultos.

Tropidurus semitaeniatus, a lagartixa-do-lajedo, é um lagarto saxícola de ampla distribuição na Caatinga brasileira

(RIBEIRO; KOLODIUK; FREIRE, 2010). Por ser um termorregulador ativo, os organismos desta espécie podem manter-se em temperaturas “preferidas” por meio de comportamentos de termorregulação (RIBEIRO; FREIRE, 2011). Porém, esta também é uma espécie territorialista, o que implica que os melhores sítios para termorregular podem estar dominados por melhores competidores. Tendo em vista a importância da temperatura corporal e do grau de melanismo como possíveis preditores de medidas de performance, o objetivo deste trabalho foi determinar como estas características afetam a performance de *T. semitaeniatus*, medida pela sua força de mordida. Propomos que: (i) lagartos com maior grau de melanismo apresentarão maiores medidas de força de mordida; (ii) lagartos com maiores temperaturas corporais apresentarão maiores medidas de força de mordida. Supomos ainda que (iii) os juvenis apresentarão uma maior variância na temperatura corporal, uma vez que estes indivíduos teriam mais dificuldade para dominar sítios de termorregulação.

MÉTODOS

Área de estudo

Realizamos este estudo na Estação Ecológica (ESEC) do Seridó, que se encontra no município de Serra Negra do Norte, estado do Rio Grande do Norte. A estação é caracterizada pela presença

de mata de caatinga hiperxerófila do subtipo Seridó interpassada por afloramentos rochosos formados por latossolos de origem sedimentar, formando manchas de aluvião chamados de “tabuleiros secos” (VALERA-FREIRE, 2004). Escolhemos como local de coleta os tabuleiros secos, habitados por *T. semitaeniatus*. Estes tabuleiros são caracterizados como regiões de rocha exposta com vegetação esparsa de cactáceas: Xique-Xique (*Pilocereus gounellei*), Coroa de Frade (*Melocactus Zehntneri*) e a Bromeliacea macambira (*Encholirium spectabile*). A precipitação anual varia entre menos de 400 a 800 mm ao ano, com chuvas concentradas entre março e maio. Coletamos os indivíduos em maio de 2018 entre fortes chuvas.

Organismo modelo

Utilizamos como organismo-modelo a lagartixa-do-lajedo (*Tropidurus semitaeniatus*), Lacertídeos da família Tropiduridae, amplamente distribuídos na Caatinga. Apresenta comportamento territorialista, com frequentes disputas por território tanto em machos quanto em fêmeas. Indivíduos adultos apresentam dicromatismo críptico: fêmeas e machos possuem colorações diferentes, sendo que machos adultos podem expressar duas classes distintas de coloração (RIBEIRO *et al.*, 2010). Estas variações de coloração podem refletir em diferentes graus de melanismo.

Coleta de dados

Amostramos os indivíduos de *T. semitaeniatus* durante o período entre 7h e 13 horas do dia 23 de maio de 2018 através de coleta ativa usando varas de pesca, com laços em suas pontas (método *noosing*). Medimos o horário, a temperatura do indivíduo no local (TCo) e a temperatura da rocha (TR) sobre a qual ele foi coletado. As medidas de temperaturas foram realizadas com termômetro infravermelho (modelo TKTL 20 – SKF Maintenance Products, Kelvinbaan 16, 3439 MT, NIEUWEGEN, Países Baixos). Após a coleta, armazenamos os indivíduos em sacos de pano para transporte até o laboratório.

Em laboratório, sexamos os indivíduos e medimos os traços morfométricos de comprimento rostro-cloacal (CRC), altura da cabeça (AC), largura da cabeça (LC), comprimento da cabeça (CC), comprimento de cauda (CCA), e comprimento do braço (CB) e pata (CP). Para alcançar a normalidade, transformamos as variáveis morfométricas por logaritmo à base 10. Para obter uma variável única de tamanho do corpo, produzimos uma variável composta (TC) a partir das supracitadas medidas morfométricas. Para isto, seguimos o protocolo de Somers (1986) de modo que TC seja uma variável de tamanho isométrico. Calculamos um autovetor isométrico de p variáveis com todos os coeficientes iguais a $p^{-0,5}$ (JOLICOEUR, 1963). Obtivemos as variáveis isométricas tamanho-ajustadas multiplicando a matriz $n \times p$ dos dados morfométricos transformados por logaritmo pelo autovetor isométrico.

Para estimar um grau de melanismo por indivíduo, fotografamos cada indivíduo dorsalmente com iluminação e distância da câmera para os indivíduos (25 cm) constantes. Para esta análise, utilizamos o software *ImageJ* selecionando

da fotografia a área entre a cintura pélvica e a cintura escapular (Figura 1a). Fizemos esta padronização para evitar que o software de processamento de imagens contrastasse o indivíduo inteiro com o fundo. Esta imagem foi analisada com um contraste invertido (Figura 1c) e a quantidade de pixels claros e escuros foi contabilizada como medida da proporção de melanismo (PM).

Como uma medida de performance de cada indivíduo, utilizamos a força máxima de mordida (FMM) em duas condições distintas: “calor” e “frio”. Antes da medição de FMM, condicionamos os indivíduos do tratamento “calor” ao ar livre, expostos ao sol (37°C) por 30 minutos e os indivíduos do tratamento “frio” em ambiente fechado com temperatura controlada em 24°C por 30 minutos. Realizamos este procedimento para controlarmos a possível diferença de performance relacionada a estas duas condições e para padronizar os organismos antes dos testes. Para obter FMM, utilizamos um transdutor de força piezoelétrica acoplada a um amplificador de carga (Kistler, modelo 5995) conforme Herrel *et al.* (2001). Não contabilizamos os casos em que os organismos se recusaram a morder.

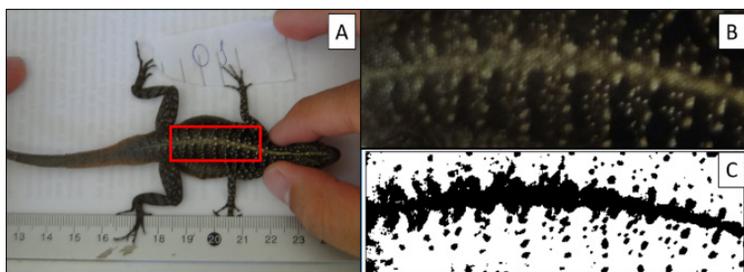


Figura 1 – Metodologia de medições morfométricas e de proporção de área melânica (PM). (A) Fotografia e medição de indivíduo de *T. semitaeniatus*. (B) Área recortada em vermelho, selecionada para análise no software de processamento de imagens. (C) Área recortada após contraste invertido, do qual se extraiu a proporção de pixels claros e escuros (porcentagem de melanismo).

Análise de dados

Para avaliar a influência do melanismo e da temperatura corporal sobre a performance do indivíduo, realizamos Análises de Covariância (ANCOVA) com FMM como variável resposta e a porcentagem de área melanística como variável preditora, controladas por tamanho do indivíduo, sexo e tratamentos “calor” e “frio”. Para avaliar a relação entre temperatura corporal dos indivíduos pela hora de amostragem em diferentes estágios de vida, realizamos um teste F de homogeneidade de variâncias.

RESULTADOS

Capturamos 18 indivíduos de *T. semitaeniatus*, dos quais 13 eram fêmeas e dois machos. Três jovens tiveram o sexo indeterminado. A FMM variou entre 4 e 74 N; a TCo em campo variou entre 28,7 e 37,8 °C; o CRC variou entre 24,9 e 78,51 mm; o CC variou entre 11,26 e 22,05 mm; a LC variou entre 8,33 e 16,31 mm; AC variou entre 4,7 e 8,3 mm; CB variou entre 17,7 e 32,68 mm; CP variou entre 2,7 e 3,4; ITC variou 2,7 e 3,4; entre CCA variou entre 8,0 e 12,5 mm; PM variou entre 49,1 e 81,3 %. (Tabela 1). A força de mordida foi relacionada ao grau de melanismo e ao tamanho do corpo (ANCOVA: $F = 20,66$, $p < 0,001$, R^2 ajustado = 0,785). Já a temperatura não influenciou a força de mordida (Teste F, $p = 0,069$) (Figura 2). As variâncias entre os estágios de vida jovem e adulto não foram significativamente diferentes ($F = 0,91$, $p = 0,82$) (Figura 2).

Tabela 1 – Valores mínimos (MIN), máximos (MÁX), e médias dos dados morfométricos e fisiológicos analisados. F = Força (N), TR = Temperatura da Rocha (°C), TC = Temperatura corporal (°C), CRC = Comprimento Rostro Cloacal, CC = Comprimento Cabeça, LC = Largura Cabeça, AC = Altura Cabeça, CB = Comprimento Braço, CP = Comprimento Pata, Tam = Tamanho, Ccauda = Comprimento Cauda, Pm = % área melanística.

	F	TR	TCo	CRC	CC	LC	AC	CB	CP	itc	Cca	Pm
Min	4	24	29	25	11,3	8,33	4,7	17,7	27,2	2,8	8	49,2
Máx	74	42,2	38	78,5	22,1	16,3	8,3	32,7	45,8	3,4	13	81,3
Média	23,6	33,6	33	61,8	16	11,9	6,3	27,2	39,1	3,2	9,6	67

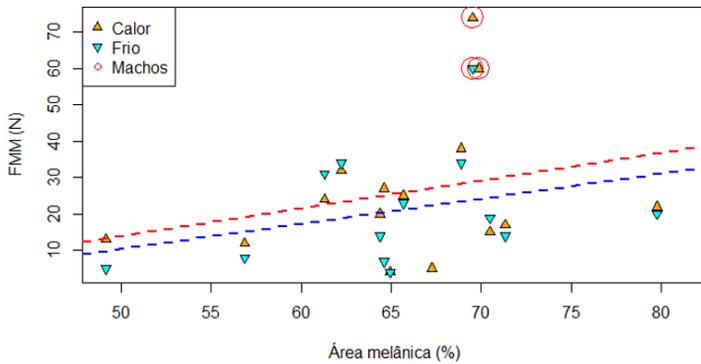


Figura 2 – Relação entre proporção de área melânica (PM) e força máxima de mordida (FMM). Linhas representam as regressões da ANCOVA ($F = 20,66$, $p < 0,001$, R^2 ajustado = $0,785$) nos dois tratamentos: Frio (reta azul) e Calor (reta vermelha). Os indivíduos machos estão destacados por círculos vermelhos.

DISCUSSÃO

Qual a importância do grau de melanismo para a performance em *T. semitaeniatus*?

Demonstramos que a performance de lagartos *T. semitaeniatus*, analisada pela FMM, é relacionada ao seu grau de melanismo. A relação entre o melanismo e o nível de testosterona em lagartos lacertídeos, influenciando na performance, já foi demonstrada em outras espécies (HUYGHE *et al.*, 2007; HUYGHE *et al.*, 2009; WITORSKI; LOSOS; HERREL, 2016), sendo inédita em *T. semitaeniatus*. Se o melanismo é um proxy da agressividade, ele também pode ser um indicativo de alguma característica ligada ao *fitness* que esteja correlacionada com a agressividade, como a força de mordida (HUYGHE *et al.*, 2009).

Em *T. semitaeniatus*, todos os indivíduos, independentemente do sexo, exibem variações melânicas contínuas no dorso, comumente relacionadas à testosterona, cujo efeito no indivíduo pode determinar seu sucesso competitivo (LAPPIN; HAMILTON; SULLIVAN, 2006). Herrel *et al.* (2001) observaram que variações na força de mordida afetam a capacidade alimentar em espécies de lagartos, restringindo os tipos de presa que o indivíduo pode consumir. Para um territorialista como *T. semitaeniatus*, indivíduos mais melânicos podem dominar territórios com uma maior frequência, o que aumentaria suas chances de alimentação e sucesso reprodutivo.

A temperatura influencia a performance de *T. semitaeniatus*?

A performance do organismo modelo não foi significativamente diferente em duas temperaturas distintas em 13° C. Era esperado que esta grande variação na temperatura afetaria FMM. Isto devido à fisiologia de organismos ectotérmicos, que apresentam estreitas temperaturas ótimas de performance, fora das quais o organismo não é capaz de alcançar o máximo de seu potencial físico e fisiológico. A capacidade de *T. semitaeniatus* de manter a performance em duas temperaturas corporais tão distintas indicam que esta espécie apresenta uma ótima performance através de uma ampla faixa de temperatura (ANGILLETTA Jr.; NIEWIAROWSKI; NAVAS, 2002). Este é um resultado notório, dada à raridade desse tipo de fenômeno, que difere do esperado para lagartos (STEVENSON, 1985; SINCLAIR *et al.*, 2016).

A capacidade de manter a performance sob uma grande variação de temperatura pode causar um relaxamento da competição intraespecífica por locais ideais para termorregulação. Os aspectos da autoecologia da espécie que são influenciados pela FMM não serão dependentes da temperatura,

ao menos não na faixa de temperatura testada neste trabalho. Aliada ao fator de que o melanismo pode significar uma sinalização visual honesta de sua capacidade de mordida, crucial para a territorialidade em lagartos, estes fatores indicam mecanismos que evitam gastos energéticos com confrontos em indivíduos da mesma espécie. Futuros estudos podem investigar esse efeito correlato entre temperatura corporal e grau de melanismo com outras variáveis de performance ligadas a outros aspectos ecológicos da espécie.

REFERÊNCIAS

- ANGILLETTA Jr., M. J.; NIEWIAROWSKI, P. H.; NAVAS, C. A. The evolution of thermal physiology in ectotherms. **Journal of Thermal Biology**, v. 27, p. 249-268, 2002.
- GARLAND, T. J.; LOSOS, J. B. Ecological morphology of locomotor performance in squamate reptiles. In: WAINWRIGHT, P. C.; REILLY, S. M. (ed). **Integrated Organismal Biology**. 1st. ed. Chicago: University of Chicago Press, 1994. p. 240-302.
- HERREL, A. *et al.* Aggressive behavior and performance in the Tegu lizard *Tupinambis merianae*. **Physiological and biochemical zoology**, v. 82, p. 680-685, 2009.
- HERREL, A. *et al.* The implications of bite performance for diet in two species of lacertid lizards. **Canadian Journal of Zoology**, v. 79, n. 4, p. 662-670, 2001.
- HUYGHE, K. *et al.* Morphology, performance, behavior and ecology of three color morphs in males of the lizard *Podarcis melisellensis*. **Integrative and Comparative Biology**, v. 47, p. 211-220, 2007.
- HUYGHE, K. *et al.* It is all the head: morphological basis for differences in bite force among colour morphs of the Dalmatian wall lizard. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 96, p. 13-22, 2009.
- JOLICOEUR, P. The Multivariate Generalization of the Allometry Equation. **International Biometric Society**, v. 19, p. 497-499, 1963.

LAPPIN, A. K.; HAMILTON, P. S.; SULLIVAN, B. K. Bite-force performance and head shape in a sexually dimorphic crevice-dwelling lizard, the common chuckwalla [*Sauromalus ater* (= *obesus*)]. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 88, p. 215-222, 2006.

MACHADO, L. L.; GALDINO, C. a. B.; SOUSA, B. M. Defensive Behavior of the Lizard *Tropidurus Montanus* (Tropiduridae): Effects of Sex, Body Size and Social Context. **South American Journal of Herpetology**, v. 2, p. 136-140, 2007.

RIBEIRO, L. B.; FREIRE, E. M. X. Trophic ecology and foraging behavior of *Tropidurus hispidus* and *Tropidurus semitaeniatus* (Squamata, Tropiduridae) in a caatinga area of northeastern Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 101, n. 3, p. 225-232, 2011.

RIBEIRO, L. B.; KOLODIUK, M. F.; FREIRE, E. M. X. Ventral Colored Patches in *Tropidurus semitaeniatus* (Squamata, Tropiduridae): Sexual Dimorphism and Association with Reproductive Cycle. **Journal of Herpetology**, v. 44, p. 177-182, 2010.

ROBSON, M. A.; MILES, D. B. Locomotor performance and dominance in male Tree Lizards, *Urosaurus ornatus*. **Functional Ecology**, v. 14, p. 338-344, 2000.

SINERVO, B.; LIVELY, C. M. The rock-paper-scissors game and the evolution of alternative male strategies. **Nature**, v. 380, p. 240-243, 1996.

SINERVO, B. *et al.* Testosterone, Endurance, and Darwinian Fitness: Natural and Sexual Selection on the Physiological Bases of Alternative Male Behaviors in Side-Blotched Lizards. **Hormones and Behavior**, v. 38, p. 222–233, 2000.

SINCLAIR, B. *et al.* Can we predict ectotherm responses to climate change using thermal performance curves and body temperatures? **Ecology Letters**, v. 11, p. 1372–1385, 2016.

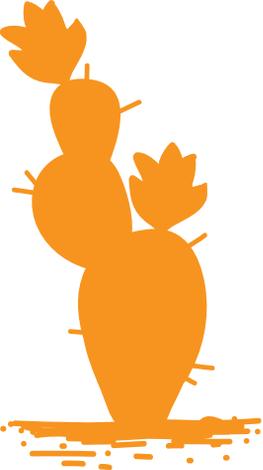
SOMERS, K. M. Multivariate Allometry and Removal of Size with Principal Components Analysis. **Systematic Zoology**, v. 35, p. 359–368, 1986.

STEVENSON, R. D. The relative importance of behavioral and physiological adjustments controlling body temperature in terrestrial ectotherms. **The American naturalist**, v. 126, p. 362–366, 1985.

VALERA-FREIRE, A. A. **Atividade de vôo de esfingídeos (Lepidoptera: Bombycoidea sphingidae) em área protegida de caatinga, Estação Ecológica do Seridó, Serra Negra do Norte/RN.** 2004. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, AM, 2004.

WITORSKI, A.; LOSOS, J. B.; HERREL, A. Proximate determinations of bite force in *Anolis* lizards. **Journal of Anatomy**, v. 228, n. 1, p. 85–95, 2016.

ZAJITSCHK, S. R. K. *et al.* The effect of coloration and temperature on sprint performance in male and female wall lizards. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 107, p. 573–582, 2012.



Resposta ao risco de predação em relação à temperatura em *Tropidurus semitaeniatus*

Louize Freyre
Maria Iohara Quirino
Thayná L. S. R. Costa

RESUMO

Organismos ectotérmicos utilizam os recursos disponíveis no ambiente para realizarem a regulação de suas temperaturas corporais. Assim, atingem sua faixa de temperatura ótima, onde sua performance de defesa e sobrevivência é maximizada. Os lagartos de Caatinga da espécie *Tropidurus semitaeniatus* constituem um exemplo de animais ectotérmicos, se utilizam das sombras de vegetação e da intensa radiação solar para realizar termorregulação. O objetivo do presente trabalho foi compreender de que forma a temperatura do ambiente ocupado, e consequentemente do organismo, é capaz de determinar o tempo de reação destes lagartos de Caatinga em função da aproximação de predadores. O principal resultado encontrado é que condições de temperaturas mais elevadas, refletem em respostas mais ágeis dos mecanismos de defesa e sobrevivência. Ou seja, quanto mais elevadas as temperaturas, maior

a distância em que *Tropidurus semitaeniatus* reage à aproximação de um predador.

Palavras-chave: Termorregulação. Afloramentos rochosos. Distância de fuga.

INTRODUÇÃO

Organismos ectotérmicos possuem características de regulação da temperatura corporal que variam de acordo com o hábitat. Estes, dependendo de suas necessidades biológicas, buscam ambientes mais frios, como sombras, ou mais quentes, expondo-se ao sol (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Cada espécie ectotérmica responde a um intervalo em que atinge um valor ótimo dentro das condições ambientais, nas quais encontra-se mais adaptada (DUARTE, 2011). Assim, estes organismos necessitam regular as perdas e ganhos de calor seja por forma indireta, como a utilização das enzimas em peixes, ou de forma direta, como os lagartos através da absorção direta da radiação solar (RICKLEFS, 2010).

Os lagartos são capazes de sobreviver em ambientes com grandes variações de temperaturas e se utilizam de mecanismos de termorregulação durante todo o dia (ROCHA *et al.*, 2009). Eles são capazes de ganhar calor quando a temperatura do ambiente excede a sua temperatura corporal, enquanto o inverso ocorre quando a temperatura ambiental diminui. Estes répteis residem sobre vários tipos de substratos para realizarem as trocas térmicas em seus hábitats, estas podem ocorrer por condução, através da superfície das rochas e pela incidência direta de

radiação solar (RICKLEFS, 2008). Algumas espécies adaptam suas táticas de fuga quando detectam ameaças com antecedência (BARROS *et al.*, 2010). Dependendo de qual fase ontogenética e situação ambiental o animal está, existe um trade-off entre os benefícios de fugir *versus* o benefício de ficar parado, elevar um pouco mais sua temperatura e/ou exibir comportamento agressivo (STILLER; MCBRAYER, 2013). Nesse sentido, a termorregulação pode ser um fator chave para compreensão das respostas dos lagartos aos riscos de serem predados.

O lagarto endêmico de Caatinga, *Tropidurus semitaeniatus* ocorre em afloramentos rochosos, locais com características singulares importantes para termorregulação e camuflagem (LEAL *et al.*, 2005), seja à espera de uma presa, seja em alerta para a presença de predadores (FARIA, 2010). Esta espécie de lagarto saxícola que possui ampla distribuição com variação geográfica ampla, está estritamente relacionada aos afloramentos e possui adaptações físicas, como o corpo achatado, ideal para ocultarem-se em fendas rochosas. O *T. semitaeniatus* ocorre ao longo de grande parte do Nordeste brasileiro (LEAL *et al.*, 2008).

Nosso trabalho teve como objetivo compreender como a temperatura do ambiente é capaz de determinar a distância de reação em lagartos da espécie *T. semitaeniatus* em função da aproximação de predadores. Testamos a hipótese de que superfícies com maiores temperaturas possibilitam melhores respostas à ameaça de predação por parte dos lagartos *T. semitaeniatus*, resultando na percepção do predador a distâncias mais longas.

MÉTODOS

Área de estudo

Realizamos o trabalho em 27 de maio de 2018 na Estação Ecológica do Seridó (ESEC-Seridó), localizada no município de Serra Negra do Norte, a 309 Km da capital do estado do Rio Grande do Norte (Natal), entre as coordenadas 6°34'00"-6°37'00"S e 37°15'-37°16'00"W, com área total de 1116,38 hectares (CAMACHO; BAPTISTA, 2005). A área é caracterizada como uma reserva de Caatinga, domínio fitogeográfico no qual existe forte radiação solar, temperaturas médias anuais altas, baixas taxas de umidade relativa e, sobretudo, precipitação irregulares, com ausência completa de chuvas durante alguns anos (FERREIRA *et al.*, 2009). Esta reserva também é composta por amplas regiões de planícies baixas e afloramentos rochosos pontuais (FERREIRA *et al.*, 2009). Ao longo destes afloramentos, predominam vegetações tipicamente arbustivas e espinhosas (LEAL *et al.*, 2005). Os afloramentos servem de refúgio e abrigo para a fauna. As áreas do lajedo, assim como outros afloramentos rochosos da reserva, constituíram o local onde esse estudo foi desenvolvido.

Procedimentos amostrais

Para avaliar a relação entre a temperatura e a tolerância máxima de aproximação de predador, avistamos e registramos

a distância de fuga de 64 indivíduos da espécie *Tropidurus semi-taeniatus*. Em seguida, realizamos as medições das temperaturas do exato local em que se encontravam e perceberam a presença do predador, com o auxílio de um termômetro digital a laser, aparelho utilizado para mensuração térmica de superfícies pontuais. Realizamos também a medição da distância entre o observador-predador, que aguardava até avistar um indivíduo e, em seguida, movimentava-se até a aproximação de forma abrupta (display do predador) a fim de provocar a fuga do lagarto (Figura 1).

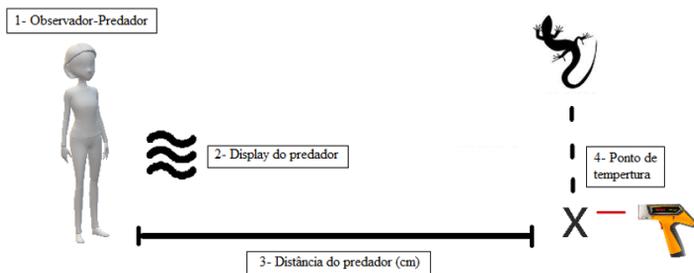


Figura 1 – Modelo conceitual da coleta de informações.

1) Observador-predador: aproximação cuidadosa do lagarto e espera; 2) Display do predador: movimento abrupto em direção ao lagarto. 3) Distância do predador (cm): distância entre o observador-predador e o ponto em que o lagarto percebeu a ameaça e assim fugiu. 4) Ponto de temperatura: temperatura da superfície em que o lagarto estava ao escapar.

Realizamos a coleta de dados no período da manhã, iniciando às 7 h e finalizando ao meio-dia. Determinamos esta amplitude de horário para amostrar tanto como a variação da temperatura

influencia nas respostas metabólicas de *T. Semitaeniatus*, quanto ao tempo de reação ao possível risco de predação.

Análise de dados

Com o objetivo de testar se o aumento da temperatura afeta a distância de resposta à predação dos lagartos, realizamos uma regressão linear simples, plotando a distância entre o predador até o ponto da fuga, em função das variações térmicas que ocorreram ao longo da faixa de horário analisada. Todas as análises foram realizadas através do software de programação estatística R (versão 3.4.3-2017).

RESULTADOS

Os 64 lagartos da espécie *Tropiduros semitaeniatus*, encontrados nos afloramentos rochosos e trilhas da ESEC, apresentaram variação de respostas à predação. A temperatura da superfície em que os lagartos se encontravam variou de 20,50 °C a 45,60 °C (Média = 33,43 °C). A distância mínima de percepção do predador pelos lagartos foi de 100 cm e, no máximo, 800 cm (Média = 304,6 cm). A análise de regressão linear demonstrou que existe correlação positiva entre o aumento da temperatura e a distância em que os indivíduos reagem à aproximação de um predador ($gl = 62$; $F = 33,02$; $p < 0,05$; $R^2 = 0,3475$; Figura 2). O que significa que 34,75% da variação da distância na percepção da ameaça de predação é explicada pela temperatura.

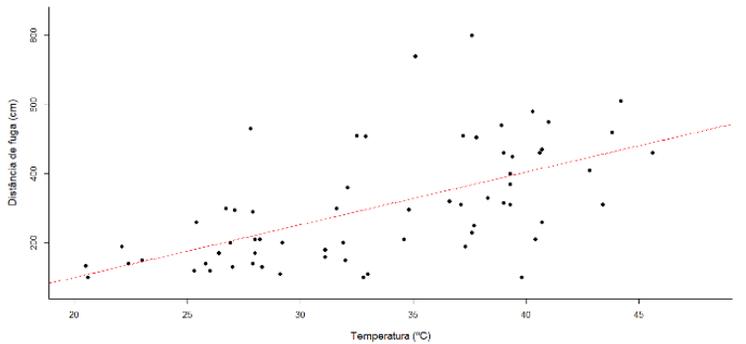


Figura 2 – Distância de fuga (cm) de lagartos da espécie *Tropidurus semitaeniatus* em relação à temperatura (°C) da superfície aumenta.

DISCUSSÃO

Assim como em outros animais ectotérmicos, condições de temperaturas mais elevadas para o *Tropidurus semitaeniatus* refletem em respostas mais ágeis de seus mecanismos de defesa e sobrevivência (RICKLEFS, 2010). Como a temperatura do lagarto reflete a temperatura do micro-hábitat em que ele se encontra (KIEFER; SLUYS; ROCHA, 2005), a distância a qual o lagarto percebe a presença do predador tende a ser maior conforme a elevada temperatura ambiental.

Alguns estudos envolvendo comportamento de lagartos discutem que, quando o organismo se encontra com a temperatura corporal abaixo da sua faixa ótima de performance, estes exibem um retardo em seu tempo de resposta à ameaça de predação (ANDERSON; KROCKENBERGER; SCHWARZKOPF, 2010; ROCHA *et al.*, 2009). Isto é explicado devido ao lagarto possuir o comportamento aprendido de que sua fuga seria pouco eficaz em uma faixa de temperatura menos elevada,

devido a seu baixo metabolismo em função desta temperatura. Portanto, *T. semitaeniatus* pode exibir uma resistência maior em se deslocar, uma vez que esta espera o permitiria captar mais energia metabólica, para assim realizar a fuga com maiores chances de obter sucesso.

Observamos *in loco* que os indivíduos da espécie estudada, assim como também, os demais lagartos visualizados em campo, apresentam um comportamento mais confiante a aproximação de predadores, quando encontram-se próximos de refúgios. A possibilidade de obter sucesso e rapidez ao fugir e encontrar abrigo a curtas distâncias, reflete em lagartos que dispendem maior tempo apenas esperando, o que pode ser considerado uma estratégia de poupar energia para o momento em que o risco se torne mais evidente (ROCHA, 2009). Já quando estão em refúgios, os lagartos deixam o predador se aproximar a menores distâncias, mesmo em altas temperaturas, mostrando que esses refúgios são importantes para a proteção contra predação (ANDERSSON, 2010).

Observamos também que indivíduos menores, possivelmente juvenis, podem apresentar menor inibição a aproximação do predador. Enquanto que exemplares maiores e possivelmente adultos possuem tendência de esperar um maior tempo. Isto ocorre possivelmente para certificar-se de que o risco de predação é realmente crítico, para só então tomar a decisão da fuga. Estudos diferenciando as respostas à predação e tempo de fuga, comparando diferenças entre machos e fêmeas (BRANDT; NAVAS, 2013) e indivíduos *shy* e *bold* (LÓPEZ *et al.*, 2005) podem obter importantes resultados acerca do comportamento dessa espécie.

REFERÊNCIAS

ANDERSSON, M.; KROCKENBERGER, A.; SCHWARZKOPF, L. Experimental manipulation reveals the importance of refuge habitat temperature selected by lizards. *Austral Ecology*, v. 35, n. 3, p. 294-299, 2010.

BARROS, F. C. *et al.* Fight versus flight: the interaction of temperature and body size determines antipredator behavior in tegu lizards. *Animal Behavior*, v. 79, p. 83-88, 2010.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia de Indivíduos a Ecossistemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.

BRANDT, R.; NAVAS, C. A. Body size variation across climatic gradients and sexual size dimorphism in Tropicurinae lizards. *Journal of Zoology*, v. 290, p. 192-198, 2013.

CAMACHO, Ramiro G. V.; BAPTISTA, Gustavo M. M. Análise geográfica computadorizada aplicada à vegetação da caatinga em unidades de conservação do Nordeste: Estação Ecológica do Seridó-ESEC/RN/Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. *Anais [...]*. Goiânia: INPE, 2005. p. 2611-2618.

DUARTE, H. S. **A comparative study of the thermal tolerance of tadpoles of iberian anurans**. 2011. Dissertação (Mestrado em Biologia da Conservação) – Universidade de Lisboa, Lisboa, 2011.

FARIA, J. C. P. B. **Ecologia de *Tropidurus semitaeniatus* (Spix, 1825) (Sauria: Tropiduridae) em uma população da caatinga de Sergipe**. 2010. 52 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2010.

FERREIRA, C. G. T. *et al.* Poaceae da Estação Ecológica do Seridó, Rio Grande do Norte, Brasil. **Hoehnea**, v. 36, p. 679-707, 2009.

KIEFER, M. C.; SLUYS, M. V.; ROCHA, C. F. D. Body temperatures of *Tropidurus torquatus* (Squamata, Tropiduridae) from coastal populations: Do body temperatures vary along their geographic range? **Journal of Thermal Biology**, v. 30, p. 449-456, 2005.

LEAL, I. R. *et al.* Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, p. 140-146, 2005.

LÓPEZ, P. *et al.* Sources of individual shy-bold variations in antipredator behavior of male Iberian rock lizards. **Animal Behaviour**, v. 69, p. 1-9, 2005.

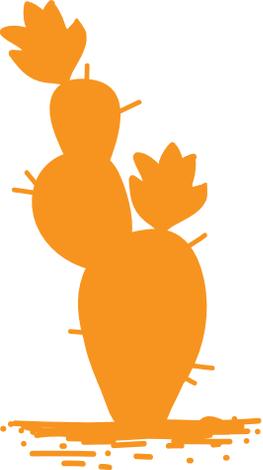
R CORE TEAM. **R language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria. 2014. 2017.

RICKLEFS, R. E. **Economia da Natureza**. 6. ed. [S.l.]: Guanabara Koogan, 2010. 503 p.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 6. ed. Porto Alegre: Artmed, 2010.

ROCHA, C. F. D. *et al.* Thermoregulatory behavior in brazilian lizards. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, p. 115-131, 2009.

STILLER, R. B.; MCBRAYER, L. D. The ontogeny of escape behavior, locomotor performance, and the hind limb in *Sceloporus woodi*. **Zoology**, v. 116, p. 175-181, 2013.



Resposta ao risco de predação em duas espécies de anuros da Caatinga

Bruna Carvalho

Emerson S. Dias

Jean P. Silva-Jorge

Kelly Inagaki

Maria Iohara Quirino

Priscilla Ramos

Tales Martins

RESUMO

Em anfíbios, estratégias para evitar o risco de predação podem ser influenciadas por fatores ontogenéticos, como o tamanho corporal. Além disso, o grau de assimetria, frequentemente relacionado às condições do desenvolvimento ontogenético, pode estar relacionado ao padrão de percepção e fuga de possíveis predadores. É esperado que organismos mais velhos e simétricos respondam mais rapidamente à aproximação de um predador. Nosso objetivo foi testar essa predição para duas espécies de anuros, *Rhinella jimi* e *Leptodactylus chaquensis*. Os resultados demonstram que as espécies diferem nas suas respostas, mas nem o tamanho corporal nem o grau de assimetria estão correlacionados com a distância de fuga em ambas. Quanto ao esforço de salto, ele foi relacionado positivamente

com a distância de fuga, indicando possíveis diferenças inatas na percepção individual dos anuros.

Palavras-chave: Distância de fuga. Predação. Comportamento. Distância de salto. Defesa.

INTRODUÇÃO

A percepção do risco de predação pode variar em diferentes animais, o que ocasiona diferenças nas estratégias comportamentais de evitação do predador (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006). A aproximação dos predadores dispara gatilhos de fuga em vários animais, que podem variar entre as espécies ou em uma mesma espécie de acordo com a ontogenia do indivíduo (CEDIEL *et al.*, 2008). Em anfíbios, o tamanho corporal está diretamente ligado ao estágio ontogenético, de modo que organismos mais velhos tendem a ser maiores (CALDER, 1984).

Além da variação de tamanho corporal, outra variável que pode afetar sua resposta ao risco de predação é a assimetria corporal. Condições de estresse ambiental ao longo do desenvolvimento ontogenético dos animais podem se refletir em um maior grau de assimetria entre seus membros. Assim, o estresse que o indivíduo pode sofrer durante seu desenvolvimento, associado à assimetria corporal, pode se refletir na capacidade sensorial do indivíduo, inclusive na percepção e responsividade a possíveis ameaças. Logo, indivíduos com maiores graus de assimetria entre os membros podem apresentar uma resposta menos efetiva ao risco de predação (CALDER, 1984).

Sendo assim, indivíduos mais velhos superaram pressões seletivas de predação e, portanto, sobreviveram ao reconhecimento e fuga de predadores. Por isso, esperamos que indivíduos mais velhos e, conseqüentemente maiores, respondam de forma mais rápida e mais efetiva à presença de um predador. O momento que o indivíduo reage a uma ameaça – dá seu primeiro salto de fuga – e a distância que este salto o leva podem ser cruciais para sua sobrevivência. Isso porque o atraso na resposta à aproximação de um possível predador pode ser fatal. Em suma, espera-se que organismos mais velhos tenham tempo de reação mais curto, ou seja, reajam saltando para longe de um possível predador a uma maior distância dele.

Além das diferenças relacionadas ao tamanho do corpo e assimetria, podem existir diferenças do comportamento de fuga entre diferentes espécies. *Rhinella jimi* e *Leptodactylus chaquensis* são espécies de anuros abundantes na Caatinga brasileira e que possuem variação de simetria e de tamanho corporal relacionada a diferentes graus de desenvolvimento ontogenético, onde o juvenil é menor que o adulto em ambas as espécies. Portanto, esperamos que haja diferenças no tempo de reação ao risco de predação entre indivíduos em diferentes estágios ontogenéticos nas duas espécies. Além disso, como as duas espécies supracitadas apresentam diferenças anatômicas que influenciam na sua forma de locomoção (FROST, 2014), as estratégias de fuga devem diferir entre elas.

Em se tratando de anuros, a principal estratégia de fuga adotada pela maioria das espécies no meio terrestre é o distanciamento do predador (MARCHISIN; ANDERSON, 2012) e, em sua maioria, possuem um grande poder de locomoção (HERZOG; BURGHARDT, 1974). Quanto maior o intervalo de tempo entre a percepção do predador e o distanciamento, maior

a aproximação do predador e maior a chance da predação se efetivar. Ou seja, a distância de fuga é uma medida importante nas respostas de evitação da predação. Na maioria dos anuros esse mecanismo de distanciamento esperado é o salto.

Outro fator que deve ser considerado é o quanto o animal esforça-se no salto. Esforços maiores pressupõem maiores intensidades de fugas, geralmente associadas a animais com temperamento mais assustado ou com uma resposta a uma proximidade repentina do predador. Logo, animais que apresentam uma menor distância de fuga tenderiam a apresentar um maior esforço de salto, para compensar a aproximação do predador, e animais que apresentam uma maior distância de fuga tenderiam a apresentar menores esforços de salto, uma vez que o predador ainda se encontraria distante, visando a economia de energia.

Com isso, nosso objetivo foi determinar se o tamanho corporal e a assimetria influenciam na resposta de fuga do predador em *R. jimi* e *L. chaquensis*. Supomos que (i) quanto maior o tamanho corporal do animal, menor sua distância de fuga; (ii) quanto maior o grau de assimetria do animal, menor sua distância de fuga e menor o salto; (iii) quanto maior a distância de fuga, menor seu esforço de salto.

MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido na Estação Ecológica do Seridó (ESEC Seridó), localizada em Serra Negra do Norte/RN. Tal região está inserida no bioma da Caatinga, com temperatura média anual de 34,48°C e umidade relativa do (UR) média de 60,7% (FERREIRA *et al.*, 2009). A ESEC Seridó possui cerca de 1170 hectares, e engloba áreas com construções civis, lajedos, açudes, campos e cobertura arbustiva (FERREIRA *et al.*, 2009). Para este estudo, as áreas amostradas foram próximas a construções civis e ao açude.

Coleta de indivíduos

Foram consideradas duas espécies, *Rhinela jimi* e *Leptodacytlus chaquensis*, sendo coletados 20 indivíduos de cada espécie. Para isso, realizou-se busca ativa no período noturno durante uma hora em áreas próximas a construções civis e ao açude. Ao serem coletados, os indivíduos foram armazenados em sacos plásticos. Posteriormente, os indivíduos foram acondicionados em caixas plásticas, uma caixa para cada espécie, até o momento das análises na manhã seguinte à coleta.

Medidas biométricas e percepção de risco à predação

Para estimar o tamanho corporal de cada indivíduo, foi mensurado o comprimento rostro-cloacal (CRC) em milímetros. Também foram mensurados os comprimentos dos membros de cada indivíduo, sendo considerado como o comprimento do joelho até o dedo mais longo de cada membro. Para avaliar a simetria corporal, os comprimentos dos membros do lado esquerdo e do lado direito foram relacionados em um índice de assimetria (Equação 1), de modo que quanto maior o índice maior a assimetria.

Equação 1:

$$As = |(MaD - MaE)| + |(MpD - MpE)|$$

onde:

MaD: comprimento do membro anterior do lado direito

MaE: comprimento do membro anterior do lado esquerdo

MpD: comprimento do membro posterior do lado direito

MpE: comprimento do membro posterior do lado esquerdo

Após as medições biométricas, cada indivíduo foi acondicionado sob uma caixa de papelão durante 30 segundos para amenizar possíveis efeitos de manipulação. A uma distância de 3 metros, um pesquisador retirava a caixa de papelão e outro pesquisador se aproximava do indivíduo simulando um predador. Quando o animal focal saltava, foram aferidas a distância de fuga e a distância do primeiro salto após a percepção do predador. A distância de fuga foi considerada

como a distância do anfíbio em relação ao pesquisador no momento anterior ao primeiro salto.

Para testar se a distância de fuga foi relacionada com o tamanho do corpo interagindo com a espécie, foi utilizada uma Análise de Covariância (ANCOVA), controlada pela assimetria como covariante. A relação entre distância do primeiro salto e tamanho do corpo (CRC) interagindo com a espécie também foi analisada utilizando-se uma ANCOVA, controlada pela assimetria como covariante. Além disso, para evitar o efeito do tamanho do corpo sobre a distância do pulo (indivíduos maiores naturalmente irão pular mais longe), estas duas variáveis foram relativizadas, sendo tal relação denominada como esforço de salto. Depois, foi realizada uma nova ANCOVA para relacionar o esforço de salto e a distância de fuga interagindo com a espécie.

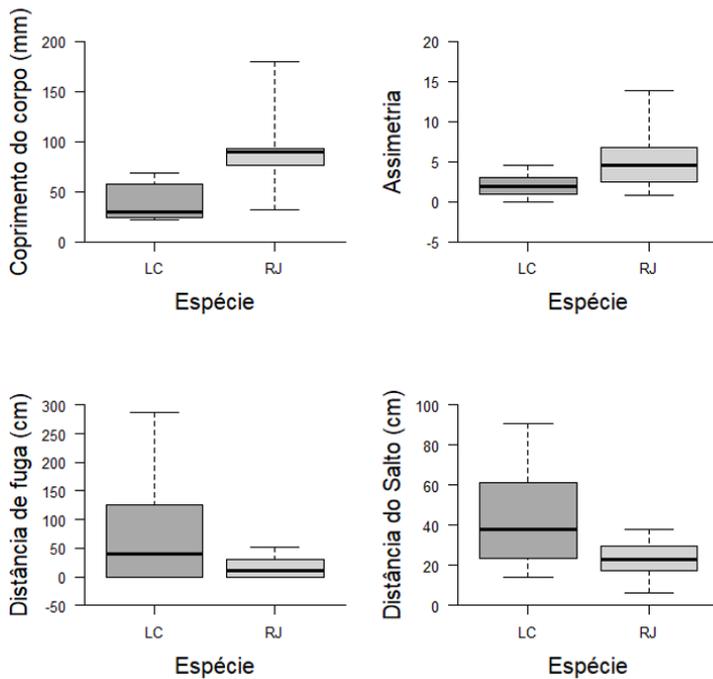


Figura 1 – Variação do Comprimento do corpo (A), Assimetria (B), Distância de fuga (C) e Distância do Salto (D) para *Leptodactylus chaquensis* (A – média = 38,465, sd = 18,064; B – média = 2,003, dp = 1,368; C – média = 73,5, dp = 89,338; D – média = 43,250, dp = 21).

RESULTADOS

Em média a espécie com maior comprimento de corpo e maior assimetria foi a *Rhinella jimi* (Média = 88,931, DP = 27,363, Figura 1A; Média = 4,818, DP = 3,581, Figura 1B), enquanto *Leptodactylus chaquensis* apresentou maior distância de fuga e distância de

salto (Média = 73,5, DP = 89,338, Figura 1C; Média = 43,250, DP = 21,947, Figura 1D).

A distância de fuga foi maior em *Leptodactylus chaquensis* (Gl = 1, F = 6,547, p = 0,015, Figura 1C e 2A), mas não variou em relação ao tamanho dos indivíduos (Gl = 1, F = 1,4, p = 0,245, Figura 2A). A assimetria, bem como a interação do tamanho dos indivíduos com a assimetria não influenciaram na variação da distância de fuga em nenhuma das espécies (Gl = 1, F = 1,771, p = 0,192; Gl = 1, F = 1,683, p = 0,203, Figura 2B).

A distância do salto foi maior em *Leptodactylus chaquensis* (Gl = 1, F = 51,395, p < 0,001, Figura 1D e 3A) e variou positivamente em relação ao tamanho dos indivíduos (Gl = 1, F = 26954, p < 0,001, Figura 3A). Houve uma relação positiva entre a assimetria e a distância do salto (Gl = 1, F = 5,744, p = 0,022, Figura 3B) e houve uma interação entre o tamanho dos indivíduos e a assimetria (Gl = 1, F = 9,635, p = 0,004).

O esforço de salto foi maior no *Leptodactylus chaquensis* (Gl = 1, F = 44,170, p < 0,001, Figura 4), mas não variou em relação à distância de fuga em nenhuma das espécies (Gl = 1, F = 0,06, p = 0,807, Figura 4).

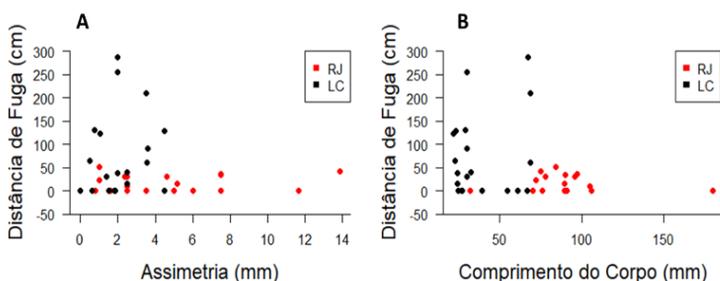


Figura 2 – Distância de fuga (calculada com a distância em relação ao predador em que o indivíduo dá seu primeiro salto) em relação ao Comprimento do Corpo (mm) (A) e Assimetria (mm) (B).

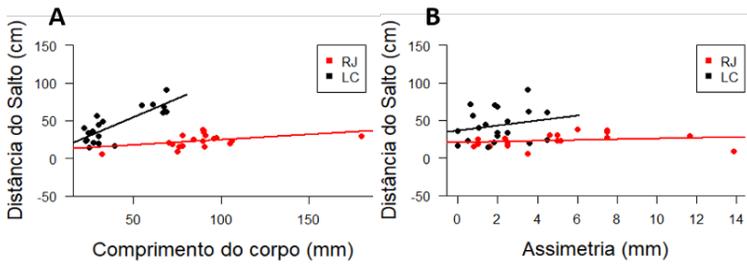


Figura 3 – Distância do salto em relação ao Comprimento do corpo (mm) (A) e a Assimetria (mm) (B).

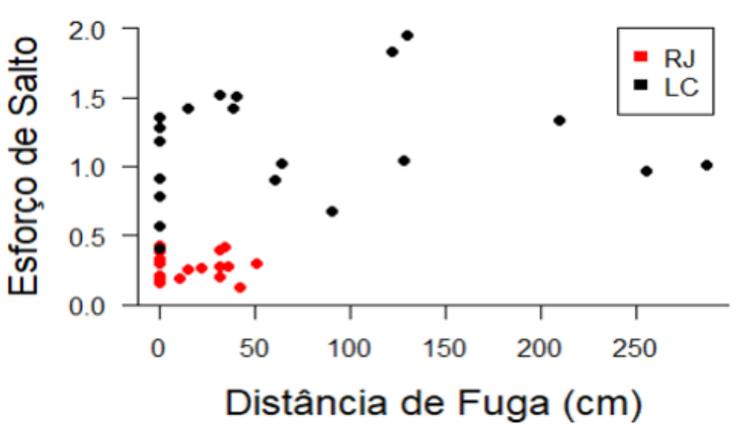


Figura 4 – Relação entre o esforço de salto e a distância de fuga (cm).

DISCUSSÃO

A diferença de resposta entre as espécies relaciona-se com a biologia de cada uma delas. *R. jimi* apresenta maior porte corporal, defesas químicas evidentes (conferindo-lhe

impalatabilidade) e comportamento de combate a ameaças (expansão corporal) (FROST, 2014). Logo, os indivíduos desta espécie tendem a confiar mais nestas estratégias de defesa, respondendo ao risco de predação de maneira menos efetiva no que diz respeito à distância de fuga e o esforço gasto para saltos. Assim, enquanto *R. jimi* investe em estratégias que visam desencorajar seus possíveis predadores, *L. chaquensis* investe mais em estratégias de fuga. Isto porque *L. chaquensis* percebe a uma maior distância um possível predador e salta mais distante que *R. jimi*, ainda que possua menor tamanho de corpo.

Como era esperado, o comprimento do salto aumentou com o tamanho do animal nas duas espécies testadas. No entanto, essa variação foi distinta entre as duas espécies. O aumento no tamanho do salto em relação ao aumento do tamanho do corpo é mais intenso em *L. chaquensis* que em *R. jimi*. Como colocado anteriormente, este resultado reflete as diferenças nas estratégias de defesa contra predadores nestas duas espécies. Enquanto *R. jimi* investe em defesas químicas e em comportamento de ameaça (inchar o corpo de ar e parecer maior), *L. chaquensis* investe proporcionalmente mais no comportamento de fuga.

Contrariando nossas hipóteses iniciais, a assimetria e tamanho de corpo não foram importantes para prever a distância de fuga nas duas espécies testadas. Possivelmente este resultado decorre do fato que existe uma variação inata do comportamento de fuga entre os indivíduos dessas duas espécies, que não depende de estágio ontogenético. No entanto, o estudo amostrou uma amplitude limitada de estágios ontogenéticos e estudos futuros devem ser realizados para confirmar o resultado encontrado.

Dessa forma, concluímos que há variação no comportamento de fuga entre as espécies estudadas e é possível relacionar características biológicas das espécies a estas diferenças de comportamento. Sugerimos considerar outros fatores da autoecologia das espécies no estudo. O comportamento de fuga pode estar relacionado à resposta a predadores espécie-específicos ou a outras formas de defesa, e.g. defesas químicas (toxinas) e comportamentais (e.g. inflar do corpo, urinar, sonorização).

REFERÊNCIAS

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L.
Ecology. 5. th. ed. [S.l.]: United Kingdom, 2006.

BRAGG, A. N. Notes on the psychology of frogs and toads. **Gen. Psych**, v. 33, p. 27-37, 1945.

CALDER, W. A. **Size, Function, and Life History. III**. [S.l.]: Harvard Press, 1984.

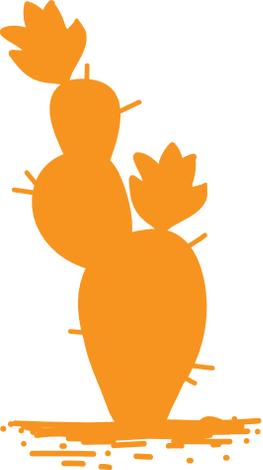
CEDIEL, R. A. *et al.* Muscle fiber type distribution in climbing Hawaiian gobioid fishes: Ontogeny and correlations with locomotor performance. **Zoology**, v. 111, p. 114-122, 2008.

FERREIRA, C. G. T. *et al.* Poaceae da Estação Ecológica do Seridó, Rio Grande do Norte, Brasil. **Hoehnea**, v. 36, n. 4, p. 679-707, 2009.

FROST, D. R. **American Museum of Natural History**. 2014.
Disponível em: <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. Acesso em: 26 maio 2009.

HERZOG, H.; BURGHARDT, G. Prey movement and predatory behavior of juvenile western yellow-bellied racers, *Coluber constrictor mormon*. **Herpetologica**, v. 30, p. 285-289, 1974.

MARCHISIN, A.; ANDERSON, J. D. Strategies Employed by Frogs and Toads (*Amphibia* , *Anura*) to Avoid Predation by Snakes. **Journal of Herpetology**, v. 12, p. 151-155, 2012.



Infestação de ectoparasitas em *Columbina* spp. de diferentes ambientes em uma região de caatinga

Ana E. B. Asato

André Belo

Louize Freyre

Marcelo C. Rodrigues

Marina S. Moura

Michael Pratini

Mery Alencar

RESUMO

O distúrbio antrópico pode causar estresse ambiental sobre as espécies que frequentam áreas alteradas. A similaridade bilateral, infestação parasitária e perda de peso são algumas das variáveis que podem apresentar alterações quando comparamos indivíduos de ambientes estressantes com indivíduos de ambientes naturais. Nosso objetivo foi verificar se existe diferença no peso total, na razão entre os comprimentos totais das asas esquerdas e direitas (assimetria bilateral) e na contaminação parasitária, entre indivíduos encontrados em hábitat com maior ou menor influência antrópica. Para tanto, utilizamos sete redes de neblina armadas em cada hábitat, afastada de

ambientes com menor influência antrópica, e outras sete redes no entorno das construções da sede da ESEC-Seridó, próximo de hábitat com maior influência antrópica. Fizemos as medidas biométricas e estimamos a infestação parasitária, a partir da quantidade de parasitas encontrados nas rêmiges primárias das aves capturadas. Os valores obtidos foram comparados entre as quatro espécies de aves do gênero *Columbina* analisadas no estudo. Não verificamos diferenças nas variáveis analisadas entre os dois hábitats estudados. No entanto, a infestação parasitária apresentou variação positiva com o peso do animal, mas o baixo poder de explicação do modelo mostra que esta relação é fraca e talvez seja explicada por outros fatores. Concluímos que, os hábitats das rolinhas são muito parecidos com o que encontramos em ambientes antrópicos, resultando na ausência de diferença entre os indivíduos nos ambientes estudados.

Palavras-chave: Parasita. Hospedeiro. Ambiente antrópico. ESEC-Seridó.

INTRODUÇÃO

Ectoparasitos são encontrados em associação com aves em todo o mundo, podendo afetar seus hospedeiros através da ingestão de penas, pele morta, sangue ou secreções (ARZUA; VALIM, 2010). Algumas espécies podem se alimentar de fungos, bactérias e estágios imaturos de ácaros e piolhos (JOHNSON; CLAYTON, 2003; PROCTOR, 2003). Como consequência de altas cargas parasitárias incluem-se anemia, danos à pele e inoculação de toxinas (KANEAE; LOMONACO, 2003), diminuição do

tamanho da ninhada, redução da taxa de desenvolvimento dos filhotes, abandono de ninho pelos pais e diminuição da habilidade para encontrar parceiros, além do aumento da taxa de mortalidade (MARINI *et al.*, 1996; KANEGAE, 2003; PASCOLI, 2005; ENOUT, 2009). As infestações por parasitas podem estar relacionadas a vários fatores, como: sazonalidade, tamanho do corpo, comportamento de forrageamento (RANDOLPH, 1975; DAVIES *et al.*, 1991; PRUETT-JONES; PRUETT-JONES, 1991), além do desmatamento (MARINI *et al.*, 1996).

Na Caatinga, a diversidade de ectoparasitas associados com os diversos grupos de aves não é muito conhecida. No entanto, os ácaros-de-pena (Astigmata: Analgoidea e Pterolichoidea) são frequentemente encontrados nesse domínio fitogeográfico (observação pessoal), e esses parasitos vivem sobre o corpo das aves, habitando pele (dermícolas), superfície das penas (plumícolas) e interior do cálamo (siringícolas) (PROCTOR, 2003). O mecanismo de transmissão pode ocorrer entre pais e prole, entre casais, ou através de qualquer comportamento que promova o contato físico entre indivíduos (PROCTOR; OWENS, 2000; PROCTOR, 2003).

Baseado no fato de que o mecanismo de transmissão do ectoparasita pode estar relacionado ao tamanho e relações filogenéticas do grupo, escolhemos quatro espécies de aves do gênero *Columbina* que apresentam alta abundância na Estação Ecológica do Seridó (*C. minuta*, *C. picui*, *C. squammata* e *C. talpacoti*). Estas espécies apresentam hábitos semelhantes, tais como: alimentares (onívoro), hábitat (caatinga aberta arbustiva, arbórea densa e áreas no entorno do açude e da sede) e frequência (comum durante o ano todo) (PICHORIM *et al.*, 2016).

Tendo em vista entender padrões de ectoparasitismo na Caatinga, objetivamos avaliar se há diferença na infestação por

ectoparasitas (ácaros-de-pena) para o gênero *Columbina* em dois habitats com intensidade de antropização distinta. Diante do apresentado, formulamos as seguintes hipóteses: (1) O nível de infestação das aves será maior no habitat mais antropizado, devido à maior densidade de *Columbina* nesse ambiente; (2) A assimetria das asas será maior no habitat mais antropizado, uma vez que esse ambiente oferece maior estresse aos indivíduos, promovendo possível diminuição no *fitness* das aves; (3) O peso dos indivíduos será menor na área mais antropizada, devido ao maior grau de estresse e maior nível de infestação.

MÉTODOS

Área de estudo

Realizamos o trabalho em 24 de maio de 2018 na Estação Ecológica do Seridó (ESEC-Seridó), localizada no município de Serra Negra do Norte, estado do Rio Grande do Norte, entre as coordenadas (6°34'00"/6°37'00"S) e (37°15'-37°16'00"W), com área total de 1116,38 hectares (CAMACHO; BAPTISTA, 2005). Esta área é pertencente ao domínio fitogeográfico da Caatinga, evapotranspiração elevada e, sobretudo, precipitação irregular com ausência completa de chuvas durante alguns anos (FERREIRA *et al.*, 2009).

Categorizamos dois tipos de habitats: um em área de Caatinga aberta arbustiva (menor grau de impacto antrópico)

e o outro no entorno do açude e da sede da ESEC (maior grau de impacto antrópico). Em ambos os habitats armamos sete redes de neblina, totalizando 14, cada uma com 18 m de extensão e 3 m de altura.

Procedimentos amostrais

Realizamos cinco coletas diurnas com intervalo de uma hora, com início às 5 h e término às 10 h. Submetemos os indivíduos de *Columbina* capturados à pesagem, medição da asa *flat* para aferição de assimetria bilateral e, por fim, estimativa da quantidade de ectoparasitas presentes nas penas primárias de cada asa. O nível de infestação por ectoparasitas foi categorizado de forma ordinal, sendo ausência = 0, baixa presença = 1, presença mediana = 2 e alta infestação = 3.

Análises estatísticas

Avaliamos a relação entre o nível de infestação por ectoparasitas entre habitat através de teste t. Para avaliar a diferença no nível de infestação para as espécies entre os habitats foi realizada ANOVA. As variáveis utilizadas foram: peso do animal (g), média do comprimento das asas (cm) e estimativa da quantidade de ectoparasitas em cada uma das asas. Com regressões lineares, determinamos a relação entre nível de infestação e o peso dos espécimes, assim como nível de infestação e assimetria entre elas. A assimetria foi estimada a partir da razão entre o

comprimento da maior asa pelo comprimento da menor. Para testar a normalidade, utilizamos Shapiro-Whilke. Como nível de significância utilizamos $\alpha = 0,05$. Todas as análises foram feitas através do software de análise estatística R (versão 3.4.3).

RESULTADOS

Capturamos 78 indivíduos pertencentes ao gênero *Columbina*, dos quais *Columbina minuta* foi a mais dominante em ambos os habitats (Tabela 1).

Na magnitude da infestação por ectoparasitas (quantidade de penas infectadas), não observamos variação da infestação em relação aos habitats com menor ou maior nível de antropização ($t = 0,31$, $p = 0,70$) (Figura 1). Além disso, a magnitude de infestação não variou de acordo com a espécie, tanto em habitat com maior intensidade de impacto antrópico ($F = 2,63$, $p = 0,06$) (Figura 2), quanto para o habitat com menor intensidade de impacto antrópico ($F = 0,64$, $p = 0,59$) (Figura 3).

Tabela 1 – Espécimes capturados em habitat com maior ou menor impacto antrópico na ESEC do Seridó.

Espécie	Maior	Menor	Total
<i>Columbina minuta</i>	31	16	47
<i>Columbina picui</i>	6	4	10
<i>Columbina squammata</i>	11	4	15
<i>Columbina talpacoti</i>	5	1	6
Total geral	53	25	78

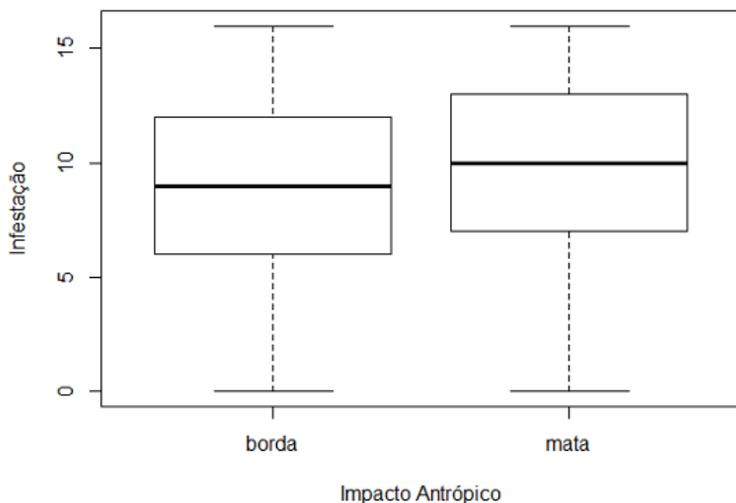


Figura 1 – Relação da magnitude de infestação por ácaros de pena com o local de captura da ave ($t = 0,31$, $p = 0,7$). Borda e mata, para habitat com maior e menor grau de antropização, respectivamente.

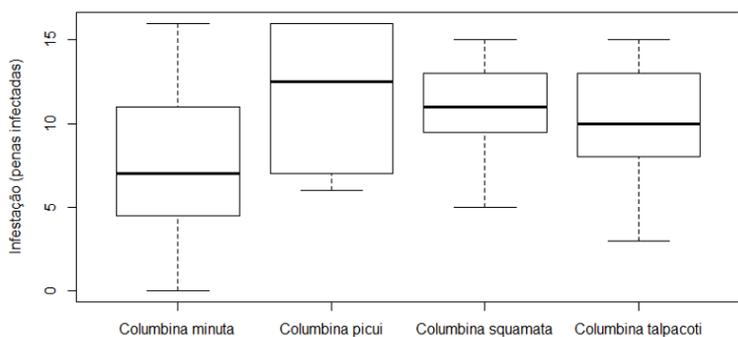


Figura 2 – Relação da magnitude de infestação por ácaros de pena nas espécies de *Columbina* amostradas na área com maior impacto antrópico (borda) ($F = 2,63$, $p = 0,06$).

Não foi encontrada nenhuma relação da assimetria com a magnitude de infestação dos indivíduos coletados,

($p = 0,42$, $r^2 = 0,01$) (Figura 4). A maioria dos indivíduos tinha alto grau de simetria, enquanto poucos indivíduos apresentaram maior assimetria (Figura 5). O teste de normalidade de Shapiro mostrou que os dados de assimetria seguem uma distribuição normal ($W = 0,97$, $p = 0,10$). A magnitude de infestação também foi relacionada com o peso e não apresentou correlação ($p = 0,42$, $r^2 = 0,06$) (Figura 6).

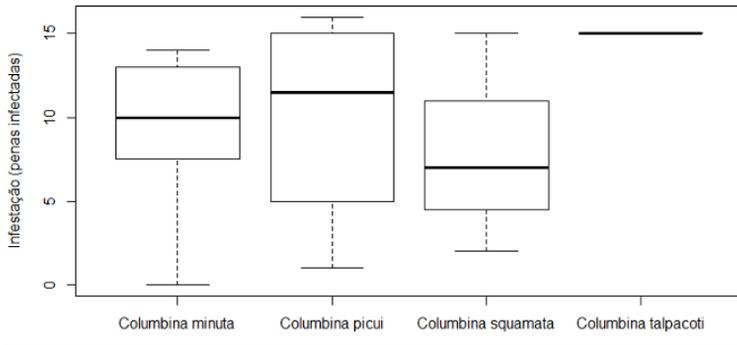


Figura 3 – Relação da magnitude de infestação por ácaros de pena nas espécies de *Columbina* amostradas na área com menor impacto antrópico (mata) ($F = 0,64$, $p = 0,59$).

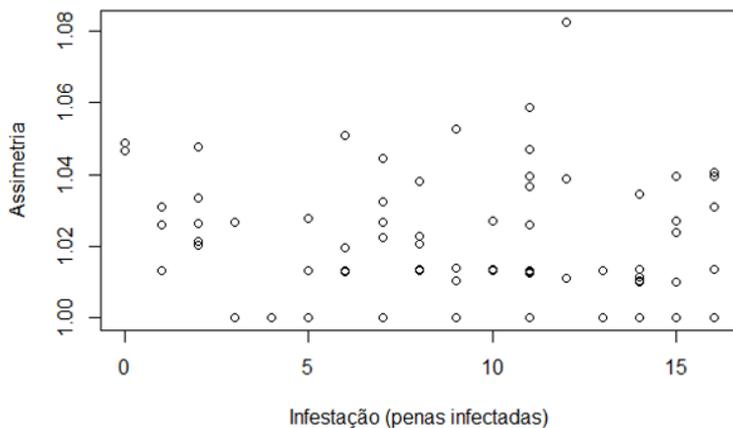


Figura 4 – Relação entre magnitude de infestação por ácaros de penas nas espécies de *Columbidae* e assimetria das asas ($p = 0,42$, $r^2 = 0,01$). Valores 1 representam alto nível de simetria, enquanto valores maiores que 1 representam assimetria.

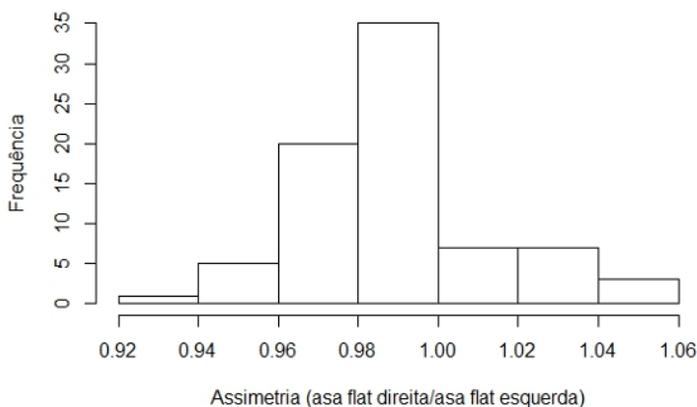


Figura 5 – Histograma com a distribuição das frequências de razão de assimetria entre as asas esquerda e direita de cada um dos indivíduos das espécies analisadas de *Columbina*. Quanto mais afastado de 1, mais assimétrico é o indivíduo, sendo que valores menores do que 1 correspondem a indivíduos com a asa direita maior que a esquerda, valores maiores do que 1 correspondem a indivíduos com asa esquerda maior do que a direita e indivíduos com valores iguais a 1 têm asas do mesmo tamanho ($W = 0,97$; $p = 0,1$).

Verificamos uma relação positiva entre infestação por ectoparasitas e o peso das aves, em que quanto maior o peso da ave, maior a sua infestação. Contudo, o poder de explicação do modelo foi baixo, deixando a maior parte da explicação para o erro ($p = 0,04$; $r^2 = 0,06$) (Figura 6).

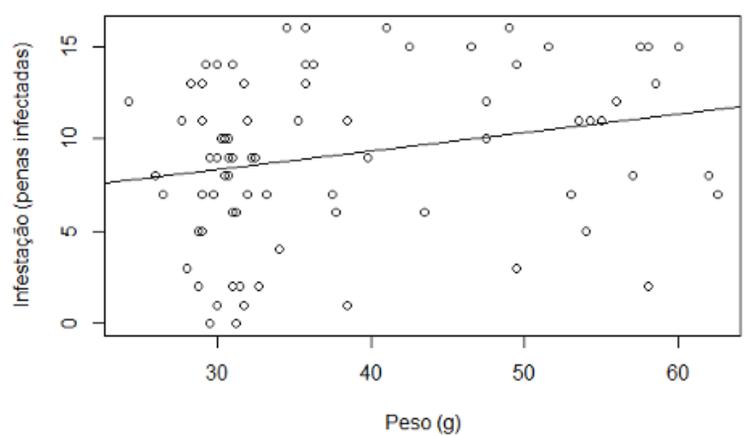


Figura 6 – Regressão linear do nível de infestação em *Columbina* dado pela quantidade de penas com parasitas em função do peso dos indivíduos ($p = 0,04$; $r^2 = 0,06$).

DISCUSSÃO

Em nossas análises, não encontramos diferença entre os dois habitats para nenhuma das variáveis testadas. Os padrões de assimetria dos indivíduos mostraram uma distribuição de frequência normal, sugerindo que as aves presentes em áreas menos antropizadas têm a mesma chance de ocorrer em áreas mais antropizadas. Isso é reforçado pelo fato da maioria dos indivíduos terem sido capturados neste último ambiente.

Considerando que os indivíduos estudados se alimentam de sementes em áreas abertas, e que entre elas a *Columbina picui* tem seus ninhos frequentemente construídos em frestas de telhados de casas (observação pessoal), podemos concluir que esta espécie, de forma geral, tem hábitos sinantrópicos, sendo

beneficiada por algumas alterações ambientais provocadas por estes (ex: limpeza de terrenos e/ou formação de pastagens).

A disseminação de parasitas entre os organismos está diretamente relacionada a fatores como concentração de indivíduos (CHOE; KIM, 1987; POULIN, 2004). Algumas condições ambientais favorecem o encontro e a aglomeração de indivíduos. Colônias reprodutivas de aves, por exemplo, favorecem a disseminação de parasitos entre os indivíduos da colônia (ALCOCK, 2009). Desta mesma forma, áreas onde as aves se encontram para se alimentar também favorecem a disseminação de parasitos (ALCOCK, 2009). De forma diferente, ambientes mais úmidos fornecem condições mais adequadas para a proliferação e disseminação de parasitos do que ambientes mais secos. Assim, podemos esperar na Caatinga, que é uma região mais seca, a taxa de infestação parasitária entre os indivíduos seja menor do que a encontrada em uma área de Mata Atlântica, por exemplo. Considerando as espécies estudadas aqui, o ambiente mais seco justificaria a baixa taxa de infestação parasitária na área de borda. A característica de se alimentar em áreas mais abertas e próximas às áreas mais antropizadas, favorecem a ausência de diferença entre a quantidade de infestação entre indivíduos nessas duas áreas.

Em alguns casos a infestação parasitária pode estar associada ao aumento da assimetria bilateral entre os indivíduos. Em nossos resultados, não encontramos diferenças entre as taxas de contaminação parasitária nem entre as razões de simetria entre os indivíduos. Isso reforça a ideia de que as espécies estudadas não são afetadas pelas mudanças nas características ambientais promovidas pela instalação da atividade humana.

No entanto, é preciso deixar claro que este estudo levou em consideração os padrões de infestação parasitária

para espécies que vivem em habitats semelhantes aos que são disponibilizados em assentamentos humanos. Em espécies mais sensíveis a alterações ambientais, estes resultados podem ser muito diferentes, indo ao encontro do que é esperado de forma geral. Indivíduos que vivem próximo a áreas antropizadas tendem a ter mais infestação parasitária, por estarem em um ambiente mais estressante.

REFERÊNCIAS

ALCOCK, J. **Comportamento animal**: uma abordagem evolutiva. Porto Alegre: Artmed, 2009.

ARZUA, M.; VALIM, M. Bases para o estudo qualitativo e quantitativo em aves. *In*: VON MATTER, Sandro *et al.* (org.). **Ornitologia e Conservação**: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento. 2nd. ed. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. p. 347-366.

CAMACHO, R. G. V; BAPTISTA, G. M. M. Análise geográfica computadorizada aplicada à vegetação da caatinga em unidades de conservação do Nordeste: a) Estação Ecológica do Seridó-ESEC/RN/Brasil. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais [...]**. Goiânia: INPE, 2005. p. 2611-2618.

CHOE, J.; KIM, K. Community structure of arthropod ectoparasites on Alaskan seabirds. **Canadian Journal of Zoology**, v. 65, p. 2998-3005, 1987.

DAVIES, C. *et al.* Malaria infection rate of Amazonian primates increases with body weight and group size. **Functional Ecol.**, v. 5, p. 655-662, 1991.

ENOUT, A. M. J. **Ecologia comparativa de ectoparasitos em aves silvestres (Palmas, TO)**. 2009. 100 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Biomas Tropicais) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG, 2009.

ENOUT, A., M. *et al.* Chewing lice (Insecta, Phthiraptera) and feather mites (Acari, Astigmata) associated with birds of the Cerrado in Central Brazil. **Parasitol**, v. 111, p. 1731-1742, 2012.

FERREIRA, C. G. T. *et al.* Poaceae da Estação Ecológica do Seridó, Rio Grande do Norte, Brasil. **Hoehnea**, v. 36, n. 4, p. 679-707, 2009.

JOHNSON, K. P.; CLAYTON, D. H. The biology and evolution of chewing lice. *In*: PRICE, R. D. *et al.* (Ed.). **The chewing lice: world checklist and biological overview**, [S.l.;sn.], 2003. p. 449-476. (Illinois Natural History Survey Special Publication, 24).

KANEGAE, A. P.; LOMONACO, C. Plasticidade morfológica, repodrutiva e assimetria flutuante de *Myzus persicae* (Sulzer) (Hemipter: Aphididae) sob diferentes temperaturas. **Neotropical Entomology**, v. 32, n. 1, p. 37-43, 2003.

KANEGAE, M.; VALIM, F.; FONSECA, M. Ácaros plumícolas (Acari: Astigmata) em aves do Cerrado do Distrito Federal, Brasil. **Biota Neotropical**, v. 1, p. 31-39, 2008.

MARINI, M. *et al.* Ecological correlates of ectoparasitism on Atlantic Forest birds, Brazil. **Ararajuba**, v. 4, p. 93-102, 1996.

PASCOLI, G. V. T. **Ectoparasitismo em aves silvestres em um fragmento de mata (Uberlândia, MG)**. 2005. 67 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG, 2005.

PICHORIM, M. *et al.* **Guia de Aves da Estação Ecológica do Seridó**. Natal: Caule de Papiro 72, 2016.

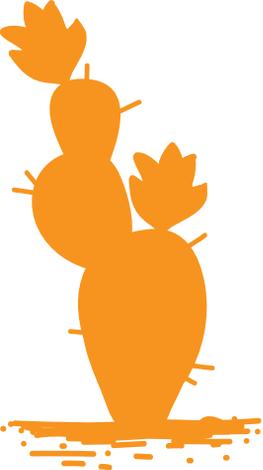
POULIN, R. Macroecological patterns of species richness in parasite assemblages. **Basic and Applied Ecology**, v. 5, p. 423-434, 2004.

PROCTOR, H.; OWENS, I. Mites and birds: diversity, parasitism and coevolution. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 15, p. 358-364, 2000.

PROCTOR, H. Feather mites (Acari: Astigmata): ecology, behavior and evolution. **Annual Rev Entomol**, v. 48, p. 185-209, 2003.

PRUETT-JONES, S.; PRUETT-JONES, M. **Analysis and ecological correlates of tick burdens in a New Guinea avifauna in Bird-Parasite Interactions: Ecology, evolution, and behaviour**. Oxford: Oxford Univ. Press, 1991.

RANDOLPH, S. Patterns of distribution of the tick *Ixodes trianguliceps*. Birula on its hosts. **Journal Animal of Ecology**, v. 44, p. 451-474, 1975.



Caracterização ambiental e preferências de micro-habitats de *Tropidurus semitaeniatus* em um ambiente de Caatinga

*Jessica Bleuel
Kelly Inagaki
Paulo I. S. Medeiros*

RESUMO

A escolha e ocupação de habitats pelos animais dependem do seu modo de dispersão, capacidade de estabelecimento e de permanência nesses ambientes. Fatores relacionados à reprodução, alimentação e sobrevivência têm um papel importante nesta escolha. Neste trabalho, caracterizamos potenciais micro-habitats de uso do lagarto *Tropidurus semitaeniatus* em uma região de Caatinga e como a distribuição dessa espécie está associada a características destes micro-habitats, em relação à disponibilidade de água, vegetação, sombra e refúgio. Coletamos estas variáveis no dia 24 de maio de 2018 em um lajedo localizado dentro da Estação Ecológica do Seridó (ESEC – Seridó). Comparamos a disponibilidade de habitat considerando as variáveis acima com a distribuição de habitat, onde houve a ocorrência de *T. semitaeniatus*. Nossos resultados indicam que

a distribuição desta espécie está principalmente associada à disponibilidade de refúgios em uma escala proximal (que estejam à vista do indivíduo), o que indica que há uma preferência por determinados micro-habitats.

Palavras-chave: Preferência de habitat. *T. semitaeniatus*. Seleção de habitat. Nicho.

INTRODUÇÃO

A presença de animais em um determinado habitat está associada a diferentes fatores como a capacidade de dispersão da espécie e sua persistência no local, relacionada à disponibilidade de recursos. O uso de tais recursos está associado a características adaptativas da espécie ao ambiente, como seu modo de alimentação e de reprodução, interações ecológicas com outros indivíduos e com as condições ambientais (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006). A partir destas relações entre organismos e ambiente, ocorre uma dinâmica espacial de ocorrência de indivíduos, e pode se estruturar desde uma escala regional até uma escala local.

Para espécies de répteis, as condições e recursos necessários para sua ocorrência relacionam-se a suas características adaptativas ao ambiente. Por serem organismos ectotérmicos, necessitam de características ambientais que os permitam realizar comportamento termorregulatório. A dieta deste grupo é variada, podendo ser herbívora e carnívora, mas é principalmente insetívora. Porém, esses animais também são alvos de muitos predadores, como aranhas, cobras, aves e mamíferos.

Bem como, ainda ocorrem interações intra- e interespecíficas, como competição por territórios (HICKMAN; ROBERTS, 2001; VITT *et al.*, 2008). Assim, essas espécies necessitam da existência de micro-habitats (fendas, espaços vegetados, áreas alagadas, e áreas de exposição ao sol) que possibilitem tanto a sua necessidade termorregulatória quanto a disponibilidade de recursos como alimentos, refúgio à predação e territorialidade. Alagar-tixa-do-lajedo, *Tropidurus semitaeniatus*, uma espécie de lagarto de pequeno porte (+14g) distribui-se por toda a Caatinga. Sua ocorrência, no entanto, é restrita a afloramentos rochosos graníticos conhecidos como lajedos (FARIA, 2010). Esta espécie está adaptada às condições climáticas e físicas deste ambiente. Por exemplo, seu corpo é achatado dorso-ventralmente, propiciando uma facilidade de utilizar refúgios de fendas nas rochas (VITT, 1981; VITT; GOLDBERG, 1983). Além disso, sua regulação térmica está altamente relacionada à temperatura do substrato, o qual influencia seu comportamento de encostar o abdômen no chão – comportamento tigmotérmico (RIBEIRO; FREIRE, 2010). O ciclo reprodutivo da espécie está associado ao período de chuvas, de modo que os ovos eclodem no início deste período (RIBEIRO; SILVA; FREIRE, 2012). Sua dieta é composta, principalmente, por insetos e material vegetal. Este último caracteriza uma importante fonte hídrica para estes organismos (KOLODIUK; RIBEIRO; FREIRE, 2009).

Considerando, principalmente, as necessidades fisiológicas de termorregulação e a obtenção de abrigo para proteção, testamos se existe uma preferência de *T. semitaeniatus* por certos tipos de habitat em um lajedo da Caatinga. Medimos características ambientais de provável importância para a espécie e, supondo que haja preferência por algum micro-habitat, nosso objetivo foi analisar como se dá tal preferência em relação características ambientais locais.

MÉTODOS

Área de estudo

Este trabalho foi desenvolvido em uma área de afloramento rochoso (lajedo), localizado na Estação Ecológica do Seridó (ESEC-Seridó) (6°34'49,3"S; 37°15'20"O), no município de Serra Negra do Norte, do Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. A ESEC-Seridó está dentro do bioma Caatinga, caracterizado com florestas semidecíduas e clima tropical semiárido, descrito pela classificação de Kottek *et al.* (2006) como sendo BS'h' (tipo estepe). O bioma apresenta deficiência e irregularidade pluviométrica e altas temperaturas variando de 22°C a 33°C, e precipitação ocorrendo de janeiro a maio (EMBRAPA, 2013). Especificamente, a vegetação da ESEC-Seridó é caracterizada como arbórea-arbustiva hiperxerófila (VARELA-FREIRE, 2002).

O lajedo é um hábitat bem característico por ser um afloramento rochoso amplamente exposto ao sol, apresentando pequenas manchas de vegetação em seu gradiente, compostas por herbáceas, cactáceas e bromélias, as quais podem servir como um tipo de refúgio a *T. semitaeniatus*. Com a variabilidade pluviométrica, poças d'água são formadas nas fendas e depressões do lajedo, contribuindo com a fauna e flora local, como insetos e macrófitas aquáticas. Além disso, a irregularidade espacial do lajedo, com fendas e rochas soltas, garante uma ampla quantidade de possíveis refúgios e sítios para termorregulação.

Delineamento amostral e coleta de dados

Foram amostrados 30 pontos de ocorrência de *T. semitaeniatus*, e cada ponto foi caracterizado quanto à presença ou ausência de quatro micro-habitats: água, vegetação, sombra e refúgio (Figura 1). A cada ponto de ocorrência do lagarto era associado um ponto aleatório do ambiente, formando pontos pares de observações. No total, foram amostrados 30 pares de pontos, perfazendo um total de 60 pontos amostrados. Cada par de pontos foi feito sequencialmente ao longo do tempo para diluir o efeito das mudanças de temperatura que ocorreram ao longo da amostragem. Os dados foram coletados durante uma manhã, entre 8h e 11h, no lajedo durante um esforço amostral de um dia.

O ponto inicial de amostragem foi determinado a partir da área central do lajedo. Uma vez no centro, uma direção de busca ativa ao lagarto foi sorteada. Nós, observadores, dirigámo-nos cuidadosamente buscando a presença do lagarto e, ao identificarmos um animal, um ponto de avistamento foi estabelecido, marcando-se a coordenada e caracterizando o ambiente em presença e ausência de água, vegetação, sombra e refúgio, em um raio de 3 m de diâmetro.

A partir de cada ponto onde se registrava a ocorrência de *T. semitaeniatus*, era sorteado um novo ponto aleatório de forma pareada (controle da variação causada pelo espaço e tempo) utilizando o seguinte procedimento: a definição dos pontos pareados a cada local de ocorrência, que se deu através de sorteio de uma direção em graus, variando de 10° a 360° (de 10° em 10°, totalizando 36 direções possíveis), e uma distância a ser percorrida, variando de 15 m a 25 m (de 2 m em 2 m, totalizando 10 distâncias possíveis).

Para a diferenciação entre vegetação, sombra e refúgio, considerou-se como *vegetação* a existência de adensamento de plantas formando pequenas ou grandes ilhas de herbáceas, bromélias ou cactáceas; *sombra* como pequenos espaços sombreados por rochas ou vegetação; e *refúgio* como áreas que possibilitassem esconderijo do lagarto, como pequenas ou grandes fendas e espaços embaixo de rochas soltas. A presença de água foi caracterizada como qualquer pequena ou grande poça d'água, temporária ou permanente, existente dentro do perímetro determinado de amostragem para cada ponto de observação aleatório, ou determinado pela busca ativa ao lagarto.



Figura 1 – Ambientes considerados para categorização de uso de micro-hábitat de *Tropicurus semitaeniatus*. Fotos demonstram exemplos de sombra (a); refúgio (b); vegetação (c); e água (d).

Análises estatísticas

Tendo em vista que a *T. semitaeniatus* dispõe de diferentes micro-habitats, para observar os dados de estrutura de habitat com e sem a presença do lagarto e sua preferência de micro-habitat, um Escalonamento Multidimensional Não métrico (nMDS) foi realizado. Com o valor do *score* de uma solução em três eixos aplicou-se uma MANOVA para testar a diferença entre os pontos com e sem lagartos (que representam a disponibilidade de habitat no lajedo). Esse teste não considerou o fator de pareamento e sua interpretação sobre a seleção de habitat foi interpretada em relação à escala de todo lajedo. Para testarmos se havia uma seleção de habitat em uma escala mais próxima de onde ocorreu a observação de um indivíduo, aplicamos um teste *t-pareado* com o ponto que estava no mínimo a 15 e no máximo a 25 metros de distância do ponto de ocorrência do lagarto, com base no valor dos scores do nMDS. Esse teste foi interpretado como uma decisão em uma escala menor que o lagarto toma sobre aonde permanecer. As análises estatísticas foram realizadas no software Systat 12 (SYSTAT, 2007).

RESULTADOS

Ao atribuir uma frequência de ocorrência para componentes do lajedo, foi observada uma maior frequência para *vegetação*, *refúgio* e *sombra*, do que para as poças d'água. Para a caracterização do ambiente na presença do lagarto, também foi observada uma frequência maior para *vegetação*, *refúgio* e *sombra*, as quais foram maiores que a frequência de ocorrência

de poças d'água. Ao relacionar essas variáveis ambientais disponíveis no lajedo a partir dos pontos aleatórios amostrados, foi suposto que os lagartos têm uma preferência maior por habitats que possibilitem refúgio e sombra, enquanto que a preferência por água foi menor que o disponível (Figura 2).

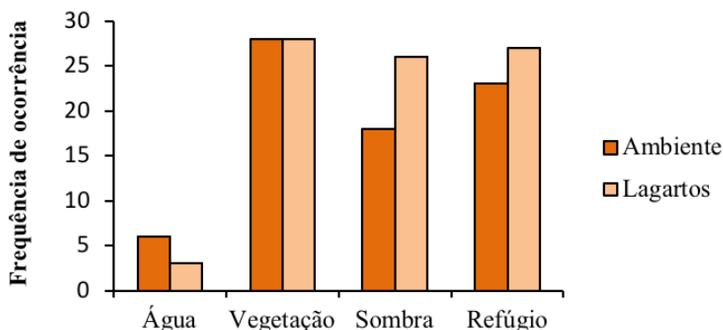


Figura 2 – Frequência de ocorrência para as variáveis ambientais em pontos representando o lajedo como um todo, e em pontos de avistamento de indivíduos de *Tropidurus semitaeniatus*.

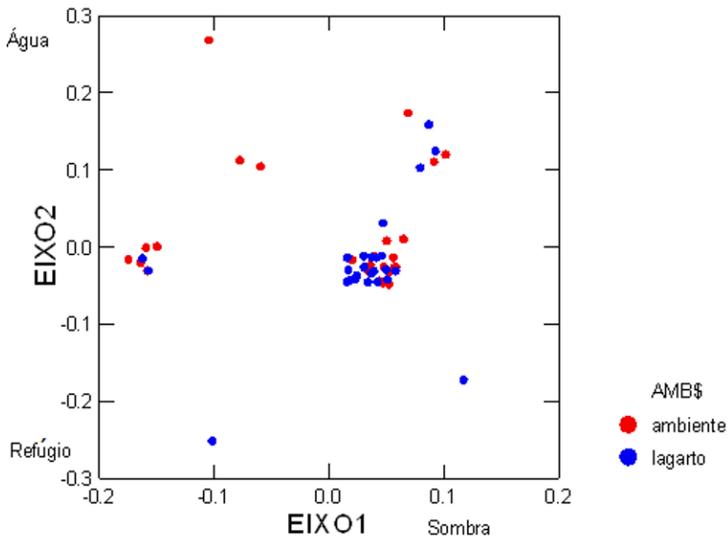


Figura 3 – Ordenação multivariada nMDS da estrutura do hábitat para os micro-habitats água, sombra, refúgio e vegetação na área de lajedo estudada. Os pontos de cor vermelha indicam os 30 pontos sorteados aleatoriamente para a caracterização do habitat. Em azul, os 30 pontos de busca ativa do *Tropidurus semitaeniatus*. Não houve uma diferença clara para a preferência de micro-habitat pelo lagarto ($F = 1,859$, $gl = 3$; 52 , $P = 0,148$).

A análise de ordenação apresentou uma grande área de sobreposição dos pontos em áreas com quantidade de refúgios e a água. Analisando visualmente não é possível detectar uma clara separação entre os pontos aleatórios e os de ocorrência de *T. semitaeniatus*.

No teste que não considerou o fator de pareamento espacial e temporal, não ocorreu diferença significativa entre os centroides dos scores do nMDS da estrutura do hábitat entre as áreas com lagartos e da disponibilidade de hábitat ($F = 1,859$, $gl = 3$; 52 , $P = 0,148$) (Figura 3).

No entanto, na comparação pareada entre os valores dos scores dos eixos resultantes do nMDS, ocorreu diferença significativa para o segundo eixo (t -pareado = 2,03, $P = 0,051$), indicando que quando consideramos o contexto mais proximal, o lagarto está buscando área com maior ocorrência de refúgios (Tabela 1).

Tabela 1 – Teste t -pareado pelo espaço para os scores dos eixos da ordenação do nMDS das características estruturais de hábitat no lajedo estudado. O eixo dois é o mais explicativo para os micro-hábitats estudados (t -pareado = 2,03, $P = 0,051$).

Eixo	<i>t</i> -pareado	P
1	-1,42	0,164
2	2,03	0,051*
3	-0,05	0,956

* Valor considerado significativo.

DISCUSSÃO

Em uma escala local, aqui representada como a área total do lajedo, não houve preferência na escolha de micro-hábitats pelos lagartos, ou seja, sua distribuição se dá homogeneamente. No entanto, em uma escala menor (proximal), aqui representada como a área em que cada indivíduo foi amostrado, houve preferência por micro-hábitats com mais refúgios disponíveis. Para *Tropidurus torquatus*, espécie congênere de *T. semitaeniatus*, os refúgios influenciam significativamente na escolha de território. Além disso, caracterizam um micro-hábitat de melhor qualidade (KOHLSDORF; RIBEIRO; NAVAS, 2006). Assim,

a escolha de micro-hábitats mostra-se influenciada pela sua disponibilidade “à vista” do indivíduo. Isto pode ser reflexo de uma área de vida pequena e de uma preferência por se manter em um local já conhecido, ao invés de realizar maior deslocamento em busca de áreas novas e com possíveis competidores; ou mesmo, apenas por constante busca por locais próximos e propícios a refúgio.

A disponibilidade de água não se mostrou influente na escolha de micro-hábitats. Esta é uma espécie bem adaptada às condições ambientais da Caatinga, já condicionada à escassez de água. Para superar tal escassez, a *T. semitaeniatus* utiliza-se de água presente em matéria vegetal como importante fonte hídrica (KOLODIUK; RIBEIRO; FREIRE, 2009). Da mesma forma, a vegetação também não se mostrou como um micro-hábitat limitante, pois demonstrou uma distribuição espacial homogênea. Quanto à utilização da sombra, esta teve destaque nos resultados, porém de modo menos explicativo que os refúgios (Figura 3, Tabela 1). Aqui observamos que a categorização de micro-hábitat como sombra causa um efeito de confusão com os refúgios, uma vez que suas características se sobrepõem espacialmente no lajedo.

Nossos resultados indicam que *T. semitaeniatus* tem preferência por micro-hábitats que contenham refúgios, característicos dos lajedos onde ocorrem. Isso demonstra que a relação com seu hábitat é intensa, atuando como causa e efeito de padrões na ocorrência e uso de hábitats de animais.

REFERÊNCIAS

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology From individuals to ecosystems**. [S.l.]: Page Blackwell Publishing, 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA EM AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Rio Grande do Norte (1993-2013) monitoramento pluviométrico**. 2013. Disponível em: <http://189.124.135.176/monitoramento/monitoramento.php>. Acesso em: 1 jul. 2013.

FARIA, J. C. P. B. de. **Ecologia de Tropidurus semitaeniatus (Spix, 1825) (Sauria:Tropiduridae) em uma população da Caatinga de Sergipe**. 2010. 52 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2010.

HICKMAN, C. P.; ROBERTS, L. S.; LARSON, A. **Integrated principles of Zoology**. 11th. ed. [S.l.]: McGraw Hill Higher Education, 2001.

KOLODIUK, M. F.; RIBEIRO, L. B.; FREIRE, E. M. X. The effects of seasonality on the foraging behavior of *Tropidurus hispidus* and *Tropidurus semitaeniatus* (Squamata, Tropiduridae) living in sympatry in the Caatinga of northeastern Brazil. **Zoologia**, v. 26, n. 3, p. 581–585, 2009.

KOHLSDORF, T.; RIBEIRO, J. M.; NAVAS, C. A. Territory quality and male dominance in *Tropidurus torquatus* (Squamata, Tropiduridae). **Phyllomedusa**, v. 5, n. 2, p. 109-118, 2006.

KOTTEK, M. *et al.* World map of the Koppen-Geiger climate classification update. **Metereologische Zeitschrift**, v. 15, p. 259-263, 2006.

RIBEIRO, L. B.; FREIRE, E. M. X. Thermal ecology and thermoregulatory behaviour of. **Herpetological Journal**, v. 20, p. 201-208, 2010.

RIBEIRO, L. B.; SILVA, N. B.; FREIRE, E. M. X. Reproductive and fat body cycles of *Tropidurus hispidus* and *Tropidurus semitaeniatus* (Squamata, Tropiduridae) in a caatinga area of northeastern Brazil. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 85, p. 307-320, 2012.

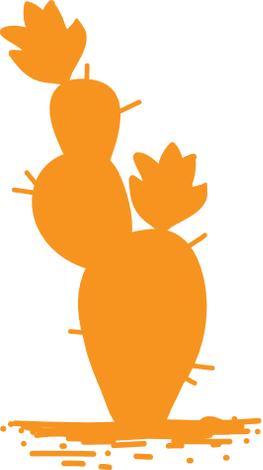
SYSTAT, I. **SYSTAT 12**. San Jose, CA: Systat Software, 2007.

VARELA-FREIRE, A. A. **A caatinga hiperxerófila Seridó: a sua caracterização e estratégias para sua conservação**. São Paulo: Academia de Ciências do estado de São Paulo, 2002.

VITT, L. J. Lizard reproduction: habitat specificity and constraints on relative clutch mass. **The American Naturalist**, v. 117, p. 506-514, 1981.

VITT, L. S.; GOLDBERG, S. R. Reproductive ecology of two tropical iguanid lizards: *Tropidurus torquatus* and *Platynotus semitaeniatus*. **Copeia**, v. 1983, p. 131-141, 1983.

VITT, L. *et al.* **Guia de Lagartos da Reserva Adolpho Ducke - Amazônia Central**. Manaus: Attema Design Editorial Ltda, 2008.



Comportamento de *Tropidurus semitaeniatus* em resposta a indivíduos intrusos machos e fêmeas

Thayná L. S. R. Costa
Fernanda Lamin
Bruno C. Lonzetti
Milena Cordeiro
Adriano Mota
Priscila A. Moura
Gabriel H. S. Silva.

RESUMO

A territorialidade é uma importante forma de defesa de recursos para uma série de espécies, sobretudo em regiões como a Caatinga, cuja sazonalidade climática altera a disponibilidade de recursos ao longo do ano. Buscando averiguar a distância mínima para uma reação agonística e a magnitude da reação em função do sexo do indivíduo invasor, simulamos a invasão apresentando machos e fêmeas, 16 vezes cada, de lagartos *Tropidurus semitaeniatus*. Para a magnitude da agressividade, avaliamos os comportamentos por meio da atribuição de pontuações. Agrupamos os comportamentos em evasivos (pontuação -1), exploratórios (pontuação 1), sinalizadores de

agressividade (pontuação 2) e contato físico efetivo (pontuação 3). A distância mínima média para uma reação agonística do residente foi de 1,36m para as fêmeas e 1,14m para os machos invasores. No entanto, esta diferença não foi significativa, ou seja, os residentes responderam de forma semelhante para ambos os sexos invasores, tanto em distância mínima para reação quanto em magnitude do comportamento.

Palavras-chave: Comportamento agonístico. Distância mínima de reação. Magnitude de reação. Lagartos. Caatinga.

INTRODUÇÃO

A territorialidade, ou seja, a defesa de uma área por um ou mais indivíduos contra a invasão de conspecíficos e interespecíficos, é encontrada em diversos grupos de animais (RICKLEFS, 2010). Esse comportamento pode ser motivado por várias causas como acesso à reprodução, alimentação, corte e condições ótimas de sobrevivência (ALCOCK, 2011). Entretanto, para que um organismo decida defender um território o custo deve ser menor do que a recompensa. Assim, os indivíduos costumam estudar a situação e apresentar respostas adequadas relacionadas a ganhos e perdas, como enfrentar ou escapar. Por vezes, sinalizações de intimidação podem afugentar o invasor sem que o residente tenha custos com embates, mas, em outras situações o residente precisa aumentar a magnitude da agressividade para ter sucesso na defesa do território.

Um exemplo de espécie que apresenta comportamento territorialista é o lagarto saxícola *Tropidurus semitaeniatus*,

distribuído por toda a Caatinga. Esses organismos termorreguladores necessitam de certos habitats para se aquecer, refúgios contra predação e superaquecimento, e, locais para abrigar seus ovos. Dessa forma, esses lagartos podem necessitar defender seus territórios apresentando comportamentos agonísticos.

Os machos de *Tropidurus semitaeniatus* são maiores do que as fêmeas, e quando os machos de uma espécie são maiores, eles tendem a responder mais em defesa do território. Nessa espécie, os machos costumam exibir seu dorso para parecerem maiores e apresentam padrões de coloração variadas onde os mais pigmentados indicam maior força de combate. Porém, a ocorrência desses comportamentos entre indivíduos de sexos diferentes, quando fora da época reprodutiva, ainda não é bem conhecida neste grupo.

Tendo em vista que o lagarto *Tropidurus semitaeniatus* é conhecido por ser territorialista e que nessa espécie os machos são maiores que as fêmeas, o objetivo deste estudo foi avaliar a distância mínima para que ocorra interação agonística entre os indivíduos, e avaliar se há diferenças nas respostas à invasão (distância mínima e magnitude de interação agonística) dependendo do sexo dos intrusos. Para isso, foram formuladas duas hipóteses: a) a distância mínima para respostas agonísticas dos residentes serão maiores para intrusos machos, e b) que os residentes apresentarão respostas agonísticas mais intensas para intrusos machos.

MÉTODOS

Área de estudo

Realizamos o experimento em afloramentos rochosos localizados na Estação Ecológica do Seridó (ESEC) (Figura 1.), situada no município de Serra Negra do Norte, Rio Grande do Norte ($6^{\circ}34'00'' - 6^{\circ}37'00''$ S, $37^{\circ}15' - 37^{\circ}16'00''$ W), abrangendo uma área de 1.166,38 hectares na região fitofisionômica da Caatinga com uma vegetação heterogênea, sendo mais frequente a arbórea-arbustiva (MMA, 2004).



Figura 1 – Imagem de satélite da Estação Ecológica do Seridó.

Material

Para provocar respostas agonísticas dos indivíduos residentes, utilizamos quatro lagartos, sendo dois machos e duas fêmeas conspecíficos capturados no dia anterior, na mesma área. Amarramos os quatro lagartos nas extremidades de quatro varas distintas com o auxílio de fios de nylon. Todas as varas tinham aproximadamente dois metros de comprimento. Padronizamos o posicionamento das varas para que o indivíduo intruso fosse apresentado primeiramente a dois metros e meio de distância do indivíduo residente. A exposição ocorreu por 30 segundos simulando a invasão de machos e fêmeas, 16 vezes cada. Caso não ocorresse a interação, o intruso seria aproximado ao residente em cerca de 50 centímetros. Repetimos este procedimento até a ocorrência de alguma resposta agonística. Após o registro da observação, medimos a distância entre o residente e o intruso, e, também anotamos a magnitude da reação considerando o momento da interação.

Variáveis coletadas

As respostas agonísticas foram previamente classificadas em quatro classes com base no etograma agonístico da espécie (COELHO; BRUINJÉ; COSTA, 2018). A cada observação, atribuímos uma pontuação baseada nos comportamentos registrados (Tabela 1). A pontuação final atribuída à cada interação consistiu na soma de todos os comportamentos agonísticos do residente. Para comportamentos de mesma classificação, a pontuação atribuída equivalia à pontuação de apenas um comportamento.

Além disso, foram mensuradas as distâncias mínimas de reação entre os residentes e os invasores com uma trena.

Análise de dados

Para testar se o sexo dos intrusos influenciava na distância mínima de interação agonística e na magnitude da resposta do residente, realizamos um Teste de Mann-Whitney, considerando o $p < 0,05$. Para compreender qual comportamento agonístico foi mais representativo, realizamos a distribuição destes em um histograma de frequência. Para as análises estatísticas, utilizamos o software R (R CORE TEAM, 2015).

RESULTADOS

A distância mínima de resposta agonística entre todos os tratamentos foi de 24 cm e a máxima foi de 250 cm, com uma distância média total de 126 (+SD aqui) cm. Os demais resultados estão apresentados na Tabela 2. Porém, essa diferença não foi significativa (Figura 2, $W = 1,03$; $p = 0,3104$).

Pela distribuição de frequência total dos comportamentos agonísticos no experimento, o comportamento de fuga foi o mais observado (Figura 3). Além disso, a magnitude da interação agonística não variou significativamente em função do sexo do invasor (Figura 4, $W = 0,35$; $p = 0,554$).

Tabela 1 – Pontuação dos comportamentos agonísticos em *Tropidurus semitaeniatus*.

	Compor- tamentos evasivos	Compor- tamentos exploratórios	Sinalizadores de agressão	Contato físico efetivo
Compor- tamentos registrados	Fuga Elevação de cauda	Aproximação	Postura de intimidação Exibição do dorso	Mordida
Pontuação atribuída	-1	1	2	3

Tabela 2 – Distâncias mínima, máxima e média de interação agonística.

Distância de reação (cm)	Mínima	Máxima	Média
Fêmea	24	250	136
Macho	30	210	114
Total	24	250	126

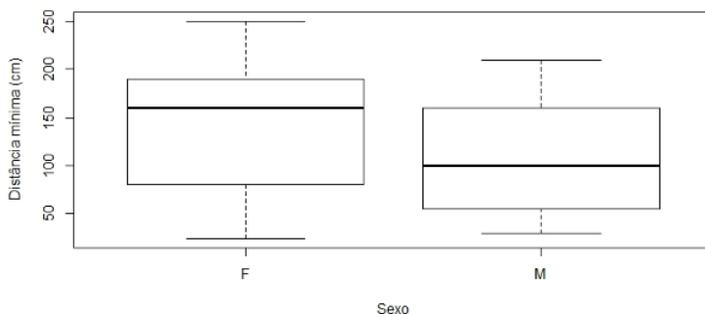


Figura 2 – Teste de Mann-Whitney avaliando a influência do sexo do intruso sobre a distância mínima de interação do indivíduo residente.

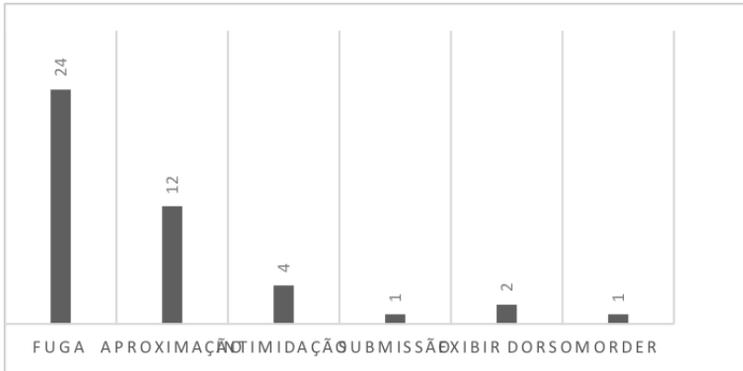


Figura 3 – Histograma de frequência dos comportamentos agonísticos dos lagartos residentes.

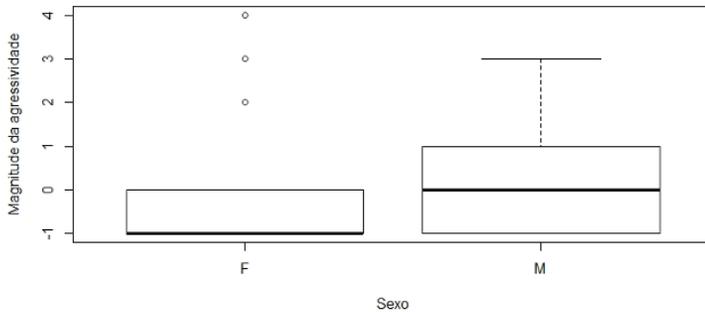


Figura 4 – Teste de Mann-Whitney avaliando a influência do sexo do intruso sobre a magnitude da agressividade do residente.

DISCUSSÃO

Não houve diferença significativa entre a distância de reação e na magnitude da agressividade entre os sexos dos indivíduos

apresentados e o residente. Em média, a distância mínima para um intruso provocar respostas agonísticas dos indivíduos residentes, independentemente do sexo, foi de 126 cm. A reação-resposta foi representada, predominantemente, por comportamentos passivos (evasivos e exploratórios), evidenciando um relaxamento na defesa do território.

Isto sugere que nesse grupo o comportamento territorialista pode não ser permanente, possivelmente sendo menos intenso durante a estação chuvosa. Estudos mostram que em espécies de lagartos territorialistas, o lagarto residente possui vantagem sobre o intruso e ganha a competição na maioria dos confrontos (SACCHI *et al.*, 2009; BRUINJÉ, no prelo).

Assim, nossos resultados mostrando que os lagartos residentes fugiram na maioria das vezes podem ter sido consequência o fato do intruso experimental não poder recuar, forçando uma tomada de decisão rápida por parte do residente, ou mesmo provocando uma reação de evasão (COELHO; BRUINJÉ; COSTA, 2018).

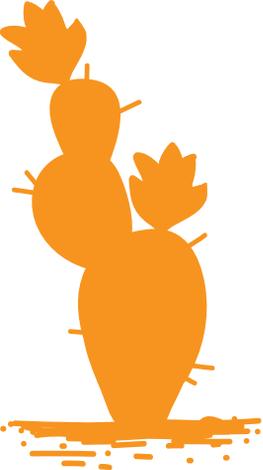
Quanto à magnitude da agressividade do lagarto residente para com os intrusos não diferiu quando indivíduos de sexos diferentes eram apresentados aos lagartos. Esse padrão pode ter ocorrido devido ao fato da impossibilidade de identificar e controlar o sexo do residente, uma vez que a competição intrasexual pode ser mais evidente e desempenhar um papel importante no comportamento dos indivíduos. Além disso, não houve tempo dos intrusos deixarem pistas químicas para identificação do seu sexo pelos residentes. Esse último caso pode ser também uma fonte de ruído para que as distâncias médias de reação a machos e fêmeas fossem semelhantes.

Alguns outros pontos gerais podem responder as duas situações anteriores. A época do estudo, por exemplo, foi

posterior à época de reprodução e durante a estação chuvosa. Após o período reprodutivo, as fêmeas podem ser vistas como competidoras equivalentes aos machos. Somado a isso, durante a estação chuvosa, a busca por um novo território pode ser menos custosa que os possíveis danos de um combate, pois os recursos hídricos e alimentares estão abundantes e de fácil acesso aos lagartos. Desse modo, futuros estudos sobre territorialismo em *T. semitaeniatus* deveriam contemplar a sazonalidade anual e considerar o sexo dos residentes, de modo a preencher as lacunas aqui apresentadas. Tais abordagens permitirão inferências mais robustas sobre as dinâmicas de territorialidade e mecanismos responsáveis pela redução do escalonamento da agressão em lagartos, sendo estes fatores determinantes da distribuição e mediação da coexistência local dos sexos através da redução da competição por recursos.

REFERÊNCIAS

- ALCOCK, J. **Comportamento animal**: uma abordagem evolutiva. Porto Alegre: Ed. Artmed, 2011.
- COELHO, F. E. A.; BRUINJÉ, A. C.; COSTA, G. C. Ethogram with the description of a new behavioral display for the striped lava lizard, *Tropidurus semitaeniatus*. **South American Journal of Herpeology**, v. 13, p. 96-101, 2018.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Plano de manejo ESEC do Seridó**: encarte 1 – contextualização da UC. 2004.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2015. Disponível em: <http://www.R-project.org/>. Acesso em: 25 maio 2018.
- RICKLEFS, R. **A Economia da Natureza**. Porto Alegre: Ed. Artmed, 2010.
- SACCHI, R. *et al.* Male-Male Combats in a Polymorphic Lizard: Residency and Size, but not Color, Affect Fighting Rules and Contest Outcome. **Aggressive Behavior**, v. 35, p. 274-283, 2009.



Herbivoria de folhas e flores de Convolvulaceae em um ambiente de Caatinga

Ellen Mões
Jessica Bleuel
Henrique Burburema
Paulo I. S. Medeiros
Rayane Fernandes
Randson Paixão
Virgínia Paixão

RESUMO

Interações inseto-planta de herbivoria podem ser amenizadas pela presença de características físicas e/ou químicas de defesas foliares e florais. Com base nisso, o objetivo desse estudo foi avaliar a herbivoria em folhas e flores de três espécies de herbáceas, com diferentes densidades e diferentes quantidades de tricomas. A herbivoria foliar foi diferente entre as três espécies, sendo maior e menor nas plantas mais e menos protegidas por tricomas, respectivamente. *I. bahiensis* que apresentou menor porcentagem de herbivoria nas folhas também era a mais densa no ambiente de estudo. Em geral, as flores menos protegidas foram as mais herbivoradas, tanto no ápice quanto na base. Foi observado que a espécie com menor quantidade de tricomas também possuía látex em seus ramos e folhas, o que, juntamente

com sua maior densidade, poderiam estar diluindo o efeito da herbivoria. Foi concluído que possivelmente existe herbivoria dependente da densidade entre as três espécies de plantas, e que os tricomas podem não ter sido efetivos na defesa da folha, mas que possivelmente foram para a defesa da corola.

Palavras-chave: Herbivoria. Defesas. Tricomas. Látex.

INTRODUÇÃO

O crescimento vegetal depende de fatores abióticos e bióticos, entre os últimos, interações interespecíficas com destaque para a herbivoria; sendo essa um exemplo de predação, ou seja, uma interação antagônica que pode afetar o fitness, sobrevivência da planta e, conseqüentemente, a densidade populacional (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Essa interação plantas-herbívoros tem uma longa história e envolve diversas características e estratégias ecológicas. Em resposta a isso, estratégias para controlar ou minimizar esses efeitos são selecionadas evolutivamente, em função do custo e benefícios energéticos (DEL-CLARO; TOREZAN-SILINGARDI, 2012).

As plantas minimizariam os efeitos da herbivoria por meio de mecanismos de defesa, quer sejam biológicos, físicos e/ou químicos, dependendo da seleção evolutiva exercida pelos herbívoros. Dentre os físicos, as estruturas vegetais, como tricomas, podem criar dificuldades para herbívoros invertebrados aderirem ou se moverem pela superfície vegetal diminuindo a pressão de herbivoria e maximizando a perpetuação da espécie (LEAL *et al.*, 2003). Todavia, ao passo

que mecanismos de defesa são selecionados nas plantas, os herbívoros também possuem estratégias para sobressair essas defesas, principalmente, em ambientes com limitação de recurso, como a Caatinga (LEAL; TABARELLI; SILVA *et al.*, 2003).

Frente ao elucidado, o objetivo do presente trabalho foi analisar o efeito das defesas físicas e da densidade populacional sobre a herbivoria em folhas e flores em três espécies de Convolvulaceae, *Ipomoea nil*, *Ipomoea bahiensis* e *Merremia aegyptia* na Estação Ecológica do Seridó. Nossas hipóteses foram que: (i) espécies com maior quantidade de defesas físicas (tricomas) apresentariam menor porcentagem de herbivoria nas folhas e flores, e (ii) que as espécies com maiores densidades apresentariam efeito positivo ou negativo na herbivoria das folhas e flores, uma vez que uma maior densidade poderia representar maior oferta de recurso alimentar (efeito positivo) para os herbívoros ou poderia diluir o efeito da pressão de herbivoria (efeito negativo).

MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado na Trilha da Caveira localizada dentro da Estação Ecológica do Seridó (ESEC - Seridó), localizada no município de Serra Negra do Norte, Rio Grande do Norte, Brasil. A ESEC está localizada numa área de fitofisionomia de Caatinga,

de clima semiárido e com estação chuvosa ocorrendo nos meses de janeiro a junho. As coletas de dados foram feitas das 6h30 às 7h30 do dia 24 de maio de 2018.

Espécies de estudo

Três espécies de trepadeiras da família Convolvulaceae foram amostradas nesse estudo, sendo elas: *Ipomoea bahiensis*, *Merremia aegyptia* e *Ipomoea nil* (Figura 1).

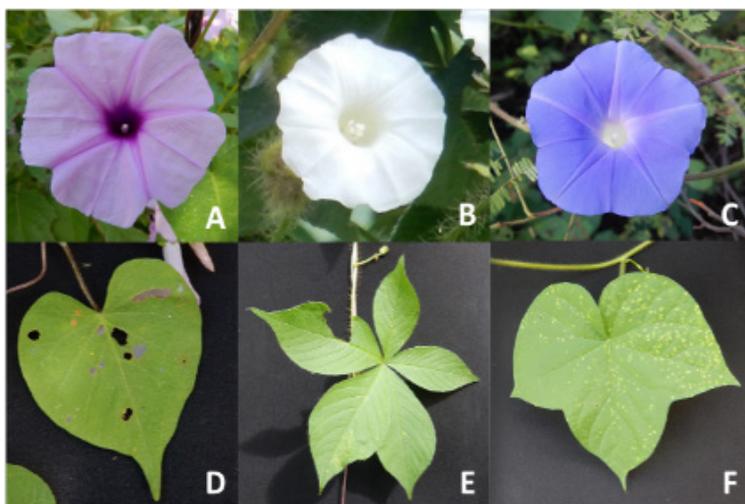


Figura 1 – Flores e folhas das espécies de trepadeiras utilizadas no estudo, respectivamente. A e D (*Ipomoea bahiensis*), B e E (*Merremia aegyptia*), C e F (*Ipomoea nil*).

Coleta dos ramos

Foram coletados 16 ramos com flores e folhas de cada espécie para avaliar a porcentagem e presença de herbivoria. A coleta dos ramos foi dividida entre os membros da equipe, na qual cada um ficou responsável pela coleta de dois ramos de cada espécie com o intuito de diminuir o viés amostral do observador. As coletas de cada ramo se distanciaram no mínimo 10 metros para minimizar a chance de estarmos amostrando ramos do mesmo indivíduo.

Aleatorização das amostras

Após a coleta dos ramos, separou-se as folhas das flores para a aleatorizar a escolha das amostras. Para isso, todas as folhas foram distribuídas individualmente por quadriculas (grid) enumeradas por linhas e colunas, de forma que cada indivíduo tinha uma referência de linha e coluna (e.g. Folha,1,2). O total de linhas e colunas do grid foi colocado no Excel para realização de um sorteio de 50 de folhas de cada espécie. O mesmo foi realizado para as flores, porém foram escolhidas 20 flores de cada espécie (Figura 2).

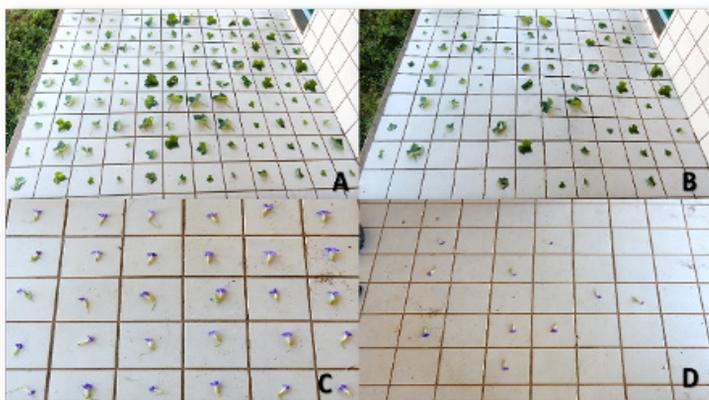


Figura 2 – Fotografias exemplificando os grids para folhas (A e B) e flores (C e D). Em A e B, a representação do grid e em B e D, as amostras restantes após sorteio.

Quantificação dos danos de herbivoria

A quantificação dos danos da herbivoria foi realizada por todos os membros do grupo, os quais foram divididos em duas duplas e um trio. Cada dupla ficou responsável por estimar os danos de herbivoria em 15 folhas e 6 flores, e o trio por 20 folhas e 8 flores de cada uma das três espécies com o intuito de minimizar o viés amostral que poderia ser causado pelo efeito pessoal, ou seja cada grupo estimar uma espécie.

Os danos de herbivoria nas folhas foram quantificados a partir da metodologia adaptada da descrita por Rodolfo Dirzo (Tabela 1), o qual atribui uma nota de 0 a 7 para o percentual de herbivoria na folha. Com base nisso, cada folha foi classificada com o valor percentual médio de cada classe, de acordo

com o dano presente. Os danos de herbivoria nas flores foram avaliados de acordo com a presença ou ausência (0 ou 1) de danos no ápice e/ou na base da corola.

Análise dos dados

A porcentagem de herbivoria das folhas, entre as espécies, foi comparada por meio de ANOVA. Após ser evidenciada a diferença significativa entre os grupos, foi realizado o teste *a posteriori* de Tukey para verificação das diferenças par a par entre as três espécies. Para comparação dos danos de herbivoria nas bases e nos ápices das corolas entre as três espécies, aplicamos o teste G considerando a frequência de flores que apresentavam danos na base e no ápice da corola.

Tabela 1 – Representação da atribuição de notas para herbivoria estabelecida por Rodolfo Dirzo e o percentual médio da herbivoria atribuída para cada classe de nota.

Herbivoria	Nota	Média (%)
0%	0	0
0%-2%	1	1
2%-4%	2	3
4%-8%	3	6
8%-16%	4	12
16%-32%	5	24
32%-50%	6	41
50%-100%	7	75

RESULTADOS

A porcentagem de herbivoria das folhas variou entre as espécies estudadas ($F = 3,336$; $N = 150$; $p = 30,0371$), sendo maior na espécie *Ipomoea nil* (média = 12,06%; erro padrão = 1,31%), intermediária em *M. aegyptia* (média = 10,86%; erro padrão = 1,34%) e menor em *I. bahiensis* (média = 5,24%; erro padrão = 0,65%) (Fig 3). A comparação a posteriori revelou que a única diferença significativa ocorreu entre *I. bahiensis* e *I. nil* (dif = 6,82%; $p = 0,04$). No que se refere aos danos presentes nas bases das corolas, em *I. bahiensis* o dano foi maior do que para as espécies *M. aegyptia* e *I. nil* ($G = 22,16549$; $p = 0,0002$). Na comparação a posteriori não houve diferença significativa entre os danos presentes na base da corola de *I. nil* e *M. aegyptia*. Em relação aos danos presentes no ápice das corolas, *I. bahiensis* apresentou uma quantidade maior de corolas danificadas que *M. aegyptia* e *I. nil* ($G = 10,852$; $p = 0,04$) (Figura 4).

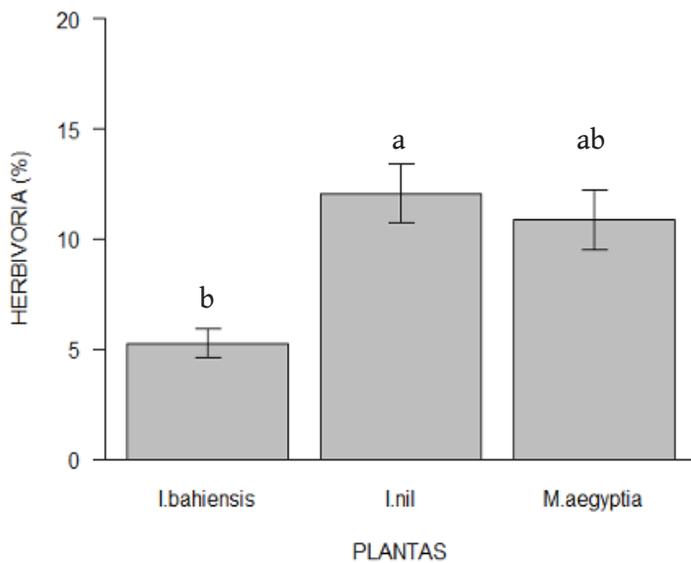


Figura 3 – Porcentagem de herbivoria nas folhas das espécies estudadas. Barras são médias, linhas são erros padrões. Letras diferentes indicam diferença significativa ($p = 0,03$).

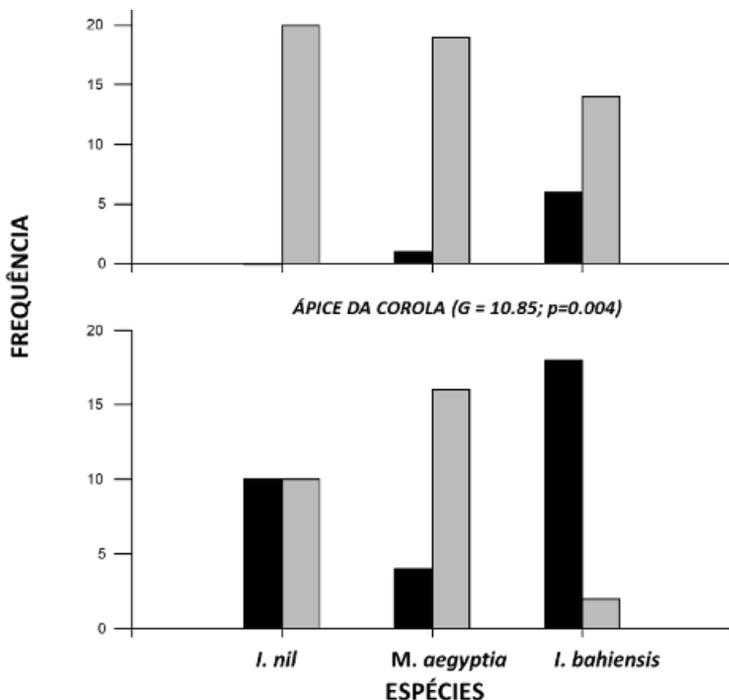


Figura 4 – Frequência de ocorrência de danos de herbivoria na base e no ápice das corolas das espécies estudadas (quadrados cinza representam flores sem danos e preto com dano).

DISCUSSÃO

Ao contrário do esperado, a porcentagem de herbivoria nas folhas foi maior nas espécies que continham mais tricomas, indicando que essa estrutura nas folhas não ofereceu uma proteção efetiva contra a herbivoria. *I. bahiensis*, na qual não havia tricomas, apresentou a menor porcentagem de herbivoria nas folhas, isso pode ser explicado pela produção de látex

pela planta, que é uma defesa química que torna a folha mais impalatável para o herbívoro. Tal característica foi observada na espécie analisada.

Somado a isso, pode ter havido o efeito da diluição na porcentagem de herbivoria, devido *I. bahiensis* ter sido a espécie com maior densidade. Consideramos que para as espécies estudadas possivelmente existe herbivoria das folhas dependente da densidade, uma vez que a espécie mais densa *I. bahiensis* apresentou menor porcentagem de herbivoria das folhas, o que pode estar relacionado com efeito de diluição da pressão de herbivoria. Considerando a flor, o resultado foi de acordo com o esperado inicialmente, espécies que possuem flores com tricomas (*I. nil* e *M. aegyptia*) obtiveram menor dano na base e no ápice da corola, quando comparado a *I. bahiensis*, que não possui tricomas em suas flores, sugerindo que o tricoma protege contra herbivoria das flores, uma vez que dificulta a adesão e locomoção do herbívoro (LEAL; TABARELLI; SILVA, 2003).

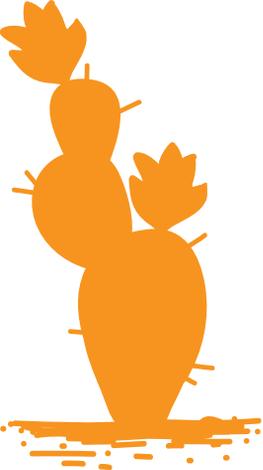
Baseado nos resultados, os tricomas protegem eficientemente contra a herbivoria apenas nas flores, onde estão dispostos no pedúnculo evitando o pilhamento, ou seja, quando o inseto se alimenta do recurso florístico sem realizar a polinização (DEL-CLARO; TOREZAN-SILINGARDI, 2012). Provavelmente, os herbívoros da flor e da folha são diferentes, por isso respondem de maneira distinta a presença de tricomas, todavia futuros estudos são recomendados para testar essa hipótese.

REFERÊNCIAS

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARDER, J. L. **Ecologia de indivíduos a Ecossistemas**. Porto Alegre: Artmed, 2007.

DEL-CLARO, K.; TOREZAN-SILINGARDI, K. **Ecologia das interações Plantas-Animais: uma abordagem ecológico-evolutiva**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2012.

LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. **Ecologia e conservação da caatinga**. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2003.



Uma abordagem metodológica para a ecologia de movimento de pequenos lagartos

*Jessica Bleuel
Kelly Y. Inagaki
Paulo I. S. Medeiros*

RESUMO

Estudos sobre a autoecologia de lagartos, como de *Tropidurus semitaeniatus*, indicam diferentes aspectos comportamentais, fisiológicos e reprodutivos. Tais aspectos se relacionam com o modo como a espécie ocupa o ambiente em que vivem, e podem indicar possíveis preferências de hábitat. Dado que a escolha por micro-hábitats se dá em uma escala proximal, é interessante monitorar e mapear a ecologia de movimento destes animais. Alguns métodos como captura-marcação-recaptura e animal-focal são indicados para estes estudos. Para este grupo, no entanto, o uso destes métodos é limitado devido à alta mobilidade dos indivíduos, baixa taxa de recaptura, e difícil identificação individual. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi testar um novo método de estudo da ecologia de movimento de pequenos lagartos. Denominado de “método do carretel”, este método consiste em afixar a ponta de uma linha no indivíduo através de um carretel artesanal, prendendo a outra

ponta no ponto de soltura. Assim, é possível observar como se deu o deslocamento de cada indivíduo entre micro-hábitats. Neste trabalho, descrevemos e ilustramos a preparação deste método e o aplicamos para indivíduos machos e fêmeas de *T. semitaeniatus*. O experimento indica que o carretel é eficiente em seu objetivo e pode ser aplicado a outros pequenos lagartos. No entanto, variáveis como período do dia, clima local e disposição de micro-hábitats devem ser considerados para se entender mais precisamente a escolha de micro-hábitats por este grupo.

Palavras-chave: Ecologia do movimento. Pequenos lagartos. Lagartixa-do-lajedo. Micro-hábitats.

INTRODUÇÃO

A autoecologia da lagartixa-do-lajedo (*Tropidurus semitaeniatus*) vem sendo amplamente estudada com foco em sua reprodução (VITT; GOLDBERG, 1983), dimorfismo sexual (RIBEIRO; KOLODIUK; FREIRE, 2010), dieta e comportamento de forrageio (KOLODIUK; RIBEIRO; FREIRE, 2010; RIBEIRO; FREIRE, 2011; KOLODIUK; RIBEIRO; FREIRE, 2009), termorregulação (RIBEIRO; FREIRE, 2010), melanismo e performance. Mesmo assim, ainda existem algumas lacunas quanto à preferência de hábitat e o tamanho do território utilizado por *T. semitaeniatus*.

A ocupação de um substrato ou hábitat pelos lagartos depende de sua história de vida e evolução, existindo lagartos que utilizam diferentes tipos de substratos e se adaptaram a viver nesses substratos ou hábitats. Os lagartos podem ser categorizados de acordo com o tipo de substrato ou hábitat

que estão associados, como aquáticos, terrícolas, arborícolas, subarborícolas ou associados às rochas (FARIA, 2010). *T. semitaeniatus*, por exemplo, é associado e morfologicamente adaptado a ambientes rochosos, como o lajedo.

Diversas metodologias são utilizadas para responder perguntas referentes à distribuição e à locomoção dos animais de maneira geral. Dependendo da pergunta a ser respondida, diferentes métodos podem ser utilizados. Em estudos com dieta de lagartos, por exemplo, é utilizado o método de captura dos indivíduos para análise do conteúdo estomacal (MARTINS; DIAS; ROCHA, 2010). Já para estudos de caracterização, é utilizado o método de visualização em campo (KOLODIUK; RIBEIRO; FREIRE, 2009), assim como outros métodos de captura – marcação – recaptura.

A partir de informações prévias referentes à preferência de hábitat de *T. semitaeniatus* (BLEUEL; INAGAKI; MEDEIROS, 2018), em que foi observado uma maior preferência por refúgio e sombra em uma escala proximal (BLEUEL; INAGAKI; MEDEIROS, 2018), neste trabalho, pretendemos testar qual a preferência de *T. semitaeniatus* por micro-hábitats e o tempo de permanência nestes microambientes. Diante disso, o presente estudo teve como objetivo testar uma nova metodologia para estudar a ecologia de movimento de pequenos lagartos em micro-hábitats em escala local, tendo por base o *T. semitaeniatus*.

MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em área de lajedo (afloramento rochoso, localizado na Estação Ecológica do Seridó [ESEC-Seridó, 6°34'49,3"S; 37°15'20"O]), no município de Serra Negra do Norte, do Estado do Rio Grande do Norte, Brasil (Figura 1). A ESEC-Seridó está dentro do bioma Caatinga, apresenta deficiência e irregularidade pluviométrica, altas temperaturas variando de 22°C a 33°C, e precipitação ocorrendo de janeiro a maio (EMBRAPA, 2013). A vegetação do bioma é caracterizada por florestas semidecíduas e clima tropical semiárido, descrito pela classificação de Kottke (2006) como sendo BS'h' (tipo estepe). Especificamente, a vegetação da ESEC-Seridó é caracterizada como arbórea-arbustiva hiperxerófila (VARELA-FREIRE, 2002).



Figura 1 – Área de lajedo (afloramento rochoso) localizada dentro da Estação Ecológica do Seridó, no município de Serra Negra do Norte, Rio Grande do Norte, Brasil. O local foi utilizado na experimentação do Método do Carretel.
Fonte:



Figura 2 – Indivíduo de *Tropidurus semitaeniatus*, em comportamento termoregulatório.
Fonte: Foto de Jessica Bleuel.

Delineamento experimental e coleta de dados

Sabendo que o *T. semitaeniatus* possui preferência por habitats que apresentem sombra e refúgio através de estudo anteriormente realizado pelos mesmos pesquisadores (BLEUEL; INAGAKI; MEDEIROS, 2018), elaboramos uma metodologia para testar o deslocamento e a preferência de micro-habitats com a espécie através do método denominado Método do Carretel. Esse método consiste no uso de um pequeno apetrecho artesanal feito com uso de pedaços de 20 cm de arame de aço inoxidável 1.2 mm, linha de algodão para pipa nº 10 (0.3 mm) e pedaços de 2-3 cm de canudo plástico (1.2 mm) (Figura 3). Cada apetrecho possui o equivalente a 10 m de linha enovelada em seu centro, proporcionando um deslocamento considerável do animal no habitat após soltura.

O apetrecho foi testado em 6 lagartos capturados quatro dias anteriores à testagem. Os animais foram alimentados com pequenos grilos diariamente, e mantidos isolados um do outro em pequenos contêineres de tamanho 30 cm (largura) x 30 cm (comprimento) x 12 cm (altura) com pequenos furos para passagem de ar. Água foi provida ad libitum. Antes da soltura, os mesmos foram identificados e armazenados individualmente em sacos de transporte de tecido, não permitindo que estes tivessem visão ao ambiente e nem superaquecimento.



Figura 3 – Apetrecho artesanal utilizado no Método de Carretel.
Fonte: Fotos de Kelly Inagaki.

Uma vez em campo, foi feita uma busca por um local que concentrasse os diversos micro-hábitats presentes no ambiente em pelo menos 5 m de raio, e que fossem passíveis de ocupação pelos lagartos, sendo eles: poças d'água, fendas, rochas soltas, manchas de vegetação compostas pelos quatro grupos de plantas existentes (gramíneas, cactáceas, herbáceas, bromélias) e área totalmente exposta ao sol. Estabelecida a arena do experimento (Figura 1), um animal era preparado com o apetrecho amarrado em sua cintura e colocado no solo para reconhecimento de área (aclimatação) por 30 segundos (Figura 4). Passado o tempo de reconhecimento, o soltador segurava a ponta da linha enovelada e o animal ficava livre para andar pelo ambiente. O tempo médio de observação para cada animal foi de 5 minutos ou até que este percorresse toda extensão que o carretel permitia (10 m). Durante o tempo de observação, foram anotados todos os micro-hábitats que cada lagarto percorreu, em ordem de preferência. O experimento foi conduzido durante

3 horas, entre 15 h e 18 h, um dos períodos de alta atividade da espécie (FARIA, 2010). Após o experimento, todos os lagartos utilizados foram recapturados e soltos no ambiente.



Figura 4 – Indivíduo de *Tropidurus semitaeniatus* com o apetrecho amarrado em sua cintura.

Fonte: Foto de Jessica Bleuel.

RESULTADOS

O Método do Carretel foi considerado eficiente na marcação e posterior descrição da preferência de micro-habitats por pequenos lagartos. Dos seis indivíduos testados, um percorreu a distância limite de 10 metros de linha, demonstrando interesse em percorrer além desse limite à busca de refúgios. Os demais

indivíduos foram observados até o limite máximo de cinco minutos, não atingiram o limite de distância de linha, de modo que todos percorreram uma distância mínima de três metros.

Após a soltura dos indivíduos, foi registrada a sequência na escolha dos micro-habitats por esses lagartos. A primeira escolha de micro-habitat dos indivíduos foram área exposta ao sol (N = 2), vegetação herbácea (N = 2 do), pedras (N = 1) e água (N = 1). A segunda escolha de micro-habitat foram pedras (N = 1) e água (N = 1). E somente um indivíduo se deslocou para um terceiro habitat, que foi de pedras.

DISCUSSÃO

Nossos resultados corroboram para um novo método a ser utilizado em estudos da ecologia do movimento de pequenos lagartos. O Método do Carretel foi eficiente em marcar o caminho percorrido pelos indivíduos, indicando seus micro-habitats preferidos.

A distância máxima de 10 metros delimitada neste trabalho pareceu ser pouca, dada a alta mobilidade dos indivíduos em seu ambiente. Uma distância de pelo menos 30 m provavelmente seja a ideal para este tipo de abordagem com pequenos lagartos diurnos. Do mesmo modo, o limite de cinco minutos de observação foi insuficiente para o horário de observação. Apesar do horário de observação ser um horário de atividade da espécie (FARIA, 2010), as condições climáticas do dia – sol com nuvens e temperaturas amenas – diminuíram a atividade metabólica dos indivíduos. Assim, é indicado que outros períodos de observação ao longo do dia, e em outros

períodos do ano (estações climáticas), sejam também avaliados conjuntamente com dados ambientais adicionais, como temperatura do ambiente e do substrato de soltura.

Uma vez que o experimento foi realizado *in situ*, influências não controladas podem ter exercido efeito sobre a atividade dos lagartos. Por exemplo, a distância entre o ponto de soltura a cada micro-hábitat não era igual. Assim, não foi possível avaliar se houve influência de uma menor distância a um micro-hábitat para a escolha do lagarto. Testes em pontos diferentes na arena, comparando a soltura entre uma fenda e uma vegetação e vice-versa, por exemplo, possivelmente sejam mais adequados para se observar se as preferências podem ser influenciadas pelas condições iniciais de soltura; tanto em relação à disponibilidade de micro-hábitats quanto em relação às condições climáticas do momento. Ademais, embora seja possível afirmar que o método funciona, é necessário testar em um maior número de lagartos e, possivelmente, em diferentes fases de vida. O tempo de aclimação de 30 segundos também pode ter sido insuficiente, tendo em vista que lagartos são animais ectotérmicos e necessitam termorregular para controlar sua temperatura corporal. Além disso, o intenso contato com humanos pode ter diminuído a resposta de reação dos indivíduos, o que fez com que eles se sentissem menos ameaçados e pudessem termorregular antes de buscar um micro-hábitat.

REFERÊNCIAS

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology from individuals to ecosystems**. [S.l.]: Page Blackwell Publishing, 2006.

BLEUEL, J.; INAGAKI, K. Y.; MEDEIROS, P. I. S. **Caracterização ambiental e preferências de micro-habitats de *Tropidurus semitaeniatus* em um ambiente de Caatinga**. Ecologia de Campo UFRN, 2018.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA EM AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Rio Grande do Norte (1993-2013) monitoramento pluviométrico**. 2013. Disponível em: <http://189.124.135.176/monitoramento/monitoramento.php>. Acesso em: 1 jul. 2013.

FARIA, J. C. P. B. **Ecologia de *Tropidurus semitaeniatus* (Spix, 1825) (Sauria: Tropiduridae) em uma população da Caatinga de Sergipe**. 2010. 52 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2010.

HICKMAN, C. P.; ROBERTS, L. S.; LARSON, A. **Integrated principles of Zoology**. 11th. ed. [S.l.]: McGraw Hill Higher Education, 2001.

KOLODIUK, M. F.; RIBEIRO, L. B.; FREIRE, E. M. X. The effects of seasonality on the foraging behavior of *Tropidurus hispidus* and *Tropidurus semitaeniatus* (Squamata, Tropiduridae) living in sympatry in the Caatinga of northeastern Brazil. **Zoologia**, v. 26, p. 581–585, 2009.

KOLODIUK, M. F.; RIBEIRO, L. B.; FREIRE, E. M. X. Diet and foraging behavior of two species of *Tropidurus* (Squamata, Tropiduridae) in the Caatinga of northeastern Brazil. **South American Journal of Herpetology**, v. 5, p. 35–44, 2010.

KOHLSDORF, T.; RIBEIRO, J. M.; NAVAS, C. A. Territory quality and male dominance in *Tropidurus torquatus* (Squamata, Tropiduridae). **Journal of Herpetology**, v. 5, p. 109-118, 2006.

KOTTEK, M. et al. World map of the Koppen-Geiger climate classification update. **Metereologische Zeitschrift**, v. 15, p. 259-263, 2006.

MARTINS, K. V.; DIAS, E. J. R.; ROCHA, C. F. D. Ecologia e conservação do lagarto endêmico *Tropidurus hygomi* (Sauria: Tropiduridae) nas restingas do Litoral Norte da Bahia, Brasil. **Biotemas**, v. 23, p. 71–75, 2010.

RIBEIRO, L. B.; FREIRE, E. M. X. Thermal ecology and thermoregulatory behaviour of *Tropidurus hispidus* and *T. semitaeniatus* in a caatinga area of northeastern Brazil. **Herpetological Journal**, v. 20, p. 201–208, 2010.

RIBEIRO, L. B.; FREIRE, E. M. X. Trophic ecology and foraging behavior of *Tropidurus hispidus* and *Tropidurus semitaeniatus* (Squamata, Tropiduridae) in a caatinga area of northeastern Brazil. **Iheringia**, Série Zoologia, v. 101, p. 225–232, 2011.

RIBEIRO, L. B.; KOLODIUK, M. F.; FREIRE, E. M. X. Ventral Colored Patches in *Tropidurus semitaeniatus* (Squamata, Tropiduridae): Sexual Dimorphism and Association with Reproductive Cycle. *Journal of Herpetology*, v. 44, p.177–182, 2010.

RIBEIRO, L. B.; SILVA, N. B.; FREIRE, E. M. X. Reproductive and fat body cycles of *Tropidurus hispidus* and *Tropidurus semitaeniatus* (Squamata, Tropiduridae) in a caatinga area of northeastern Brazil. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 85, p. 307–320, 2012.

VARELA-FREIRE, A. A. **A caatinga hiperxerófila** Seridó: a sua caracterização e estratégias para sua conservação. São Paulo: Academia de Ciências do estado de São Paulo, 2002.

VITT, L. J.; GOLDBERG, S. R. Reproductive Ecology of Two Tropical Iguanid Lizards: *Tropidurus torquatus* and *Platynotus semitaeniatus*. **Copeia**, v. 1, p. 131–141, 1983.

VITT, L. et al. **Guia de Lagartos da Reserva Adolpho Ducke - Amazônia Central**. Manaus: Attema Design Editorial Ltda, 2008.



Efeito do nível de herbivoria e simetria no número de visitantes florais de *Melanthera latifolia* (Gardner) Cabrera, Asteraceae

Bruna Carvalho
Milena Cordeiro
Rayane Fernandes
Ellen Mões
Marina S. Moura

RESUMO

Em angiospermas, o sucesso reprodutivo é dependente de insetos. Para a atração de polinizadores, a planta precisa investir em recursos como pólen, néctar e ornamentação. A coloração, tamanho e simetria de estruturas ornamentais, como pétalas e brácteas, são fatores que, quando alterados, podem diminuir a atratividade e modificar a percepção dos organismos visitantes à produção do recurso, saúde e qualidade do organismo visitado. A herbivoria é uma interação que pode modificar os três fatores mencionados. Este trabalho tem como objetivo avaliar se a perda da simetria e/ou de estruturas de ornamentação, por simulação de herbivoria, influencia a taxa de visitação floral em *Melanthera latifolia*, uma planta anual da caatinga. Para isso, selecionamos seis réplicas por mancha de ocorrência

dessa espécie, nas quais foram escolhidas aleatoriamente cinco inflorescências representando cinco tratamentos. Os tratamentos representaram diferentes níveis de herbivoria com padrões simétricos e assimétricos. Como resultado, houve mais visitantes florais no tratamento controle, em relação aos demais tratamentos. A simetria, no entanto, não influenciou a taxa de visitação. A redução das brácteas, então, pode ter influenciado negativamente o número de visitantes florais por tornar a flor menos visível pela perda de tecido das estruturas ornamentais ou por indicar menor recompensa para os polinizadores.

Palavras-chave: Estruturas ornamentais. Atratividade. Sucesso reprodutivo. Polinizadores.

INTRODUÇÃO

Para a maioria das espécies de angiospermas, o sucesso reprodutivo e a diversificação genética – que se dá por meio da polinização cruzada – são dependentes de insetos (DEL-CLARO; TOREZAN-SILINGARD, 2012). Essa interação é percebida como mutualística, uma vez que há um benefício recíproco entre as espécies envolvidas. Nesse sentido, enquanto as plantas são fecundadas e incrementam suas possibilidades de variação genética nas sementes, os insetos envolvidos se nutrem de néctar.

Para atrair visitantes florais e polinizadores, a planta precisa investir em recursos como pólen, néctar e ornamentação. A disposição, coloração, tamanho e simetria de estruturas ornamentais são fatores que podem influenciar a visitação da flor. Isso porque o tamanho da estrutura floral é

correlacionado com a produção de néctar e de pólen (GALEN; DAWSON; STANTON, 1989) e a simetria com a saúde e qualidade do organismo (PALMER, 1996).

A herbivoria é um dos fatores que pode exercer uma forte pressão na estruturação das flores, danificando diversas estruturas como a corola. Estes danos levam a modificações principalmente nos parâmetros de tamanho e simetria da ornamentação. Tendo em vista essa questão, o objetivo do estudo foi avaliar se a perda da simetria e/ou de estruturas de ornamentação influencia a taxa de visitação floral em *Melanthera latifolia*, uma planta anual da caatinga. Para isso, testamos três hipóteses (1) as inflorescências que apresentam maior nível de herbivoria, ou seja, têm maior perda nas estruturas de ornamentação, vão apresentar menor número de visitação; (2) as inflorescências mais assimétricas, vão apresentar menor número de visitação; e, (3) as inflorescências que apresentem herbivoria simétrica serão mais visitadas do que as com herbivoria assimétrica.

MÉTODOS

Área de estudo

Desenvolvemos o estudo na Estação Ecológica do Seridó (ESEC-Seridó), Serra Negra do Norte, localizada no sudoeste do estado do Rio Grande do Norte a 309 km de distância da capital, Natal. A estação abrange uma área de 1.166,38 ha e está situada no

domínio da Caatinga, apresentando vegetação arbóreo-arbustiva e hiperxerófila (SIMON, 2004). Essa área apresenta forte incidência de radiação solar, alta temperatura média anual, baixa umidade relativa, alta evapotranspiração, além de precipitação irregular (IBAMA, 2004).

Objeto de estudo

A espécie estudada, *Melanthera latifolia* (Gardner) Cabrera, pertence à família Asteraceae que tem distribuição cosmopolita (JUDD et al., 2009). No Brasil, são registradas 2.000 espécies dessa família e, aproximadamente, 250 gêneros e 28 tribos, encontradas em todas as vegetações brasileiras (SILVIA; BARBOSA; BARROS, 2014). A *M. latifolia* é uma planta semiarbustiva, anual, com aproximadamente 50 a 70 cm de altura, folhas lanceoladas e serrilhadas, flores dispostas em inflorescências capituliformes amarelas (Exsicata nº 0061 ESEC-Seridó). Apresentam folhas modificadas, brácteas, com coloração amarela, que possivelmente tem função de ornamento atrativo de polinizadores (Figura 1).



Figura 1 – *Melanthera latifolia*. I: inflorescência, B: brácteas.

Procedimentos amostrais

No campo, escolhemos quatro manchas onde a espécie *M. latifolia*, era abundante. Em cada mancha, selecionamos seis réplicas nas quais foram escolhidas aleatoriamente 5 inflorescências, representando os seguintes tratamentos: simétrico com 25% de herbivoria (S25); simétrico com 50 % de herbivoria (S50); assimétrico com 25% de herbivoria (A25); assimétrico com 50% de herbivoria (A50); e simétrico sem herbivoria (controle).

Simulamos a herbivoria nas brácteas com cortes de tesoura sem o contato das mãos nas estruturas florais, a fim de mantê-las intactas. Os ramos florais contendo as inflorescências que selecionamos para o estudo sempre apresentavam 8 brácteas. Para simular o tratamento S25, retiramos 2 brácteas, para o A25 cortamos quatro brácteas ao meio, sendo duas seguidas e duas intercaladas, e, para simular os tratamentos S50 e A50, retiramos 4 brácteas intercaladas e três juntas e uma distante, respectivamente (Figura 2).

Realizamos cinco janelas de observação com duração de 30 minutos cada, totalizando um esforço amostral de 15 horas. Em cada janela ocorreram seis réplicas, que representavam seis observadores, cada uma delas com cinco inflorescências correspondendo aos cinco tratamentos. Contabilizamos o número de visitantes para cada inflorescência, e consideramos visitação quando o organismo pousava sobre as inflorescências. Estabelecemos, também, uma distância mínima de 1 m do observador para a planta e de 1,5 m entre os observadores.



Figura 2 – Tratamentos de simulação de herbivoria nas brácteas (S25: herbivoria simétrica de 25%; A25: herbivoria assimétrica de 25%; S50: herbivoria simétrica de 50%; A50: herbivoria assimétrica de 50%).

Análises de dados

Para testar o efeito do nível de herbivoria e assimetria e sua interação com o número de visitação das inflorescências, utilizamos uma ANOVA fatorial em bloco, onde a variável dependente foi o número de visitantes florais, a primeira preditora foi o nível de herbivoria e a segunda preditora foi a assimetria. Para controlar a variação temporal, inserimos o tempo no modelo como bloco. Para realizar as análises, utilizamos o programa R em sua versão 3.5.0.

RESULTADOS

A relação entre os tratamentos de herbivoria e o controle foi significativa ($F = 5,68$ e $p = 0,004$) (Figura 3). A diferença entre os tratamentos de simetria e o controle não foi significativa ($F = 0,054$ e $p = 0,816$).

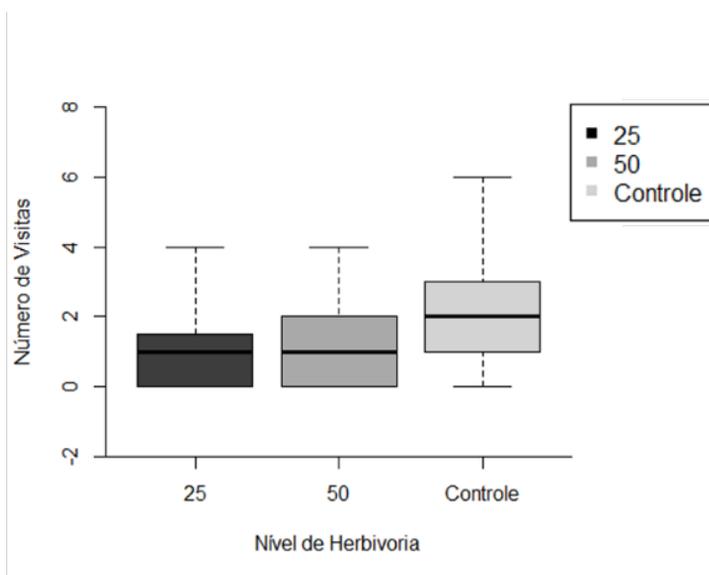


Figura 3 – Variação no número de visitas por níveis de herbivoria (25: herbivoria de 25% das brácteas; 50: herbivoria de 50% das brácteas).

Também não houve interação entre a herbivoria e simetria ($F = 0,006$ e $p = 0,938$). Quanto à análise em blocos de tempo, o número de visitantes nas inflorescências diminuiu ao longo do tempo ($F = 12,201$ $p = 0,0006$) (Figura 4).

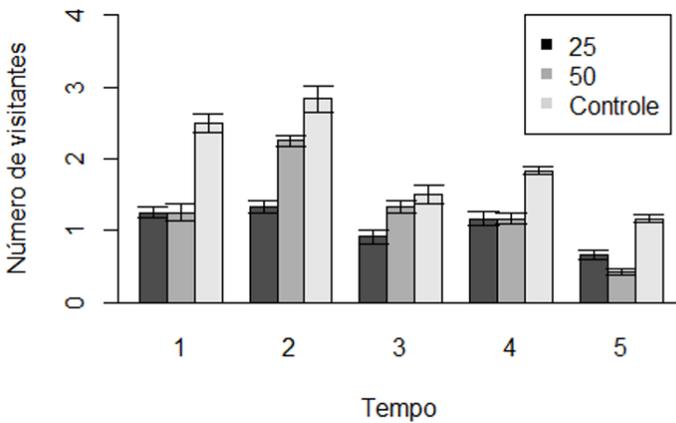


Figura 4 – Variação no número de visitas às inflorescências ao longo do tempo.

DISCUSSÃO

Como esperado, a redução das brácteas influenciou negativamente o número de visitantes florais, isso indica que as brácteas se tornaram menos atrativas após perderem porções das estruturas ornamentais. Além disso, segundo Galen, Dawson e Stanton (1989), o tamanho dessas estruturas pode sinalizar a quantidade de pólen e/ou néctar. Assim, brácteas reduzidas por herbivoria podem indicar menor quantidade de recurso florístico para polinizadores.

Quanto à simetria, era esperado o proposto pela hipótese da informação ótima, na qual indica que desvios na simetria poderiam acarretar no não reconhecimento da flor pelos

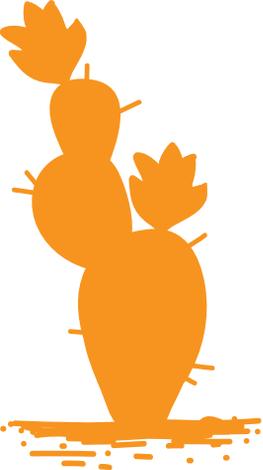
polinizadores, entretanto, isso não foi corroborado para *Melanthera latifolia* (NEAL; DAFNI; GIURFA, 1998). Todavia, é válido mencionar que os visitantes florais não foram identificados em nível de espécie, sendo inviável analisar o efeito da simetria especificamente. De todo modo, ao que parece, não importa como os herbívoros consomem as brácteas de *M. latifolia*, mas sim, o quanto dessas estruturas ornamentais são perdidas.

REFERÊNCIAS

- DEL-CLARO, K.; TOREZAN-SILINGARD, E. **Ecologia da interação Plantas-Animais: Uma abordagem ecológico evolutiva**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2012.
- FUNK, V. A. et al. Classification of Compositae. In: FUNK, V. A. et al. **Systematics, Evolution, and Biogeography of the Compositae**. Vienna: IAPT, 2009. p. 171-189.
- GALLEN, C.; DAWSON, T.; STANTON, M. Carpels as leaves meeting the carbon cost of reproduction in an alpine buttercup. **Oecologia**, v. 95, p. 187-193, 1989.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA. **Plano de manejo da ESEC do Seridó**. 2004.
- JUDD, W. S. et al. **Sistemática vegetal: um enfoque filogenético**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.
- NEAL, P.; DAFNI, A.; GIURFA, M. Floral symmetry and its role in plant-pollinator systems: terminology, distribution and hypothesis. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v. 29, p. 345-373, 1998.
- PALMER, A. From symmetry to asymmetry: Phylogenetic patterns of asymmetry variation in animals and their evolutionary significance. **Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)**, v. 93, p.14279-14286, 1996.

SILVIA, M.; BARBOSA, F.; BARROS, F. 2014. Estudo taxonômico e etnobotânico sobre a família Asteraceae (Dumortier) em uma comunidade rural no Nordeste do Brasil. **Gaia Scientia**, v. 8, n. 2, p. 110-123, 2014. Ed. Esp. Populações Tradicionais.

SIMON, M. **Avaliação ecológica rápida para o plano de manejo da Estação Ecológica do Seridó, RN.** [S.l.]: MMA, 2004.



Dinâmica da visitação de flores associadas a duas espécies de plantas em uma área da Caatinga

*Michael Pratini
Randson Paixão
Priscilla Ramos*

Resumo

Áreas com alta qualidade podem estar relacionadas a uma maior diversidade e maior adensamento de plantas – Efeito Allee, tendo em vista que baixos adensamento para algumas espécies de plantas, pode inferir baixa capacidade em atrair visitantes florais, que concentram seu forrageamento em espécies mais abundantes nos perguntamos como este ponto influencia os padrões de abundância e riqueza de visitantes florais em uma área de Caatinga. Destarte, o objetivo deste estudo foi avaliar como manchas com mais recursos disponíveis (flores) atraem maior número de visitantes florais. O presente estudo foi desenvolvido na Estação Ecológica (ESEC) do Seridó, situada no município de Serra Negra, Rio Grande do Norte, Brasil. Foram selecionadas duas espécies de plantas: *Ipoemea bahiensis* e *Starchytarpheta sanguinea*. Foram escolhidos dois habitats com níveis de qualidade diferentes: alto (maior abundância de flores) e baixo (menor abundância de flores). As

visitações foram quantificadas de acordo com morfotipos, pelo método indivíduo focal. Posteriormente foi avaliada a relação entre manchas de alta e baixa qualidade com a riqueza de visitantes; tipo de flor com a duração e o número de visitantes; morfotipos de visitantes com a duração das visitas e o número de visitas; foram realizados teste de Anova one way e Anova Fatorial sem interação. Foi verificada uma relação significativa entre o número de visitantes com os dois tipos de manchas ($P = 0,002$). Na relação entre os morfotipos e a duração das visitas, também foi visto significância entre eles, assim como na relação entre os morfotipos com o número de visitas. Os resultados encontrados parecem indicar, que os visitantes florais não escolhem seus alvos de maneira estocástica. Por isso, estimar o onde, como e por que o número, o tipo e a duração das visitas variam, pode ser útil para nos ajudar a compreender um pouco melhor, como os descritores da biodiversidade se relacionam com o funcionamento dos ecossistemas da Caatinga.

Palavras-chave: Dinâmica de manchas. Herbácea. Intensidade de visitação. Relação inseto-plantas.

INTRODUÇÃO

A biodiversidade de insetos exerce um papel singular nas relações de dinâmica e estrutura dos ecossistemas, através de diversos mecanismos ecológicos (DEL-CLARO, 2012). Esses mecanismos, tendem a ser afetados pelas mudanças estruturais e funcionais do habitat, resultantes de ações como variações na abundância e

variabilidade da cobertura vegetal, que alteram o funcionamento dos ecossistemas ao qual os insetos estão associados.

Comumente, a riqueza e abundância das comunidades de visitantes florais podem diferir entre manchas com diferenças na qualidade de recursos disponíveis e condições do ambiente (DEL-CLARO, 2012), sobretudo por existir uma relação positiva de dependência da densidade. Neste caso, áreas com alta qualidade podem estar relacionadas a uma maior diversidade e maior adensamento de plantas – Efeito Allee – e, por conseguinte, a uma menor disponibilidade de recursos e redução no endocruzamento (RODGER; PANNEL; HUI, 2018).

Tendo em vista que baixos adensamento para algumas espécies de plantas, pode inferir baixa capacidade em atrair visitantes florais, que concentram seu forrageamento em espécies mais abundantes (RICKEFFS et al., 2009), nos perguntamos como este ponto influencia os padrões de abundância e riqueza de visitantes florais em uma área de caatinga. Destarte, o objetivo deste estudo foi avaliar como manchas com mais recursos disponíveis (flores) atraem maior número de visitantes florais.

Para tanto, as hipóteses levantadas foram: i) manchas com maior disponibilidade de flores atraem maior quantidade e riqueza de visitantes florais, em função do efeito Allee; ii) a abundância de visitantes difere entre os tipos florais; iii) variações de curto prazo de tempo nas condições ambientais (i.e., incidência da luz solar), repercutem sobre a intensidade, riqueza de visitantes florais e duração das visitas florais.

MÉTODOS

Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido na Estação Ecológica (ESEC) do Seridó, situada no município de Serra Negra, Rio Grande do Norte, Brasil, na trilha que dá acesso aos afloramentos rochosos, popularmente conhecido por lajedos.

Desenho amostral

Inicialmente, foram selecionadas duas espécies de plantas: *Ipoemea bahiensis* e *Starchytarpheta sanguinea*. Foram escolhidos dois habitats com níveis de qualidade diferentes: alto (maior abundância de flores) e baixo (menor abundância de flores). Foram estabelecidas duas parcelas de mesmas proporções (duas braçadas x duas braçadas), uma para cada nível. Não foram amostradas réplicas para nível de qualidade de mancha. Foram executadas 8 rondas de 15 minutos/cada.

Observações

As observações foram realizadas no período da manhã (das 6h às 8h30) no dia 25 de maio de 2018. As espécies observadas em

campo foram quantificadas dentro de morfotipos. Para fim de registro de comportamentos, foram realizadas observações pelo método indivíduo focal, que consiste na relação da chegada de um indivíduo na mancha como uma visita, independentemente de quantas flores foram visitadas por ele.

Durante as observações foram registradas as seguintes informações: a) morfotipo dos visitantes florais, b) o horário e a duração de cada visita, c) número de flores visitadas por cada indivíduo.

Análises estatísticas

Foi avaliada a relação entre manchas de alta e baixa qualidade com a riqueza de visitantes; tipo de flor com a duração e o número de visitantes; morfotipos de visitantes com a duração das visitas e o número de visitas; foram realizados teste de Anova one way. Para examinar a relação entre as rondas e duração das visitas e número de visitantes, ambas em função das manchas com alta e baixa qualidade, foram realizadas Anova Fatorial sem interação. Todas as análises foram executadas no software R Versão 3.5.0.

RESULTADOS

Foi verificada uma relação significativa entre o número de visitantes com os dois tipos de manchas ($P = 0,002$), ao passo que mostra que a mancha com maior qualidade atraiu uma

maior riqueza de visitantes (Figura 1), bem como um maior número de visitas, cerca de 60, em detrimento da área com menor qualidade, a qual teve um número de 9 visitantes.

Em relação ao tipo de flor com a duração das visitas, foi visto que não houve variação entre as duas manchas (Figura 2). Enquanto, para número de visitas, foi significativo (Figura 3), mostrando que entre os tipos de flores houve divergência, sendo a flor vermelha mais visitada.

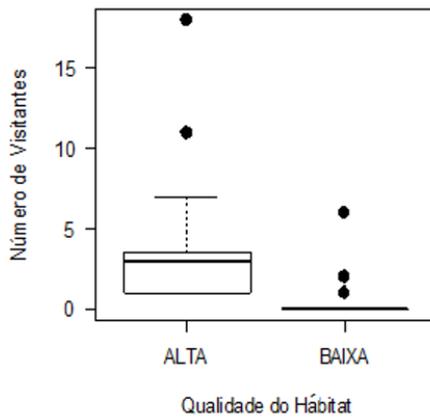


Figura 1 – Relação entre as manchas de alta e baixa qualidade (i. e. Maior e menor adensamento e riqueza de flores) com a riqueza de visitantes.

Fonte:

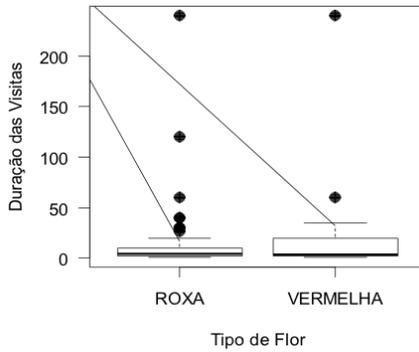


Figura 2 – Relação tipo de flor com número a duração das visitas.

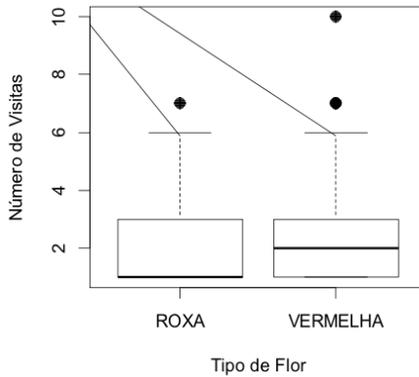


Figura 3 – Relação tipo de flor com número o número de visitas.

Na relação entre os morfotipos e a duração das visitas, também foi visto significância entre eles (Figura 4), assim como na relação entre os morfotipos com o número de visitas (Figura 5).

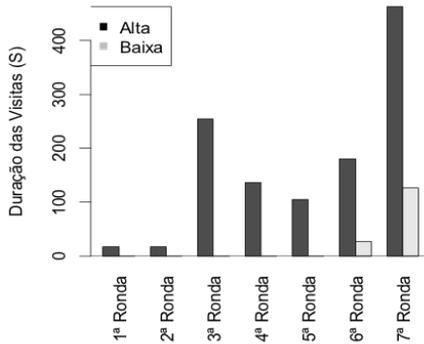


Figura 4 – Relação entre os morfotipos de visitantes com a duração das visitas. A.1, A.2 e A.3, para morfotipos de abelha 1, 2 e 3, respectivamente; B1 e B2, para morfotipos de borboleta 1 e 2, respectivamente; M.1, M.2 e M.3, para morfotipos de Mosca 1, 2 e 3, respectivamente, MARI, para maribondo. T1 a T6, para morfotipos de insetos não identificados de 1 a 6, respectivamente.

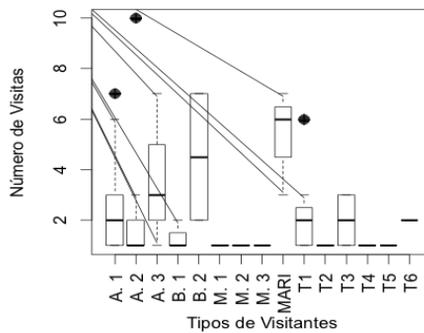


Figura 5 – Relação entre os morfotipos de visitantes com a duração das visitas. A.1, A.2 e A.3, para morfotipos de abelha 1, 2 e 3, respectivamente; B1 e B2, para morfotipos de borboleta 1 e 2, respectivamente; M.1, M.2 e M.3, para morfotipos de Mosca 1, 2 e 3, respectivamente, MARI, para maribondo. T1 a T6, para morfotipos de insetos não identificados de 1 a 6, respectivamente.

Na relação entre as rondas e duração das visitas, em função das manchas com alta e baixa qualidade, foi visto que houve variação entre as rodas, bem como esse valor foi significativo (Figura 6). Semelhantemente, para a relação entre as rondas e o número de visitantes (Figura 7).

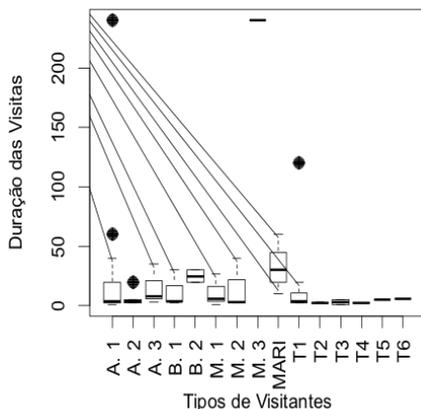


Figura 6 – Relação entre as rondas e duração das visitas, em função das manchas com alta e baixa qualidade. Ressalta-se que a 1ª e 2ª ronda, as duas manchas estavam sombreadas, 3ª a 7ª, a mancha de alta qualidade estava ensolarada, enquanto que a de baixa qualidade estava parcialmente ensolarada.

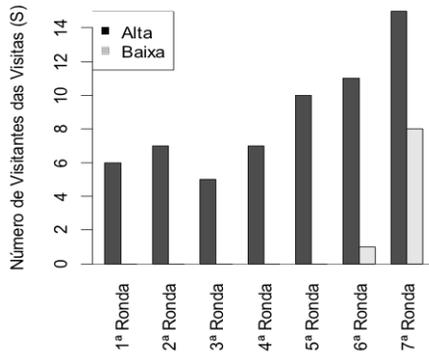


Figura 7 – Relação entre as rondas e número de visitantes, em função das machas com alta e baixa qualidade. Ressalta-se que a 1ª e 2ª ronda, as duas manchas estavam sombreadas, 3ª a 7ª, a mancha de alta qualidade estava ensolarada, enquanto que a de baixa qualidade estava parcialmente ensolarada.

Fonte:

DISCUSSÃO

Os resultados encontrados aqui respaldaram a premissa de que a disponibilidade de diferentes recursos florais atrai diferentes tipos de potenciais polinizadores. Porém, a compreensão de como a disposição de cada tipo de flor em uma ou mais manchas da paisagem, a qual sofre a influência de múltiplos fatores ambientais que selecionam os indivíduos de acordo com os atributos de nicho, muitas vezes semelhantes entre clados evolutivamente não relacionados (i.e., assembleias), reflete a dependência de diferentes tipos de indivíduos às condições predominantes que determinam a forma como as plantas se

estabelecem e permanecem em uma determinada configuração de habitat (JIMÉNEZ-ALAFARO *et al.*, 2016).

A perspectiva das interações entre micro assembleias de organismos móveis vs. estáticos entre gradientes naturais de pequena escala, pode refletir a importância que o dinamismo da complexidade alfa e beta de um simples preditor estrutural (i.e. tipo de flor), desempenha sobre os efeitos das diferenças na qualidade da oferta de recursos, sumarizando as estratégias que as plantas desenvolveram para despertar o interesse dos visitantes, numa relação de codependência, importante para manter populações viáveis de quem oferta e de quem consome (CARRARA *et al.*, 2015).

Nesse sentido, as disposições espaciais que facilitam a incidência das visitas florais, podem otimizar diversos processos ecológicos estruturadores das comunidades, assegurando a manutenção da biodiversidade, pois as relações entre esses dois grupos, perpassam a mera conotação da “visita”, dado que mais espécies em um mesmo ambiente, aumenta as chances de mais e maiores alterações no ambiente físico e químico, que irão produzir mais interações. Essas então, irão conduzir a uma ampliação da complexidade da malha trófica, níveis de conectividade, compartimentalização, e conseqüente aumento na diversidade (SEIBOLD *et al.*, 2016).

Os resultados encontrados parecem indicar, apesar de todas as nossas limitações metodológicas (pequena quantidade de manchas, ausência de réplicas e influência do observador), que os visitantes florais não escolhem seus alvos de maneira estocástica. Por isso, estimar o onde, como e por que o número, o tipo e a duração das visitas variam, pode ser útil para nos ajudar a compreender um pouco melhor, como os descritores da biodiversidade se relacionam com o funcionamento dos

ecossistemas da caatinga, e como as relações que de longe não se pode ver (e.g. abelhas vs. pequenas flores vermelhas), operam constantemente para manter de pé um emaranhado de espécies que conseguem coexistem compartilhando pouco espaço, sem que saibamos exatamente por meio de quais tipos de mecanismos há facilitação da ocorrência de encontros sucessivos como esses.

REFERÊNCIAS

CARRARA, E. et al. Impacto of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist Bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. **Biological Conservation**, v. 184, p. 117-126, 2015.

DEL-CLARO, K. Origens e importância das relações plantas animais para a Ecologia e conservação. In: DEL-CLARO, Kleber; TORENZAN-SILINGARDI, Helena Moura. **Ecologia das interações Plantas Animais**. Uma abordagem Ecológica-Evolutiva. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2012. p. 1-12.

JIMENEZ-ALAFARO, B. et al. Disentangling vegetation diversity from climate-energy and habitat heterogeneity for explaining animal geographic patterns. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 5, p. 1515-1526, 2016.

RODGER, J. G.; PANNEL, J.; HUI, C. Allee effects in polinization: what do we still need to know? **South African Journal of Botany**, v. 115, p. 308, 2018.

RICKEFFS, R. E. **Economia da natureza**. [S.l.]: Editora Guanabara Koogan, 2009.

SEIBOLD, S. et al. Microclimate and Habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 3, 2016.



Por que visitar uma determinada planta? Traços funcionais das flores na determinação de visitantes

Bruno C. Lonzetti
Fernanda Lamin
Henrique Burburema
Tales Martins
Virgínia Paixão

RESUMO

Em plantas, mais especificamente nas flores, uma característica funcional que possui grande importância para o fitness é aquela que contribui para que a flor realize sua função. Flores com características diferentes podem ser visitadas por diferentes insetos. Diante disto, o objetivo deste estudo foi avaliar se características florais de cinco espécies de plantas herbáceas influenciam na estruturação da comunidade de invertebrados visitantes de suas flores. O estudo foi conduzido na Estação Ecológica do Seridó – RN. Foram amostrados os visitantes florais das espécies *Turnera subulata*, *Ipomoea bahiensis*, *Starchytarpheta sanguinea*, *Diodella teres* e *Ipomoea cissoides*, assim como foram mensurados alguns traços funcionais de suas flores (largura da corola, comprimento da flor e altura da flor em relação ao solo). A largura da corola e a altura da flor variaram significativamente entre as espécies estudadas. *T. subulata* apresentou a

maior proporção de visitas e diferiu das proporções encontradas para as outras espécies. *I. bahiensis* apresentou a maior riqueza de morfotipos de visitantes. Não foram verificados efeitos significativos da largura e da cor da corola sobre a proporção de visitas, assim como a altura das flores em relação ao solo não diferiu entre espécies. Por meio do presente estudo, inferimos que as flores de diferentes espécies podem ser distinguidas por seus traços funcionais. Recomendamos estudos futuros que analisem outros traits que possam explicar a preferência de visitantes às espécies estudadas, como odores produzidos nas flores, quantidade de néctar, entre outros; assim como traits dos visitantes que estejam relacionados às condições oferecidas pelas plantas.

Palavras-chave: Visitantes florais. *Turnera subulata*. *Ipomoea bahiensis*. *Starchytarpheta sanguínea*. *Diodella teres*. *Ipomoea cissoides*. ESEC-Seridó.

INTRODUÇÃO

Estudos de comunidades embasados em aspectos puramente taxonômicos minimizam os possíveis impactos de características funcionais das diferentes espécies na dinâmica da comunidade (MCGILL *et al.*, 2006). Portanto, considerar não apenas a diferença na identidade das espécies, mas também divergências em características funcionais, que podem influir diretamente no fitness, traria maior robustez aos estudos em ecologia de comunidades. Em plantas, mais especificamente nas flores, uma característica funcional que possui grande

importância para o fitness seria aquela que contribuisse para que a flor realizasse o seu “papel”: polinizar e/ou ser polinizada, resultando na produção de sementes.

A interação inseto-planta é uma importante interação ecológica com implicações na evolução dos dois grupos (SCHULZE; BECK; MULLER-HOHENSTEIN, 2002). Entre as principais consequências desta interação está o processo de polinização, que promove a reprodução das plantas floríferas e provê recurso para os insetos envolvidos. Na perspectiva da coevolução inseto-planta, é válido notar que muitos grupos de insetos são especialistas quanto às flores que visitam, algumas vezes chegando a um grau de especialização extremo onde apenas uma espécie de inseto é capaz de polinizar uma espécie vegetal (THOMPSON, 2009). Um caso menos extremo de especialização é a preferência do inseto por flores de plantas com determinada características. Essa preferência pode ser proporcionada por características da flor, como a liberação de atrativos químicos e estímulos visuais (SCHULZE; BECK; MULLER-HOHENSTEIN, 2002). Portanto, flores com características diferentes podem ser visitadas por grupos diferentes de insetos.

Dentre as características florais que podem afetar a taxa de visitantes, uma das mais importantes é a coloração, uma vez que muitos utilizam a visão para detecção das flores (DEL-CLARO; TOREZAN-SILINGARDI, 2012). Logo, cores distintas podem significar uma percepção distinta entre diferentes espécies de insetos, o que resultará em diferentes grupos de visitantes em flores com tonalidades distintas. Estudos com abelhas sugerem que estes organismos têm preferência por flores na tonalidade azul em detrimento das tonalidades vermelhas, pois estes animais possuem receptores sensíveis a determinados espectros de ultravioleta, o que assegura

uma melhor percepção da zona de alta frequência da faixa da radiação visível. Ainda que uma flor possua uma cor bastante perceptível para determinado inseto, há uma outra característica que pode estar relacionada a esta atração, uma medida relacionada a “conspicuidade” da flor. Duas flores com a mesma coloração podem ter conspicuidades diferentes, e essa diferença pode estar relacionada ao tamanho e a posição da flor no ambiente.

Flores com corolas maiores são mais perceptíveis que flores com corolas reduzidas, o que para um animal com orientação visual pode fazer a diferença na detecção e atratividade. Outro fator que pode influenciar nesta conspicuidade é a altura da flor em relação ao solo, uma vez que nos estratos mais baixos há uma alta densidade de estruturas vegetativas das herbáceas e gramíneas, o que reduz a visibilidade de flores baixas. As flores mais elevadas, por outro lado, encontram-se mais expostas à visão dos possíveis visitantes. Portanto, o grau de visibilidade de uma flor pode estar correlacionado à coloração, ao tamanho da flor e à posição da flor em relação ao solo.

Baseado nisso, nosso objetivo foi avaliar se características florais de cinco espécies influenciam na estruturação da comunidade de invertebrados visitantes das flores destas espécies. Esperamos que (i) a altura da corola, a largura da corola e altura da flor em relação ao solo esteja positivamente correlacionada com a taxa de visitação; (ii) a composição de morfotipos visitantes seriam diferentes em espécies diferentes.

MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido na Estação Ecológica do Seridó (ESEC - Seridó), a qual é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral localizada no município de Serra Negra do Norte-RN, Brasil. A ESEC está localizada em uma área de aproximadamente 1.200 ha de vegetação arbustivo-arbórea de Caatinga. As chuvas da região, que ocorrem dos meses de janeiro a junho, promovem um boom de herbáceas anuais na área da Estação. Os dados foram coletados na Trilha do Lajedo, caracterizada pela presença de herbáceas e vegetação de Caatinga.

Coleta de dados

Foram amostradas as flores de cinco espécies de herbáceas (*Turnera subulata*, *Ipomoea bahiensis*, *Starchytarpheta sanguinea*, *Diodella teres* e *Ipomoea cissoides*), a fim de mensurar traços funcionais (largura da corola, comprimento da flor e altura da flor em relação ao solo) e possíveis visitantes florais (invertebrados) que estivessem presentes na flor. Para isso, as flores foram observadas a partir do método de busca ativa, o qual consistiu em seis turnos de buscas de 10 minutos de duração cada, para cada espécie, ao longo da trilha, totalizando 60 minutos de esforço amostral para cada espécie. Cada membro

do grupo desta pesquisa ficou responsável pela amostragem de uma espécie. Foram contabilizadas as flores de cada espécie que estivessem presentes em até 1 m da borda para o interior da trilha. Das flores que foram visualizadas com algum visitante, foram observados e mensurados os seguintes traços funcionais: cor da flor, largura da corola, comprimento da flor e altura da flor em relação ao solo. Além disso, foi contabilizado o número dos visitantes que estiveram presentes, os quais foram classificados em morfotipos.

Análise dos dados

A proporção de visitas (%) foi calculada dividindo o número de flores visitadas pelo número total de flores inspecionadas, por réplica (amostragem de 10 minutos), para cada espécie. A proporção média de visitas entre as espécies foi comparada por meio do teste ANOVA One-way, e após verificada diferença significativa entre as médias foi realizado o teste a posteriori de Tukey. A largura da corola, o comprimento da flor e a altura da flor em relação ao solo foram comparadas entre as espécies por meio de testes t. Foi realizada uma ordenação multivariada NMDS, com dados de presença e ausência de morfotipos, para verificar a similaridade entre as espécies quanto aos tipos de visitantes. Para a ordenação, utilizamos o índice de similaridade de Jacard. Um teste de ANCOVA foi realizado para testar o efeito da largura da corola e cor da corola sobre a proporção de visitas.

RESULTADOS

A largura da corola e a altura da flor variaram significativamente entre as espécies estudadas ($p < 0,0001$, para ambos) e apresentaram uma forte relação linear ($r = 0,75$). A altura das flores visitadas em relação ao solo não variou significativamente entre as espécies ($p = 0,83$). No que se refere à proporção de visitas (%), a espécie *T. subulata* foi a que apresentou maior valor (média = 0,80%; erro padrão = 0,05%), diferindo significativamente ($p = 0,0008$) das proporções de visitas encontradas nas demais espécies, *D. teres* (média = 0,02%, erro padrão = 0,003%), *I. bahiensis* (média = 0,07%, erro padrão = 0,01%), *I. cissoides* (média = 0,08%, erro padrão = 0,001%) e *S. sanguinea* (média = 0,02%, erro padrão = 0,003%) (Figura 1).

Quanto aos visitantes florais, *I. bahiensis* foi a espécie que apresentou maior riqueza de morfotipos (11). *D. teres* apresentou oito, *T. subulata* quatro, *S. sanguinea* e *I. cissoides* um. A análise de NMDS, com dados de presença e ausência de morfotipos, permitiu a separação de *I. bahiensis*, *T. subulata* e *D. teres*, enquanto que *S. sanguinea* e *I. cissoides* formaram um grupo, devido apenas um tipo de morfotipo ter sido encontrado nestas espécies (Figura 2).

Quando analisado o efeito das variáveis preditoras largura da corola e cor da corola sobre a variável resposta proporção de visitas, não foram verificados efeitos significativos (Tabela 1).

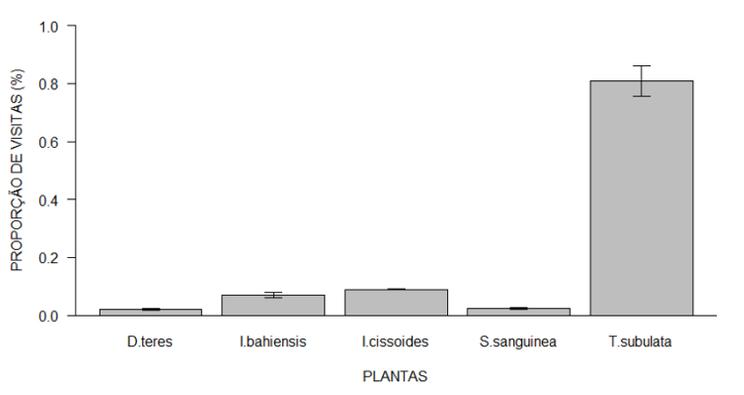


Figura 1 – Proporção média de visitas (%) observadas nas espécies de plantas herbáceas.

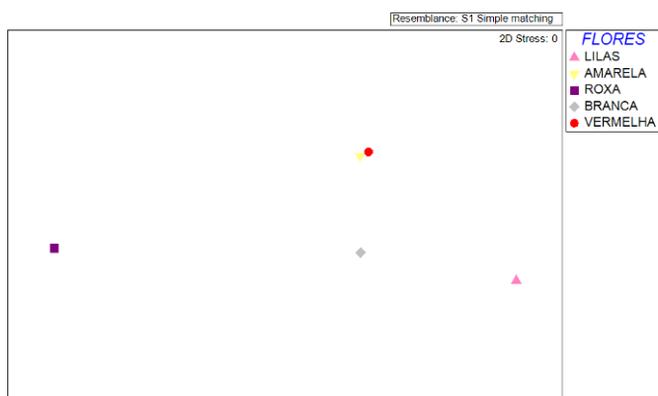


Figura 2 – Análise de NMDS para as espécies estudadas. O agrupamento foi feito com base em presença e ausência de morfotipos (visitantes). *I. bahiensis* (ROXA), *D.teres* (LILAS), *T. subulata* (BRANCA), *S. sanguinea* (VERMELHA) e *I. cissoides* (AMARELA).

Tabela 1 – Resultado da ANCOVA para testar o efeito da largura da corola e da cor da flor sobre a proporção de visitas.

Variável	SQ	F	p
Largura da corola	0,002	0,1389	0,71
Cor da flor	0,004	0,0734	0,98
Interação	0,059	1,0122	0,43
Resíduos	0,219		

DISCUSSÃO

As flores das diferentes espécies apresentaram diferença em relação aos seus traços funcionais. A variação de traits é refletida quando analisamos a composição de espécies dos visitantes florais. Flores com diferentes traits recebem diferentes visitantes, indicando que elas propiciam condições particulares que atendem aos seus requerimentos.

As *T. subulata* foram aquelas que receberam a maior proporção de visitas em relação às outras quatro espécies. Isto pode ser por uma produção maximizada de néctar, que é uma vantagem para o visitante floral como recurso, e para planta, pois ao atrair mais visitantes, aumenta a probabilidade em ter seu pólen disperso por estes visitantes. Apesar de *T. subulata* ter recebido uma maior proporção de visitas florais, a variedade de espécies visitantes foi baixa em comparação à *I. bahiensis* que recebeu um menor número de visitas, mas com uma riqueza maior de visitantes. Dessa forma, *I. bahiensis* pode ter um conjunto de requerimentos que atendem à uma maior variedade de visitantes florais, ou então, *T. subulata* apresenta um nicho efetivo mais restritivo.

Os traits mensurados no estudo não exercem efeito significativo na proporção de visitas florais. Dessa forma, a relação entre o número de visitas, a composição de espécies visitantes e os traços funcionais das flores visitadas pode ser estar relacionada a outros traits que não foram analisados, como a produção de néctar ou produção de odores.

Sumarizando, as flores de diferentes espécies podem ser distinguidas por seus traços funcionais. A flor que mais recebeu visitas foi *T. subulata*, enquanto *I. bahiensis* recebeu uma maior riqueza de visitantes. Recomendamos estudos futuros que analisem outros traits que possam explicar a preferência de visitantes às plantas estudadas, como odores produzidos nas flores, quantidade de néctar, entre outros, assim como traits dos visitantes que estejam relacionados às condições oferecidas pelas plantas.

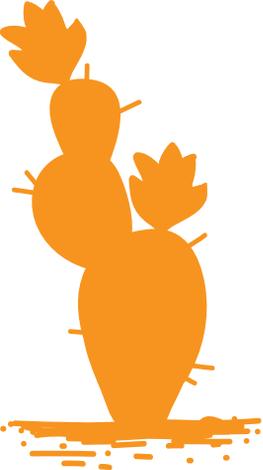
REFERÊNCIAS

DEL-CLARO, K.; TOREZAN-SILINGARDI, H. M. **Ecologia das interações Plantas-Animais**: Uma abordagem ecológico-evolutiva. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2012.

MCGILL, B. J. et al. Rebuilding community ecology from functional traits. **Ecology**, v. 21, n. 4, p. 178-185, 2006.

SCHULZE, E. D.; BECK, E., MULLER-HOHENSTEIN, K. Interactions between vegetation and abiotic and biotic environments – synecology, In: SCHULZE, E. D.; BECK, E., MULLER-HOHENSTEIN, K. **Plant Ecology**. [S.l.]: Springer Heidelberg, 2002. p. 7-9.

THOPSON, J. N. Coevolution. In: LEVIN, S. A. **The princeton guide to Ecology**. [S.l.]: Princeton University Press, 2009. p. 247-252.



Padrões espaciais e morfológicos que favorecem a cobertura por trepadeiras em espécies arbóreas

Ana E. B. Asato

André Belo

Louize Freyre

Marcelo C. Rodrigues

Marina S. Moura

Mery Alencar

Michael Pratini

RESUMO

Na época chuvosa, podemos observar uma germinação massiva de plantas herbáceas na Caatinga. Dessa forma, pode ocorrer competição por luz entre as herbáceas trepadeiras e as árvores. Em locais abertos, a presença de herbáceas não trepadeiras é mais evidente, o que pode resultar em uma relação mais fraca na cobertura de trepadeiras sobre o extrato arbóreo, em detrimento do que ocorre em hábitat fechado. O objetivo do trabalho foi testar os fatores que condicionam a cobertura das árvores por herbáceas trepadeiras. O trabalho foi realizado na Estação Ecológica do Seridó (ESEC-Seridó), domínio da Caatinga, localizada no município de Serra Negra do Norte, RN. Estabelecemos dois transectos, o primeiro havia maior representatividade de herbáceas no sub-bosque e uma vegetação arbórea mais

fechada, no segundo, predominava gramíneas no sub-bosque e uma vegetação arbórea mais aberta. Foram medidas a altura, o tipo de fuste o nível de cobertura por trepadeiras das árvores. O nível de cobertura foi alto em ambos os ambientes, sendo maior no hábitat fechado (73,9%) do que no aberto (45%) sendo a diferença entre os habitats significativa ($F = 7,03$; $p = 0,01$). A relação entre grau de cobertura e altura de árvores com fuste composto apresentaram relação dependente do hábitat e foi positiva apenas para o ambiente aberto ($R^2 = 0,34$; $F = 7,34$; $p = 0,02$). Em hábitat fechado, a altura das árvores é um fator importante para o grau de cobertura, mas para o aberto isso não ocorre. Além disso, árvores com fuste composto tiveram efeito no grau de cobertura por trepadeiras.

Palavras-chave: Caatinga. ESEC-Seridó. Hábitat. Herbáceas.

INTRODUÇÃO

A diversidade da Caatinga é mediada por padrões sazonais e controlada por períodos de chuva e seca. Na época chuvosa, podemos observar uma germinação massiva de plantas herbáceas. Estas espécies, em geral, são características de estágio sucessional primário (BEGON; TONWSEND; HARPER, 2007), apresentando rápido crescimento, ciclo de vida curto e alta produção de sementes, que as tornam fortes competidoras no início da estação chuvosa.

Dentro do grupo de herbáceas, podemos distingui-las em trepadeiras e não trepadeiras, as primeiras usam as árvores como suporte, podendo cobrir, parcialmente ou totalmente,

suas copas, diminuir a taxa fotossintética e retardar seu desenvolvimento. Dessa forma, pode ocorrer competição por luz entre as herbáceas trepadeiras e as árvores, devido ao rápido crescimento das herbáceas trepadeiras em consequência da disponibilidade de luz e chuva. Em vista disso, surge a indagação: o tipo de hábitat afeta a predominância de herbáceas trepadeiras? Em locais abertos, a presença de herbáceas não trepadeiras é mais evidente, o que pode resultar em uma relação mais fraca na cobertura de trepadeiras sobre o extrato arbóreo, em detrimento do que ocorre em ambientes fechados.

Ao término do período chuvoso, ocorre maior mortalidade de trepadeiras e conseqüente diminuição do estresse, ao qual as espécies arbóreas estão submetidas. Dessa forma, a sazonalidade pluviométrica (período de chuva e seca), poderia estar funcionando como um mecanismo modulador da dominância do dossel intercalando a dominância entre espécies arbóreas (seca e início da chuva) ou herbáceas trepadeiras (período de chuva). Assim, o objetivo do trabalho foi testar os fatores que condicionam a cobertura das árvores por herbáceas trepadeiras.

Diante do apresentado, formulamos as seguintes hipóteses: (1) Hábitats abertos apresentam menor grau de cobertura das árvores por trepadeiras, uma vez que a maior incidência de luz diminui a necessidade de utilizar as árvores como suporte na busca desse recurso; (2) As árvores menores terão maior grau de cobertura por trepadeiras, devido à limitação vascular da trepadeira na condução de água em relação à altura; (3) As árvores com fuste composto terão maior grau de cobertura por trepadeiras, em decorrência da maior superfície de contato oferecida.

MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi realizado em 23 de maio de 2018 na Estação Ecológica do Seridó (ESEC-Seridó), localizada no município de Serra Negra do Norte, estado do Rio Grande do Norte, entre as coordenadas $6^{\circ}34'00''/6^{\circ}37'00''\text{S}$ e $37^{\circ}15'-37^{\circ}16'00''\text{W}$, com área total de 1116,38 hectares (CAMACHO; BAPTISTA, 2005). O local é caracterizado como uma reserva de Caatinga, domínio fitogeográfico no qual existe forte radiação solar, alta temperatura média anual, baixas taxas de umidade relativa, evapotranspiração elevada e, sobretudo, precipitação irregulares, com ausência completa de chuvas durante alguns anos (FERREIRA *et al.*, 2009).

Procedimentos amostrais

Estabelecemos dois transectos, nos quais o primeiro havia maior representatividade de herbáceas no sub-bosque e uma vegetação arbórea mais fechada, enquanto que o segundo predominava gramíneas no sub-bosque e uma vegetação arbórea mais aberta. Para melhor compreensão, os habitats foram chamados de “fechado”, para o primeiro caso, e “aberto” para o segundo caso.

Amostramos 60 indivíduos, sendo 31 no hábitat fechado e 29 no aberto. A cada 10 metros um indivíduo foi escolhido, intercalando entre direita e esquerda do transecto, no qual foi escolhido indivíduo mais próximo à trilha percorrida.

A altura de cada árvore foi estimada sempre pela mesma pessoa, sendo categorizada em um dos três grupos: 0-3 m pequena (P); 3,1-5 m, tamanho médio (M); e > 5 m, grande (G). Também foram caracterizadas em relação ao tipo de ramificação do tronco, quando os galhos se ramificam na parte mais basal do tronco (composto) e quando os galhos se ramificam mais na parte apical do tronco (simples).

O nível de cobertura da trepadeira foi categorizado em três níveis, por todos do grupo, estimando o padrão médio descrito: 0: quando ela não havia alcançado a copa da árvore; 1: quando havia alcançado a copa da árvore cobrindo até 25% dela; 2: quando cobre metade da copa da árvore; 3: quando está cobrindo mais da metade da copa mas não completamente; e, 4: quando a trepadeira cobre toda a copa da árvore.

Análises estatísticas

Para testar a relação entre hábitat e grau de cobertura em função da altura, como para a relação entre o tipo de fuste e grau de cobertura em função da altura utilizamos análise de covariância (ANCOVA). Para avaliar o efeito da altura com o grau de cobertura, bem como para o tipo de fuste, utilizamos regressões lineares. Para todas as análises, utilizamos nível de significância $p < 0,05$ e o software R studio versão 3.4.3.

RESULTADOS

O nível de cobertura foi alto em ambos os ambientes, sendo maior no hábitat fechado (73,9%) do que no aberto (45%). Observamos uma interação marginalmente significativa no grau de cobertura entre hábitats, utilizando altura como covariável ($F = 3,65$; $p = 0,06$) sendo que a altura não teve efeito significativo ($F = 1,22$; $p = 0,27$). Porém, a diferença entre os hábitats foi significativa ($F = 7,03$; $p = 0,01$). Referente ao efeito da altura sobre o grau de cobertura nos habitats abertos e fechados, encontramos um efeito negativo da altura para o hábitat fechado ($R^2 = 0,29$; $F = 10,9$; $p = 0,002$;) e não significativo para o hábitat aberto ($F = 0,19$; $p = 0,67$) (Figura 1).

A relação entre o grau de cobertura e altura, em árvores com fuste simples ou composto para habitats abertos (Ab) ou fechados (F), demonstrou que árvores com fustes simples, independente do hábitat analisado, não apresentou diferenças significativas (Figura 2B, 2D). Enquanto que a relação entre grau de cobertura e altura de árvores com fuste composto apresentaram relação dependente do hábitat, no qual foi positiva no ambiente aberto ($R^2 = 0,34$; $F = 7,34$; $p = 0,02$) (Figura 2A), e negativa para o ambiente fechado ($R^2 = 0,38$; $F = 9,3$; $p = 0,01$) (Figura 2C).

DISCUSSÃO

As árvores do hábitat aberto apresentaram menor grau de cobertura por trepadeiras herbáceas corroborando com nossa primeira hipótese. A limitação de luz neste hábitat é menor quando comparado ao hábitat fechado, não havendo necessidade de utilizar como suporte as árvores para buscar esse recurso. Além disso, o hábitat aberto apresenta maior abundância de herbáceas não trepadeiras, principalmente gramíneas, que possivelmente competem com as trepadeiras por recursos reduzindo sua taxa de estabelecimento e crescimento, levando a menor abundância da última.

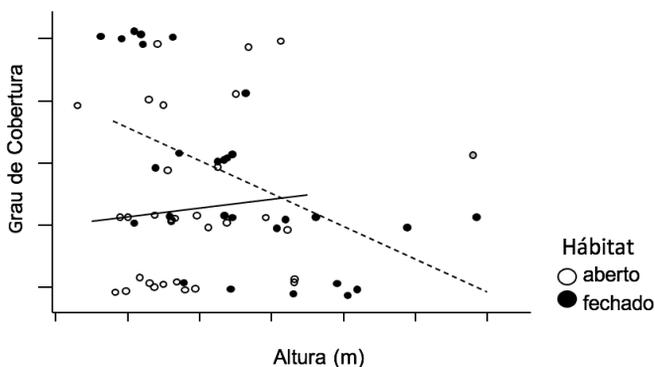


Figura 1 – Relação entre o grau de cobertura por herbáceas trepadeiras e a altura das árvores suporte localizadas nos habitats abertos (linha cheia) e fechados (linha tracejada) da ESEC-Seridó. O ponto cinza foi classificado como outlier e mantido na análise.
Fonte:

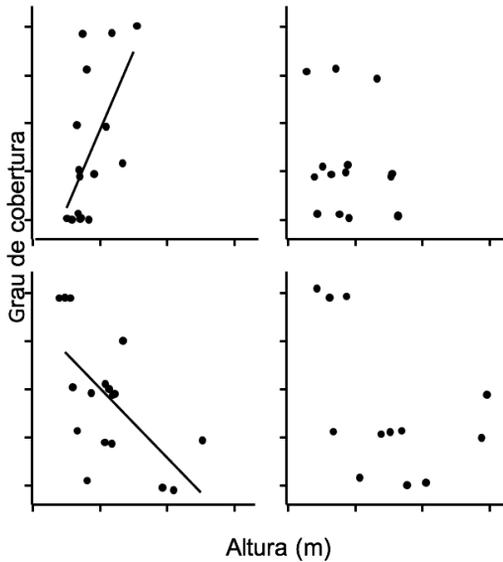


Figura 2 – Regressão linear entre o grau de cobertura por herbáceas trepadeiras e a altura das árvores suporte em habitats abertos (Ab) ou fechados (F), com fuste simples ou composto na Caatinga da ESEC- Seridó. A: em habitat aberto com fuste composto ($y = -1,380 + 0,812x$); B: em habitat aberto com fuste simples; C: em habitat fechado com fuste composto ($y = 3,458 + -0,360x$); D: em habitat fechado com fuste simples. Fonte:

Em habitat fechado a altura das árvores é um fator importante para o grau de cobertura, em que indivíduos com menor altura foram mais cobertos por herbáceas trepadeiras, assim é possível que estejam relacionadas às limitações fisiológicas das trepadeiras na condução de seiva bruta a grandes alturas. Porém, no habitat aberto o grau de cobertura não foi relacionado com a altura. Dessa forma, pode estar atrelado à competição entre herbáceas e trepadeiras e, por conseguinte,

aliviaria a competição entre arbóreas e trepadeiras. Assim sendo, nossa hipótese 2 foi parcialmente aceita, no que esta relação foi significativa apenas no hábitat fechado.

Por último, a relação entre grau de cobertura e altura tendo como covariável o tipo de fuste, apenas árvores com fuste composto tiveram efeito no grau de cobertura. No hábitat aberto, houve um aumento na cobertura com a altura, esse efeito pode estar atrelado à necessidade de a trepadeira captar luz, em função da necessidade de alcançar o ápice do estrato arbóreo para evitar a competição, pois no hábitat aberto as herbáceas não trepadeiras dominam o estrato próximo ao solo. Nesse contexto, as árvores tendem a apresentar maior número de espécies arbóreas com fuste composto, haja vista que não há limitação luminosa, logo as árvores tendem a crescer buscando uma maior superfície de contato. Já em hábitat fechado, há um maior número de espécies arbóreas com fuste simples, em função de que há forte limitação de recurso luminoso, o que propicia o crescimento mais direcionado a alcançar locais mais altos e, portanto, com maior incidência luminosa.

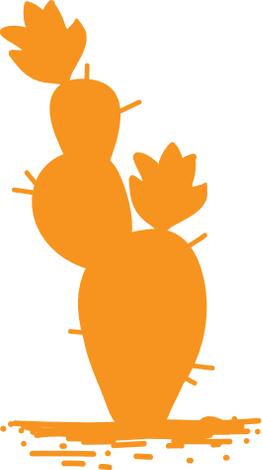
As características do domínio morfoclimático da Caatinga pode ser que favoreçam o crescimento de trepadeiras nos períodos curtos de chuva, justamente pelo fato da maior disponibilidade de água. Por outro lado, na maior parte do ano há predomínio da seca, que por sua vez, aumenta a mortalidade de trepadeiras, devido à diminuição de disponibilidade de água, isso liberta as árvores da competição por luz com as trepadeiras. Afinal, a seca é libertadora para as espécies arbóreas.

REFERÊNCIAS

BEGON, M.; TONWSEND, C.; HARPER, J. **Ecologia de indivíduos a ecossistemas**. Tradução Adriano Sanches Melo. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007. 752 p.

CAMACHO, R.; BAPTISTA, G. Análise geográfica computadorizada aplicada à vegetação da caatinga em unidades de conservação do Nordeste: a) Estação Ecológica do Seridó – ESEC/RN/Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., Goiânia, 2005. **Anais** [...]. Goiânia: INPE, 2005. p. 2611-2618.

FERREIRA, C. et al. Poaceae da Estação Ecológica do Seridó, Rio Grande do Norte, Brasil. **Hoehnea**, v. 36, p. 679-707, 2009.



Influência de fatores ambientais relacionados ao solo na estrutura da comunidade de formigas em um ambiente de Caatinga

*Emerson S. Dias
Henrique Borburema
Virgínia Paixão*

RESUMO

O presente estudo objetivou analisar a influência de fatores ambientais relacionados ao solo (temperatura e umidade do solo, luminosidade ao nível do solo, quantidade de serapilheira e tipo de solo) sobre a estrutura da comunidade de formigas em um ambiente de Caatinga. Para tal, foram montadas armadilhas de queda tipo pitfall em áreas (AÇUDE, CASA e MATA) com diferentes características relacionadas ao solo. Para caracterizar o solo das áreas de amostragem, em cada ponto de pitfall foi aferida a temperatura do solo e a luminosidade próxima ao solo, a serapilheira de cada ponto foi coletada, assim como amostras de solo; para posterior mensuração da umidade e categorização do tipo de solo. A área próxima ao açude foi a que apresentou maior abundância de formigas e maior riqueza de morfotipos, enquanto que a área de mata foi a que apresentou

menor abundância e riqueza de morfotipos. A área próxima às casas apresentou valores intermediários de abundância e riqueza. Entre as variáveis ambientais relacionadas ao solo, as que exerceram maior efeito na dissimilaridade entre as comunidades de formigas amostradas foram: o tipo de solo, a luminosidade e a temperatura do solo; e a variável que exerceu maior efeito na composição das comunidades foi o tipo de solo. Do ponto de vista conservacional, impactos antrópicos com efeitos negativos ao solo de ambientes de Caatinga, podem gradualmente direcionar as comunidades de formigas deste bioma à perda de riqueza de espécies e diminuição de sua diversidade, e conseqüentemente, direcioná-las a serem dominadas pelas espécies mais resistentes e generalistas, em detrimento das espécies mais sensíveis e especialistas.

Palavras-chave: Abundância. Características edáficas. Composição. Formigas. Riqueza de morfotipos. Tipo de solo.

INTRODUÇÃO

Formigas (Hymenoptera: Formicidae) são organismos extremamente cosmopolitas, possuindo ocorrências registradas em todos os continentes, exceto em regiões polares (WILSON, 1975). Sua distribuição em ambientes semiáridos brasileiros foi recentemente estudada por Ulysséa e Brandão (2013), sendo que ainda são necessários estudos para melhor compreender seus padrões de diversidade e distribuição nestes ambientes.

Formicídeos são engenheiros ecossistêmicos, pois promovem uma gama de modificações nos ambientes em que

habitam, uma vez que são agentes de bioturbação do solo. Promovem também aumento de permeabilidade do solo e formação de novos horizontes pedológicos (LEITE; CARVALHO; WILCOX, 2018). São grandes consumidores de matéria orgânica vegetal e animal, assim como decompositores ou facilitadores da decomposição (MCGLYNN; POIRSON, 2012), e sua considerável abundância determina a magnitude de seu papel na ciclagem de nutrientes nos ecossistemas.

Além destas relevantes funções nos ecossistemas, promovem enriquecimento micorrízico e auxiliam na dispersão de esporos fungais, assim como estimulam o aumento de compostos húmicos no solo (FOLGARAIT, 1998). São capazes de formar associações com plantas com nectários florais e extraflorais, mediando as relações entre herbívoros e produtores primários (OLIVEIRA, 1997). Em muitos casos, as colônias de formigas são acompanhadas por uma fauna mirmecófila, que se aproveita das estruturas, rejeitos e comportamento das colônias (PARKER; GRIMALDI, 2014), ampliando a diversidade local. Mediante o supra exposto, deve-se ressaltar a importância das formigas, no que diz respeito às suas influências no ambiente.

Apesar de constantes na paisagem, as comunidades de formigas podem mudar de composição em ambientes distintos. Sua alta diversidade e a existência de espécies especialistas sensíveis tornam estes invertebrados bons indicadores de condições ecossistêmicas. Oliveira *et al.* (2017) classificaram como formigas vencedoras aquelas que em ambientes perturbados do semiárido nordestino são generalistas e tolerantes a uma grande variedade de solos, e que o grau de mudança na composição das comunidades de formigas é mediado pelo tipo de solo.

O efeito das características do solo, como a umidade, quantidade de serapilheira e composição pedológica sobre a riqueza e abundância de formigas, já foi observado em estudos anteriores realizados por Lassau e Hochuli (2004), Boulton, Davies e Ward (2005); em que relacionaram a diversidade de formigas a sua facilidade de construção de colônias e preferências específicas por ambientes com maior umidade. Formigas são animais com possibilidade de dispersão por rainhas fundadoras aladas. Durante os eventos de dispersão, as rainhas fundadoras escolhem os locais de nidificação por características de micro-hábitat. Esta habilidade pode promover uma alta segregação na composição de espécies, mesmo em ambientes próximos, que possuam distintas características pedológicas (JOHNSON, 2000).

Considerando os possíveis efeitos da variação das características do solo sobre a estrutura da comunidade de formigas do semiárido, este trabalho objetivou avaliar padrões de composição, riqueza de morfotipos e abundância de formigas em áreas com distintas características relacionadas ao solo. As hipóteses deste trabalho foram que (i) solos com menor temperatura e luminosidade ao nível do solo, e com maior umidade e quantidade de serapilheira, possuiriam maior abundância e riqueza de morfotipos; bem como (ii) solos menos compactos também possuiriam maior abundância e riqueza.

MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado na Estação Ecológica do Seridó (ESEC-Seridó), Rio Grande do Norte, Brasil; Unidade de Conservação da Natureza de Proteção Integral, que abrange uma área de aproximadamente 1.600 ha de vegetação de caatinga. O clima da região é semiárido muito quente (Bs' h' – Köppen), com médias anuais de temperatura e precipitação de 27 °C e 632,7 mm, respectivamente, com chuvas ocorrendo de janeiro a maio (ZANELLA, 2003).

Os dados foram coletados em três áreas dentro da ESEC-Seridó, sendo uma delas próxima ao açude (Local 1: AÇUDE), a outra situada entre os alojamentos (Local 2: CASA) e a terceira correspondia a uma área de vegetação arbustiva em estágios iniciais de sucessão (Local 3: MATA). Essas três áreas foram escolhidas por possuírem características bem distintas, como diferentes usos do solo, quantidade e tipo de vegetação presente, tipos de solo e proximidade da água. Por esta razão, era esperado que os parâmetros ambientais relacionados ao solo a serem mensurados nesse estudo variasse entre as três áreas.

Procedimentos experimentais.

Em cada área foi estabelecido um transecto de 60 m, onde foram colocadas armadilhas de queda tipo pitfall a cada 10 m ao longo do transecto (totalizando seis pitfalls/réplicas por transecto). Os pitfalls foram confeccionados com recipientes plásticos de 100 ml, em que foram preenchidos com aproximadamente 50 ml de água com detergente e sal. As armadilhas permaneceram nas três áreas por sete horas, totalizando um esforço amostral de 126 horas (18 pitfalls x 7 horas).

Em cada ponto de armação dos pitfalls, foi aferida a temperatura do solo, com um termômetro digital (modelo Instrutherm: TE - 300) e a luminosidade ao nível do solo, com um luxímetro acoplado a um higrômetro (modelo Digital Instruments: POL - 20). Nos pontos de armação dos pitfalls foram coletadas amostras de serapilheira, numa área circular de 7,5 cm de diâmetro, assim como amostras de solo em potes de 100 ml, para posterior estimativa da umidade.

Em laboratório, as amostras de solo foram categorizadas visualmente de acordo com a sua granulometria (em solo siltoso, argiloso e arenoso), pesadas numa balança de precisão, secadas em estufa entre 60 e 70 °C durante quatro horas, e após a secagem foram pesadas novamente. A diferença entre o peso úmido e o peso seco foi usada como estimativa da umidade do solo. As amostras de serapilheira foram lavadas para remoção de sedimento, e posteriormente foram secadas em estufa entre 60 e 70 °C durante oito horas, e após a secagem foram pesadas em balança de precisão. O conteúdo dos pitfalls foi triado com o auxílio de pinças e lupas, e as formigas foram identificadas em morfotipos.

Análise dos dados

As diferenças entre as áreas (AÇUDE, CASA e MATA) quanto às características relacionadas ao solo (umidade, temperatura, luminosidade e quantidade de serapilheira) foram testadas por meio de ANOVAs One-Way, sendo realizados testes a posteriori de Tukey para verificação de diferenças entre grupos. Diferenças entre as áreas quanto à riqueza de morfotipos também foram testadas por meio do teste ANOVA One-Way, sendo também realizado o teste a posteriori. No que se refere à abundância de formigas entre as áreas, as diferenças foram testadas por meio do teste de Kruskal-Wallis, uma vez que as premissas da ANOVA (normalidade dos resíduos e homogeneidade de variância) não foram observadas.

A composição da comunidade de formigas foi analisada por meio de Análise de Redundância (RDA, LEGENDRE; LEGENDRE, 1998), utilizando uma matriz de variáveis ambientais como condicionante. Dentre as variáveis ambientais, a luminosidade ao nível do solo foi padronizada para média zero e desvio padrão da média para equiparar às diferentes unidades das outras variáveis. Para esta análise, foi utilizada a métrica de Gower como índice de dissimilaridade entre a matriz de composição da comunidade, escolhida por considerar a abundância de indivíduos e equalizar pelo número de espécies compartilhadas na amostra, evitando uma variação muito drástica em caso de baixo número de espécies. Uma análise de permutação foi realizada para calcular o pseudo-F da variação da RDA sob modelo reduzido, com hipótese nula de variação produzida ao acaso.

RESULTADOS

A umidade e a temperatura do solo, a luminosidade, a quantidade de serapilheira e o tipo de solo foram fatores que variaram significativamente entre as áreas estudadas (Tabela 1). A abundância de formigas também variou significativamente entre as áreas (Figura 1), sendo maior na área mais próxima ao açude, intermediária na área próxima às casas e menor na área de mata. A riqueza de morfotipos também foi maior na área próxima ao açude, menor na área de mata e intermediária na área próxima às casas, diferindo significativamente (Figura 2). Quando analisado o efeito das variáveis ambientais sobre a composição da comunidade de formigas, por meio da RDA, verificou-se que as variáveis: tipo de solo, temperatura e luminosidade são aquelas que exercem maior efeito sobre a composição da comunidade de formigas amostrada (Figura 3).

A RDA apresentou 40,4% de correlações explicadas pelo modelo. A proporção cumulativa de variação explicada pelos dois primeiros eixos da RDA foi de 31,4%. A análise de permutação para a variação da RDA não foi significativa ($F = 1,243$, $p = 0,246$, $Perm = 9999$). As variáveis mais importantes para a variação no primeiro eixo foram o Silte (-0,9491), Luminosidade (0,6878), Temperatura (0,4633) e Argiloso (0,4536). Os centroides mostram clara distância entre as áreas de coleta do AÇUDE e da CASA. A área de coleta do MATO apresentou pouca variação entre as amostras (Figura 3).

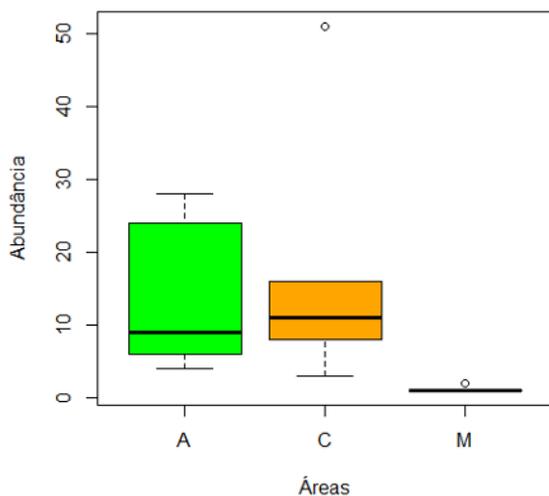


Figura 1 – Abundância de formigas entre as áreas amostradas. Linhas escuras são medianas, retângulos são quartis, linhas pontilhadas com a preenchida são os valores mínimos e máximos. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p = 0,007$).

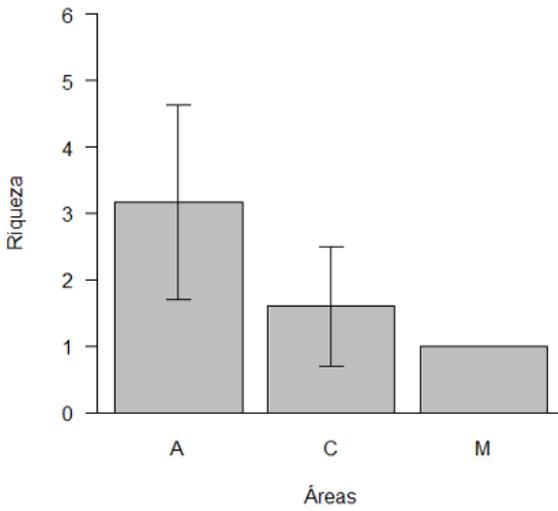


Figura 2 – Riqueza de morfotipos de formigas entre as áreas estudadas. Barras são médias, linhas são desvios padrões. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p = 0,01$).

Tabela 1 – Variáveis mensuradas para diferenciar as áreas de estudo. Valores de F e p para ANOVAs One-Way das diferenças entre as áreas de coleta. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas.

ÁREA	Variável / Categoria	Média	Erro padrão	F	Valor de p
AÇUDE	Umidade do solo (g)	14,31 a	0,45	7,46	0,005
MATA		15,95 a	0,28		
CASA		11,14 b	0,72		
AÇUDE	Temperatura do solo (°C)	25,32 a	0,09	19,86	<0,001
MATA		27,40 a	0,43		
CASA		30,98 b	0,47		
AÇUDE	Luminosidade (Lux)	1573,2 a	89,05	36,55	<0,001
MATA		3538,3 b	205,22		
CASA		5228,5 c	203,73		
AÇUDE	Serapilheira (g)	1,16 a	0,10	5,08	0,02
MATA		1,19 a	0,18		
CASA		0,33 b	0,04		
AÇUDE	Solo siltoso + orgânico				
	Solo Arenoso				
MATA	Solo argiloso				
CASA					

DISCUSSÃO

O presente estudo investigou como fatores ambientais relacionados ao solo influenciam a estrutura da comunidade de formigas em uma área natural protegida e semiantropizada na Caatinga. Os resultados mostraram que em geral, a abundância, riqueza e composição de morfotipos de formigas responderam e variaram conforme os tipos de solo. Esses resultados ressaltam a importância do solo e seu efeito direto sobre a comunidade de formigas, devido ao seu papel como substrato de nidificação e forrageamento (HOFFMAN, 2010).

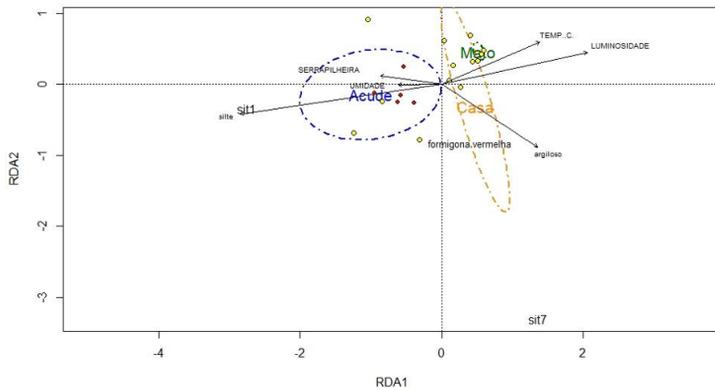


Figura 3 – Análise de redundância (RDA). Elipses representam os centroides de cada área de coleta. Pontos amarelos representam as amostras, pontos vermelhos representam os morfotipos. Principais variáveis ambientais representadas por setas pretas, magnificadas por fator de 3.0 vezes.:

argiloso = solo argiloso; silte = solo silteoso;

Luminosidade = luminosidade (lx);

TEMP.C. = temperatura (°C);

Serrapilheira = massa seca de serrapilheira (g);

Umidade = umidade em grama de água.

O morfotipo de formigas mais abundante esteve associado à área que apresentou fatores ambientais mais extremos, como maiores temperaturas do solo e luminosidade, e menor umidade e quantidade de serapilheira. Isso pode indicar que essas formigas sejam do tipo “vencedoras”, as quais toleram condições ambientais mais limitantes associadas a ambientes perturbados (TABARELLI; PERES; MELO, 2012). Estes dados obtidos neste estudo corroboram com Oliveira *et al.* (2017), que também observaram em uma área de Caatinga, a substituição de formigas “perdedoras” (táxons sensíveis a distúrbios) por “vencedoras” (táxons adaptados a distúrbios) em solos argilosos. Solos mais siltosos, menos compactos e com maior teor de matéria orgânica, foram os que apresentaram maior riqueza de morfotipos e abundância de formigas. De acordo com Freitas *et al.* (2006), ocorre um declínio da diversidade de espécies ou, de forma mais genérica, alguma mudança na composição faunística quando o hábitat é perturbado.

Além de possuir poucas áreas protegidas integralmente, o bioma Caatinga vem sofrendo com extensas alterações antropogênicas. Os resultados dessa pesquisa indicam que a estrutura da comunidade de formigas é sensível ao tipo de solo, que pode estar sendo influenciado pelo nível de distúrbio antrópico presente na área. Segundo Lavelle (1996), a vegetação arbustiva, juntamente com as condições do solo geram micro-hábitats, onde várias espécies de invertebrados terrestres abrigam-se e desenvolvem suas diferentes estratégias de sobrevivência. Kelaher (2003) evidencia que a estrutura física de um hábitat geralmente exerce forte influência sobre a diversidade e abundância dos organismos associados.

Do ponto de vista conservacional, impactos antrópicos com efeitos negativos ao solo de ambientes de Caatinga, podem

gradualmente ao longo do tempo direcionar as comunidades de formigas deste bioma a perda de riqueza de espécies e diminuição de sua diversidade, e conseqüentemente direcionar as comunidades a serem dominadas pelas espécies mais resistentes e generalistas (“vencedoras”) em detrimento das espécies mais sensíveis e especialistas (“perdedoras”).

REFERÊNCIAS

BOULTON, A. M.; DAVIES, K. F.; WARD, P. S. Species richness, abundance, and composition of ground-dwelling ants in Northern California grasslands: role of plants, soil, and grazing. **Environmental Entomology**, v. 34, p. 96–104, 2005.

FOLGARAIT, P. J. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 1221–1244, 1998.

FREITAS, A. V. L. et al. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In: ROCHA, C. D. F. et al. (org.). **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos: RiMa Editora, 2006. p. 357–384.

HOFFMANN, B. D. Using ants for rangeland monitoring: global patterns in the responses of ant. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 105–111, 2010.

JOHNSON, R. Habitat segregation based on soil texture and body size in the seed-harvester ants *Pogonomyrmex rugosus* and *P. barbatus*. **Ecological Entomology**, v. 25, p. 403–412, 2000.

KELAHER, B. P. Changes in habitat complexity negatively affect diverse gastropod 32 assemblages in coralline algal turf. **Oecologia**, v. 135, p. 431–441, 2003.

LASSAU, S. A.; HOCHULI, D. F. Effects of habitat complexity on ant assemblages. **Ecography**, v. 27, p. 157–164, 2004.

LAVELLE, P. Diversity of soils and ecosystems function.
Biology International, Bondy Cedex, v. 33, p. 3–16, 1996.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3rd. ed. [S.l.]: Elsevier, 1998.

LEITE, P. A. M.; CARVALHO, M. C.; WILCOX, B. P. Good ant, bad ant? Soil engineering by ants in the Brazilian Caatinga differs by species. **Geoderma**, v. 323, p. 65–73, 2018.

MCGLYNN, T. P.; POIRSON, E. K. Ants accelerate litter decomposition in a Costa Rican lowland tropical rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 28, p. 437–443, 2012.

OLIVEIRA, P. S. The ecological function of extrafloral nectaries: herbivore deterrence by visiting ants and reproductive output in *Caryocar brasiliense* (Caryocaraceae). **Functional Ecology**, v. 11, p. 323–330, 1997.

OLIVEIRA, F. M. P. et al. Chronic anthropogenic disturbance as a secondary driver of ant community structure: Interactions with soil type in Brazilian Caatinga. **Environmental Conservation**, v. 44, n. 2, p. 115–123, 2017.

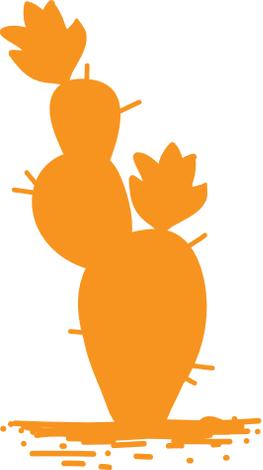
PARKER, J.; GRIMALDI, D. A. Specialized Myrmecophily at the Ecological Dawn of Modern Ants. **Current Biology**, v. 24, p. 2428–2434, 2014.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. The “few winners and many losers” paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v. 155, p. 136–140, 2012.

ULYSSEÁ, M. A.; BRANDÃO, C. R. F. Ant species (Hymenoptera, Formicidae) from the seasonally dry tropical forest of northeastern Brazil: a compilation from field surveys in Bahia and literature records. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 57, p. 217–224, 2013.

WILSON, E. **Sociobiology** - The new synthesis. 1st. ed. Cambridge: The Belknap Press, 1975.

ZANELLA, F. C. V. Abelhas da Estação Ecológica do Seridó (Serra Negra do Norte, RN): aportes ao conhecimento da abundância, diversidade e distribuição espacial das espécies na caatinga. In: MELO, G. A. R.; Alves-dos-Santos, I. (org.). **Apoidea Neotropica: homenagem aos 90 anos de Jesus Santiago Moure**. Criciúma: UNESC, 2003. p. 231–240.



Influência da estrutura da vegetação na ocupação de aves da família Columbidae em uma área de Caatinga

*Bruno C. Lonzetti
Jean P. Silva-Jorge
Randson Paixão*

RESUMO

Modelos de ocupação permitem estimar a probabilidade de ocorrência de espécies entre diferentes áreas amostrais, e assim explorar hipóteses que relacionam a influência de fatores ambientais sobre os padrões de distribuição das espécies. Com base nisso, o objetivo deste estudo foi avaliar os padrões de ocupação de cinco espécies de aves da caatinga, pertencentes à família Columbidae, em relação ao ambiente ocupado. As amostragens foram realizadas em pontos fixos de escuta, nos quais foram registradas as espécies detectadas (*Columbina talpacoti*; *Columbina picui*; *Columbina minuta*; *Columbina squammata*; *Leptotila verreauxi*) e três variáveis ambientais. Os dados foram analisados utilizando o Mark. As preferências de uso de hábitat, baseadas em diferenças na estrutura de vegetação, por pequenos columbídeos (*C. minuta*, *C. squammata*, *C. Picui* e *C. talpacoti*) diferiram da

espécie de maior porte (*L. verreauxi*). A modelagem se mostrou uma ferramenta de grande potencial em estimar com maior precisão padrões de ocupação, algo indispensável na elaboração planos de manejo e conservação de maior adequabilidade. É interessante a inclusão de diferentes variáveis em futuros estudos com temática ocupacional para Columbideos.

Palavras-chave: *Columbina talpacoti*. *Columbina picui*. *Columbina minuta*. *Columbina squammata*. *Leptotila verreauxi*. Uso do espaço. ESEC-Seridó.

INTRODUÇÃO

Compreender como as espécies e comunidades biológicas respondem às mudanças nos recursos, no tempo e espaço, tem sido uma importante questão ecológica para o planejamento, manejo e conservação de espécies. Nesta perspectiva, os modelos de ocupação representam uma ferramenta importante para associar as relações entre a ocorrência das espécies e seus habitats (MACKENZIE *et al.*, 2002; GERBER *et al.*, 2017).

Os modelos de ocupação permitem estimar a probabilidade de ocorrência das espécies entre diferentes áreas amostrais, e assim explorar hipóteses que relacionam a influência de fatores ambientais sobre os padrões de distribuição das espécies (GERBER *et al.*, 2017). A ideia básica destes modelos envolve a seleção de sítios independentes e a ocorrência das populações de determinada espécie em cada sítio (ocupado e não ocupado) (MACKENZIE *et al.*, 2002). Por meio destes registros, um histórico de encontros em locais específicos é

produzido, o que permite estimar a ocupação com base na variação da ocupação e detecção simultânea, e relacionar a covariáveis específicas nos sítios (GERBER *et al.*, 2017). Modelos de ocupação têm sido usados em diferentes estudos para determinar o uso de hábitat das espécies, estimativas de ocorrência das espécies em função da competição, quantificar efeitos da fragmentação, entre outros temas (BAILEY; SIMONS; POLLOCK, 2004; GERBER *et al.*, 2017).

O presente estudo teve como objetivo avaliar os padrões de ocupação de cinco espécies de aves da Caatinga, pertencentes à família Columbidae. A hipótese abordada é que, a estrutura da vegetação influencia o padrão de ocupação de columbídeos, e diante disso avaliam-se os seguintes pressupostos: (1) espécies maiores têm preferência por áreas com maior proporção de vegetação arbórea; e (2) espécies menores têm preferência por áreas com maior proporção de herbáceas.

MÉTODOS

Área de estudo e delineamento amostral

O estudo foi realizado na Estação Ecológica do Seridó, localizada no município de Serra Negra/RN, e inclui áreas com diferentes níveis de conservação, que variam entre áreas mais abertas (com predomínio de herbáceas) e mais fechadas (com presença de arbustos e árvores de até 8m) (SANTANA; SOUTO, 2006). A

vegetação é típica de Caatinga, representada por espécies como a Jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*) e a Catingueira (*Caesalpinia pyramidalis*). Os diferentes predomínios de herbáceas e árvores em determinados pontos amostrais, além de tipos de Caatinga, também podem estar relacionados ao uso prévio da terra para cultivo de algodão (SANTANA; SOUTO, 2006).

Coleta de dados

As amostragens foram realizadas em dois dias consecutivos durante a estação chuvosa (SANTANA; SOUTO, 2006) e consistiram em observações feitas por três observadores, em duas manhãs e uma tarde. Foram percorridas parte da estrada principal e a Trilha da Caveira, utilizando o método de pontos-fixos com raio de 25 m a cada 150 metros, com escutas durando três minutos, onde os indivíduos foram identificados e contabilizados. No total, foram estabelecidos 20 pontos de escuta, repetidos três vezes. Em cada ponto, foram medidas três variáveis relacionadas à vegetação, sendo estas: porcentagem de cobertura por árvores (CobArv), altura média das árvores (ArbAlt) e altura média das herbáceas (HerbAlt). Estes dados foram obtidos a partir de estimativas visuais (25% ou 50% ou 75% ou 100% da área coberta pela classe) feitas por um único observador. A cobertura por árvores foi uma variável totalmente correlacionada à cobertura por herbáceas, já que nosso método considerou apenas esses dois tipos de cobertura vegetal. Por conta dessa redundância, apenas a cobertura por árvores foi contabilizada.

Em relação às aves, foram selecionadas cinco espécies da família Columbidae. As espécies selecionadas foram: rolinha caldo de feijão (*Columbina talpacoti* (Temminck, 1810)), picui (*Columbina picui* (Temminck, 1813)), rolinha-de-asa-canela (*Columbina minuta* (Linnaeus, 1766)), fogo-apagou (*Columbina squammata* (Lesson, 1831)) e juriti (*Leptotila verreauxi* (Bonaparte, 1855)). As quatro primeiras espécies apresentam pequeno porte e a última representa a espécie de maior porte.

Análises estatísticas

Para avaliar a probabilidade de ocorrência e detecção das espécies, foi utilizado um método proposto por MacKenzie *et al.* (2002), com estimativas que consideram a detecção imperfeita. Este método utiliza históricos de detecção baseados em dados binários (1 – presença; 0 – ausência das espécies) produzidos durante as visitas repetidas nos pontos amostrais. O método assume, por exemplo, que a ausência de determinada espécie em um ponto amostral pode ser um falso negativo (não foi detectada por acaso, em outro momento poderia ter sido), e que podem ou não ser detectadas quando presentes.

Nesta análise, foi testada a influência das variáveis ambientais sobre a ocupação e detecção das espécies. Todos os modelos probabilísticos gerados englobaram a probabilidade da ocorrência (Ψ), a probabilidade de detecção (p) e as covariáveis (cobertura de arbóreas, altura média das árvores e altura das herbáceas) em algum momento. O primeiro modelo, $\Psi_i(.) p(t)$, foi considerado nulo por desconsiderar as covariáveis ambientais.

O ranking dos modelos gerados permite comparar os valores de AIC e pesos (ΔAIC) respectivos em relação a cada espécie.

Todas as análises foram realizadas no programa MARK.

RESULTADOS

Foi modelada a probabilidade de ocorrência das cinco espécies, e verificado que a probabilidade de ocupação e a influência das variáveis diferiram entre as espécies estudadas. A cobertura de árvores teve influência sobre a ocupação de pequenos columbídeos, sendo este efeito positivo para *C. minuta* ($\beta = 2,66 \pm 0,68$) (Tabela 1). Ao modelar os efeitos das variáveis para *C. squammata*, foi verificado que as três variáveis de vegetação explicaram bem a ocupação da espécie, sendo que a altura das herbáceas foi a melhor preditora e que influenciou negativamente a ocupação da espécie ($\beta = -4,62 \pm 2,12$) (Tabela 2).

Para a espécie *C. talpacoti* (Tabela 3), a ocupação foi melhor explicada pelo modelo nulo, o que mostrou que as variáveis de vegetação mensuradas não explicaram a ocupação. De fato, os fatores avaliados não explicaram a ocorrência de *C. picui* (Tabela 4) e de *L. verreauxi* (tabela 5), que teve um efeito quase representativo ($\Delta AIC = 2,17$, $\Delta AIC < 2$) e proporcional na interação entre altura de árvores e a ocorrência da espécie ($\beta = 2,46 \pm 1,53$).

Tabela 1 – Modelos de ocupação ($\Delta AIC < 2$) para *Columbina minuta* na ESEC Seridó, Rio Grande do Norte.

Model	AICc	$\Delta AICc$	AICc Weights	Num. Par
{Psi(.) p(t)}	66,80	0,00	0,36	4
{Psi(CobArv) p(t)}	66,98	0,17	0,33	5
{Psi(ArvAlt) p(t)}	69,02	2,22	0,11	5
{Psi(HerbAlt) p(t)}	70,21	3,41	0,06	5
{Psi(CobArv + ArvAlt) p(t)}	70,48	3,68	0,05	6
{Psi(CobArv + HerbAlt) p(t)}	71,06	4,25	0,04	6
{Psi(CobArv + HerbAlt + ArvAlt) p(t)}	72,96	6,15	0,01	7
{Psi(.) p(.)}	75,58	8,78	0,00	2

Tabela 2 – Modelos de ocupação ($\Delta AIC < 2$) para *Columbina squammata* na ESEC Seridó, Rio Grande do Norte.

Model	AICc	$\Delta AICc$	AICc Weights	Num. Par
{Psi(HerbAlt) p(t)}	48,9002	0,00	0,36	5
{Psi(CobArv + HerbAlt) p(t)}	49,6927	0,79	0,24	6
{Psi(CobArv + HerbAlt + ArvAlt) p(t)}	502,851	1,38	0,18	7
{Psi(.) p(.)}	515,356	2,63	0,09	2
{Psi(CobArv) p(t)}	524,485	3,54	0,06	5
{Psi(.) p(t)}	533,017	4,40	0,04	4
{Psi(CobArv + ArvAlt) p(t)}	565,226	7,62	0,00	6
{Psi(ArvAlt) p(t)}	567,224	7,82	0,00	5

Tabela 3 – Modelos de ocupação ($\Delta AIC < 2$) para *Columbina talpacoti* na ESEC Seridó, Rio Grande do Norte.

Model	AICc	$\Delta AICc$	AICc Weights	Num. Par
{Psi(.) p(.)}	691,270	0,00	0,84	2
{Psi(.) p(t)}	735,582	4,43	0,09	4
{Psi(CobArv) p(t)}	762,710	7,14	0,02	5
{Psi(HerbAlt) p(t)}	770,969	7,96	0,01	5
{Psi(ArvAlt) p(t)}	771,773	8,05	0,01	5
{Psi(CobArv + ArvAlt) p(t)}	804,117	11,28	0,00	6
{Psi(CobArv + HerbAlt) p(t)}	804,373	11,31	0,00	6
{Psi(CobArv + HerbAlt + ArvAlt) p(t)}	854,716	16,34	0,00	7

Tabela 4 – Modelos de ocupação ($\Delta AIC < 2$) para *Columbina picui* na ESEC Seridó, Rio Grande do Norte.

Model	AICc	$\Delta AICc$	AICc Weights	Num. Par
{Psi(.) p(.)}	86,6	0,00	0,86	2
{Psi(.) p(t)}	91,61	4,65	0,08	4
{Psi(HerbAlt) p(t)}	95,07	8,10	0,01	5
{Psi(CobArv) p(t)}	95,13	8,16	0,01	5
{Psi(ArvAlt) p(t)}	95,16	8,19	0,01	5
{Psi(CobArv + HerbAlt) p(t)}	98,51	11,55	0,00	6
{Psi(CobArv + ArvAlt) p(t)}	99,25	12,28	0,00	6
{Psi(CobArv + HerbAlt + ArvAlt) p(t)}	103,39	16,42	0,00	6

Tabela 5 – Modelos de ocupação ($\Delta AIC < 2$) para *Leptotila verreauxi* na ESEC Seridó, Rio Grande do Norte.

Model	AICc	$\Delta AICc$	AICc Weights	Num. Par
{Psi(.) p(.)}	78,82	0,00	0,47	2
{Psi(ArvAlt) p(t)}	80,99	2,17	0,16	5
{Psi(.) p(t)}	81,08	2,25	0,15	4
{Psi(HerbAlt) p(t)}	81,98	3,15	0,09	5
{Psi(CobArv + ArvAlt) p(t)}	83,11	4,29	0,05	6
{Psi(CobArv) p(t)}	84,34	5,52	0,03	5
{Psi(CobArv + HerbAlt) p(t)}	85,91	7,09	0,01	6
{Psi(CobArv + HerbAlt + ArvAlt) p(t)}	87,90	9,07	0,00	7

DISCUSSÃO

As preferências de uso de hábitat, baseadas em diferenças na estrutura de vegetação, por pequenos columbídeos (*C. minuta*, *C. squammata*, *C. Picui* e *C. talpacoti*) diferiram da espécie de maior porte (*L. verreauxi*). As inferências abordadas neste estudo indicam que espécies menores ocupariam, preferencialmente, áreas mais abertas e com alta densidade de gramíneas, foram associadas ao porte das espécies, enquanto que grandes columbídeos preferencialmente utilizariam hábitats mais fechados e com maior densidade de vegetação arbórea (FONTOURA; ORSI, 2013). Sendo assim, a primeira hipótese, de que a estrutura da vegetação influencia o padrão de ocupação das cinco espécies, foi corroborada pelos resultados da análise de ocupação de quatro delas, sendo a única exceção *L. verreauxi*.

No entanto, nossas previsões (1) e (2) foram contrariadas, ou seja, o tamanho da espécie parece não influenciar na

preferência por sítios. Os resultados da análise de ocupação para *C. minuta*, *C. talpacoti* e *C. picui* (consideradas espécies pequenas), mostram que a vegetação influencia na sua ocupação de maneira contrária à prevista. A presença destas espécies no sítio foi positivamente correlacionada com a cobertura de árvores, e não com uma maior proporção de áreas abertas (ocupadas por gramíneas e herbáceas), visto que o modelo incluindo a proporção de cobertura arbórea e a variável tempo foi o que melhor explicou seu padrão de ocupação. Já para *C. squammata*, as análises mostraram que sua ocupação no sítio é inversamente proporcional ao adensamento da vegetação, novamente ao contrário do que foi esperado. O modelo que melhor explicou sua ocupação foi o que incluiu a proporção de cobertura arbórea, a altura das herbáceas, a altura das árvores e a variável tempo.

As correlações observadas são importantes para um manejo adequado das espécies a partir da compreensão de suas preferências no uso do habitat, o que inclui estratégias de forrageamento, reprodução e uso de refúgios. As três espécies menores (*C. minuta*, *C. talpacoti* e *C. picui*) parecem preferir áreas mais adensadas, com maior disponibilidade de refúgios, apesar de nossas observações apontarem para uma preferência alimentar granívora por parte destas espécies, que são frequentemente avistadas em campos de gramíneas. É possível que a presença do observador tenha afugentado tais espécies, fazendo-as voar da área aberta para a mais adensada, já que esta representa uma área com maior disponibilidade de refúgio, ou simplesmente os indivíduos dessas espécies só vocalizam quando em árvores, apesar de se alimentarem nas áreas abertas. Assim, o método de pontos de escuta pode não ser o suficiente para estimar a ocupação real das espécies

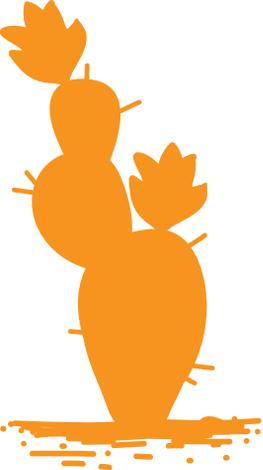
estudadas, tornando-se necessária a junção com um método por avistamento.

Modelos de ocupação que consideram a detecção imperfeita das espécies representam uma ótima ferramenta para estudos de padrões de distribuição em diversas espécies, dado seu potencial em estimar a probabilidade de detecção com base no histórico de visitas aos sítios amostrais, o que não é feito em modelos que utilizam regressão logística (MACKENZIE *et al.*, 2002). Nestes modelos, os chamados falsos-positivos e falsos-negativos podem ser mais prováveis quando se utilizam dados de presença e ausência, ou sucesso e fracasso. Quando a análise é feita com base no cálculo de detecção, considera-se efeitos de confusão que estejam influenciando na taxa de ocupação, como a experiência do observador, que pode levá-lo a registrar ou não uma espécie em um sítio de maneira errônea.

Com base nos resultados do presente estudo, conclui-se que é importante a inclusão de diferentes variáveis ambientais em futuros estudos com temática ocupacional para columbídeos. A metodologia de processamento de dados aplicada (Mark) se mostrou produtiva mesmo com poucos parâmetros, ressaltando sua potencialidade em estimar com maior precisão os padrões de ocupação de espécies, o que é fundamental para propor estratégias de manejo e conservação melhores e mais robustas.

REFERÊNCIAS

- BAILEY, L. L.; SIMONS, T. R.; POLLOCK, K. H. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. **Ecological Applications**, v. 14, p. 692-702, 2004.
- FONTOURA, P. M.; ORSI, M. L. Ecological partitioning of three Columbidae species in Northern Paraná, Southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 3, p. 44-49, 2013.
- GERBER, B. D. et al. 'Occupancy models - single-species'. In: COOCH, E.; WHITE, G. (ed.). **Program MARK**. A Gentle Introduction. [S.l.: s.n.], 2009. p. 1-46. doi: 0.1080/00063659909477239.
- MACKENZIE, D. I. et al. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v. 83, p. 2248-2255, 2002.
- SANTANA, J. A. S.; SOUTO, J. S. Diversidade e Estrutura Fitossociológica da Caatinga na Estação Ecológica do Seridó-RN. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 6, p. 232-242, 2006.



Influência da antropização sobre a avifauna de um ambiente de Caatinga

*Ellen Mões
Jessica Bleuel
Henrique Burburema
Paulo I. S. Medeiros
Rayane Fernandes
Randson Paixão
Virgínia Paixão*

RESUMO

Fragmentação de habitats é um dos impactos antrópicos que exerce forte efeito nas comunidades biológicas. Além de causar perda de habitats tem como outra consequência o efeito de borda. Diante disso, o presente estudo objetivou analisar e comparar a avifauna presente em ambiente de mata e de borda na Estação Ecológica do Seridó, relacionando com características da vegetação de cada área. As aves foram capturadas por meio de redes de neblina (quatro para cada área), identificadas em campo e posteriormente liberadas. Características da vegetação do entorno de onde as redes estavam armadas foram mensuradas: altura das herbáceas, altura das árvores, cobertura do dossel e número de ramos. Foram capturados 79 indivíduos distribuídos em 22 espécies (13 na área de borda e 15

na área de mata). A área de mata apresentou maior diversidade de Shannon, equitabilidade de Pielou e Dominância de Simpson. Nove espécies foram exclusivas da área de mata, enquanto que sete espécies foram exclusivas da área de borda. As comunidades amostradas apresentaram dissimilaridade quanto a sua composição. A abundância e a riqueza não diferiram entre as áreas e não apresentaram relação com as características da vegetação. As características da vegetação diferiram entre áreas. Considerando que as áreas de estudo estão inseridas em uma Unidade de Conservação, e que apresentaram comunidades dissimilares em termos de composição, ambas são relevantes para a conservação da avifauna da Caatinga. Este estudo ressalta a importância de criação de Unidades de Conservação na Caatinga, bioma este que tem sofrido com os efeitos indesejáveis da fragmentação ao longo do tempo, para a conservação de sua biodiversidade.

Palavras-chave: Aves. Riqueza. Ambiente antrópico. ESEC-Seridó.

INTRODUÇÃO

A biodiversidade de aves da Caatinga foi, por muito tempo, considerada baixa. Todavia, estudos recentes discordam dessa premissa (ARAÚJO, 2009). Atualmente, sabe-se que as aves desse bioma compõem um grupo diverso, que são responsáveis por serviços ecossistêmicos cruciais para a manutenção desse ambiente. Entre eles, pode-se destacar o controle de pragas, pois regulam a população de determinadas espécies, polinização e

dispersão de sementes, permitindo a perpetuação da flora local. Sendo, desta forma, imprescindível a preservação e conservação desse grupo taxonômico.

Um dos fatores que regulam a diversidade de aves é a complexidade ambiental, uma vez que proporciona maior variedade de micro-habitats, uma gama mais ampla de microclimas e maior disponibilidade de recursos (BEGON, TOWNSEND; HARPER, 2007). Diante disso, é válido salientar que a Caatinga é uma área fragmentada, devido principalmente à ação antrópica, a qual pode influir negativamente a biodiversidade de aves, tendo em vista que diminui a disponibilidade de recurso e provoca a perda de habitats (SILVA; LEAL; TABARELLI, 2017).

Pela falta de conhecimento e práticas de conservação, as ações antrópicas vêm deteriorando gradativamente os ecossistemas (STERLING *et al.*, 2010). O desmatamento é um dos fatores que promove mudanças na estrutura espacial, como o aumento de perda de habitat, que depleciona a riqueza e abundância das espécies, bem como aumenta áreas de borda e o número de fragmentos florestais (RICKLEFS, 2009). A fragmentação pode afetar os padrões de uso do habitat na redução de sua extensão, redução do tamanho dos fragmentos, e aumento do isolamento dos habitats (FAHRIG, 2003). Além disso, desencadeia redução de condições ambientais importantes para o estabelecimento de espécies animais, tais quais densidade de vegetação e cobertura do dossel.

Frente ao elucidado, pergunta-se como diferentes fitofisionomias da Caatinga podem influenciar parâmetros ecológicos da comunidade de aves deste bioma. Diante disto, as hipóteses deste estudo foram: (i) áreas mais antropizadas apresentarão menor riqueza e maior abundância; (ii) áreas com estrutura da vegetação mais complexa apresentarão

maior riqueza e menor abundância, uma vez que serão mais equitativas; (iii) a composição das comunidades de aves difere entre as áreas.

MÉTODOS

Área de estudo

O presente estudo foi realizado na Estação Ecológica do Seridó (ESEC do Seridó), localizada no município de Serra Negra do Norte, Rio Grande do Norte, distante 300 km de Natal. A Unidade de Conservação possui 1.166 ha com predominância de Caatinga arbórea de encosta e Caatinga arbustiva aberta sobre solo de massapê. Está inserida em uma das regiões mais secas do Brasil, onde a precipitação anual flutua muito entre os anos, geralmente não excedendo 400 mm, podendo ocorrer secas severas por mais de um ano (PICHORIM *et al.*, 2016).

Coleta de dados

Amostragem

As aves foram amostradas em duas áreas, classificadas em dois tipos de ambientes: área de borda (Figura 1), adjacente à sede da ESEC; e área de mata (Figura 2), mais distante da sede. A área de borda compreende locais mais antropizados, com a presença de construções humanas e seu uso diário, bem como a predominância de plantas herbáceas. A área de mata é menos antropizada e com estrutura florestal (maior adensamento de plantas arbóreas e maior cobertura do dossel).

A captura das aves foi realizada com uso de oito redes de neblina (18 x 3 m, 5 bolsas, malha 30 mm), sendo quatro em cada um dos ambientes. As redes foram montadas em trilhas preexistentes e as amostragens aconteceram das 5h às 10h, totalizando um esforço amostral de 40 horas.rede. Os indivíduos capturados foram identificados em nível de espécie, e a nomenclatura utilizada seguiu o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2014).

Caracterização da fitofisionomia

Coletamos dados sobre a estrutura da vegetação em cada ponto de rede. Tais dados serviram para caracterizar a complexidade vegetal de cada ambiente. Medimos a altura das herbáceas,

densidade de arbóreas, porcentagem de cobertura e altura do dossel em dois pontos equidistantes (6 m) do ponto central de cada rede em cada área amostrada. Para medir a altura das herbáceas foram coletadas alturas de três indivíduos aleatórios em cada ponto. Para mensurar a densidade arbórea foi aferida a quantidade de ramos em um raio de um metro, na altura do peito. Para estimar a porcentagem de cobertura do dossel foram tiradas fotografias de baixo para cima na altura de 1,20 m em cada ponto. As fotografias foram analisadas em um grid de 10 x10 quadrículas para a estimativa de porcentagem de cobertura do dossel.



Figura 1 – Exemplo de ponto de captura de aves de área classificada como borda (mais próxima à sede e com maior grau de antropização), para a comparação da comunidade de aves de ambientes de Caatinga da ESEC do Seridó.



Figura 2 – Exemplo de ponto de captura de aves de área classificada como mata (mais distante à sede e com menor grau de antropização), para a comparação da comunidade de aves de ambientes de Caatinga da ESEC do Seridó.

Análise de dados

Comparamos as médias da abundância e riqueza de aves dos pontos de redes de cada área amostrada por meio do teste de Mann-Whitney, uma vez que os resíduos dos dados não apresentaram normalidade e homocedasticidade. Calculamos para cada área os índices de: diversidade de Shannon, equitabilidade de Pielou e dominância de Simpson (SIMPSON, 1949). Comparamos a composição das biocenoses de aves entre as duas áreas com a Análise de Classificação, por meio de uma matriz de presença e ausência de espécies. Utilizamos testes de Mann-Whitney para comparar as características da vegetação das áreas e regressões

para relacionar as características da vegetação com os dados de abundância e riqueza entre as áreas.

RESULTADOS

Capturamos 79 indivíduos distribuídos em 22 espécies (ANEXO I), das quais 13 ocorreram na área de borda e 15 na área de mata (Figura 3, Tabela 1). A abundância total das aves não diferiu significativamente entre as áreas, assim como a riqueza de espécies (Figura 4). Em ambas as áreas a espécie mais abundante foi *Columbina minuta* (Figura 3). Na área de mata também foram abundantes as espécies *Myiarchus tyrannulus* e *Pachyramphus polychopterus*, enquanto que na área de borda, a segunda mais abundante foi a *Columbina squammata* (Figura 3).

A área com maior densidade de arbóreas apresentou maior diversidade de Shannon, maior equitabilidade de Pielou e maior dominância de Simpson (Tabela 1). Por meio das análises de Classificação, considerando dados de presença e ausência de espécies entre as áreas amostradas, verificamos a separação de dois grupos (Figura 5), evidenciando dissimilaridade entre a composição de aves presentes na borda e na mata. Nove espécies foram exclusivas da área de mata, enquanto que sete espécies foram exclusivas da área de borda (Figura 3).

As áreas amostradas, borda e mata, diferiram significativamente quanto às características da vegetação que foram mensuradas, exceto no que se refere à altura das herbáceas (Tabela 2). As regressões realizadas para relacionar a abundância de aves e a riqueza de espécies com estes dados de vegetação não apresentaram valores significativos (Tabela 3).

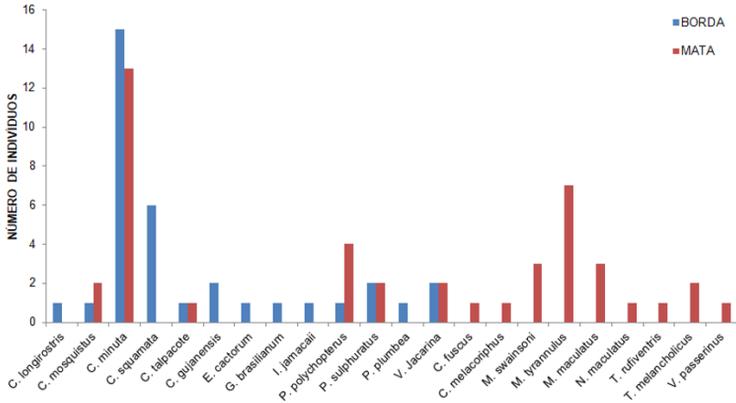


Figura 3 – Espécies de aves amostradas para a comparação da comunidade de aves de ambientes de Caatinga da ESEC do Seridó. Linhas pontilhadas destacam as espécies que foram exclusivas na área de mata. * Destaca as espécies que foram exclusivas na área

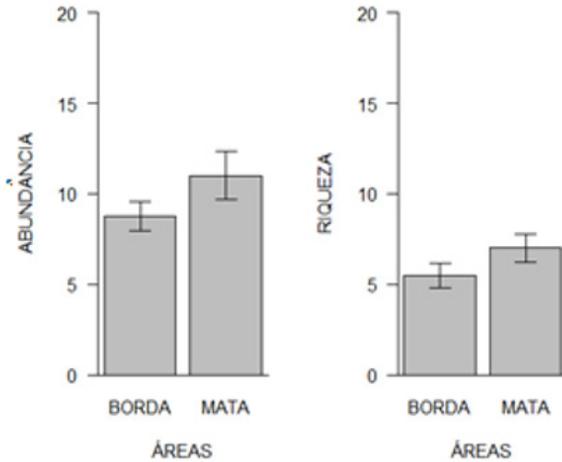


Figura 4 – Abundância (A) e Riqueza (B) médias de aves por ponto de rede nas áreas amostradas para a comparação da comunidade de aves de ambientes de Caatinga da ESEC do Seridó. Barras são médias, linhas erros padrões. Letras iguais indicam diferença significativa ($P > 0,05$).

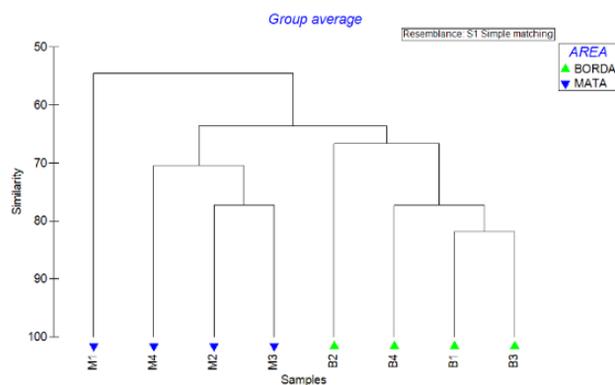


Figura 5 – Análise de Classificação para a composição de aves presentes em áreas de borda para a comparação da comunidade de aves de ambientes de Caatinga da ESEC do Seridó.

Tabela 1 – Espécies de aves registradas em áreas de borda e mata para a comparação da comunidade de aves de ambientes de Caatinga da ESEC do Seridó. Riqueza (S), abundância (N) e índices de Equitabilidade, Diversidade e Dominância para as áreas de estudo quanto à avifauna amostrada.

ÁREA	S	N	Equitabilidade	Diversidade	Dominância
BORDA	13	35	0,77	1,96	0,79
MATA	15	39	0,89	2,40	0,90

Tabela 2 – Variáveis ambientais que caracterizam a vegetação presente em áreas de borda para a comparação da comunidade de aves de ambientes de Caatinga da ESEC do Seridó.

Variáveis	Média	Valor de p
Altura herbácea (cm)		0,09
Borda	93,3	
Mata	164,4	
Número de ramos		0,03
Borda	0,75	
Mata	7,5	
Cobertura do dossel (%)		0,02
Borda	8,9	
Mata	47,2	
Altura árvore (cm)		0,02
Borda	125	
Mata	390	

Valor de $p < 0,05$ indica que houve diferença significativa entre as áreas.

Tabela 3 – Análises de regressão entre a abundância e a riqueza de aves com as características da vegetação para a comparação da comunidade de aves de ambientes de Caatinga da ESEC do Seridó.

Características da vegetação	Valor de F	Valor de P
Abundância		
Altura herbácea (cm)	4,96	0,16
Número de ramos	7,41	0,11
Cobertura do dossel (%)	0,82	0,46
Altura árvore (cm)	10,49	0,78
Riqueza		
Altura herbácea (cm)	0,64	0,51
Número de ramos	0,33	0,62
Cobertura do dossel (%)	3,07	0,22
Altura árvore (cm)	0,13	0,75

DISCUSSÃO

Os resultados demonstram que a riqueza e a abundância de aves não foram diferentes entre os habitats de borda e mata. Como a Caatinga é um ambiente naturalmente aberto, de vegetação esparsa, é possível que os animais que vivem em ambientes de borda já tenham sido selecionados para tolerar as características desses locais. Além disso, os ambientes comparados nesse estudo estão inseridos dentro de uma Unidade de Conservação, o que ameniza a pressão de impactos relacionados à antropização, como a fragmentação, caça, captura e predação por animais domésticos.

A divergência na composição de espécies de aves pode ter ocorrido em decorrência das áreas apresentarem complexidade vegetal diferente, logo, podem ser utilizadas por espécies diferentes, com requerimentos distintos.

A diferença das variáveis de vegetação entre os dois ambientes, corrobora com a diferença fitofisionômica proposta inicialmente. Entretanto, elas não estão relacionadas com a riqueza e abundância, sugerindo que, futuros trabalhos podem incluir outras variáveis desta natureza, bem como maximizar as aferições das variáveis mensuradas neste trabalho. Dessa forma, os padrões de composição observados neste estudo poderão ser melhor explicados.

CONCLUSÃO

As áreas de borda e mata apresentaram abundância e riqueza médias de aves similares, enquanto que a composição de

espécies foi diferente. Houve diferenças fitofisionômicas entre as áreas, e as características da vegetação não se relacionaram com a abundância e riqueza de espécies. O estudo evidenciou que áreas de mata de Caatinga tendem a apresentar maior diversidade de espécies de aves. Porém, mesmo a área de borda, com maior grau de antropização e vegetação esparsa, apresentou composição de espécies distinta da área de mata, o que implica que cada área é de relevante interesse para a conservação de aves da Caatinga. Considerando que os locais de estudo estão inseridos em uma Unidade de Conservação de Proteção Integral e apresentam composição de espécies singular, torna-se imprescindível a criação de mais unidades na Caatinga, especialmente pela pressão antrópica sofrida por este bioma ao longo do tempo.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, H. **Amostragem estimativa de riqueza de espécies e variação temporal na diversidade, dieta, reprodução de aves em áreas da caatinga**. 2009. 199 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2009.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia de indivíduos a ecossistemas**. Porto Alegre: Artmed, 2007.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS – CBRO. **Listas das aves do Brasil**. 2014. Disponível em: <http://www.cbro.org.br>. Acesso em: 24 maio 2018.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annu. Review Ecology System**, v. 34, p. 487-515, 2003.

PICHORIM, M. et al. **Guia de aves da Estação Ecológica do Seridó**. Natal: Caule de Papiro, 2016.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 6. ed. [S.l.]: Editora Guanabara, Koogan, 2009. 534p.

SILVA, J. M.C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (ed.). **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Florida: Springer International Publishing, 2017.

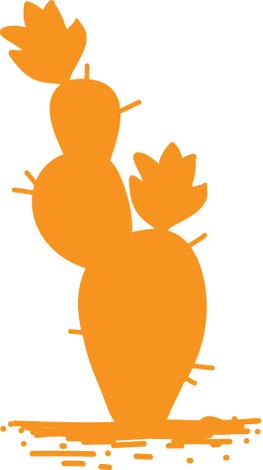
SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, p. 688, 1949.

STERLING, E. J.; GÓMEZ, A.; PORZECANSKI, A. L. A systematic view of biodiversity and its conservation: Processes, interrelationships, and human culture. **BioEssays**, v. 32, n. 12, p. 1090-1098, 2010.

ANEXO I – Lista das espécies de aves amostradas nas áreas de borda e mata para a comparação da comunidade de aves de ambientes de Caatinga da ESEC do Seridó.

Táxon	Nome popular
Columbidae	
<i>Columbina minuta</i> (Linnaeus, 1766)	rolinha-de-asa-canela
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	rolinha-roxa
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	fogo-apagou
Cuculidae	
<i>Coccyzus melacoryphus</i> Vieillot, 1817	papa-lagarta-acanelado
Strigidae	
<i>Glaucidium brasilianum</i> (Gmelin, 1788)	caburé
Trochilidae	
<i>Chrysolampis mosquitus</i> (Linnaeus, 1758)	beija-flor-vermelho
Bucconidae	
<i>Nystalus maculatus</i> (Gmelin, 1788)	rapazinho-dos-velhos
Picidae	
<i>Veniliornis passerinus</i> (Linnaeus, 1766)	picapauzinho-anão
Psittacidae	
<i>Eupsittula cactorum</i> (Kuhl, 1820)	periquito-da-caatinga
Tityridae	
<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	caneleiro-preto
Tyrannidae	
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	irré
<i>Myiarchus tyrannulus</i> (Statius Muller, 1776)	maria-cavaleira-de-rabo-enferrujado
<i>Casiornis fuscus</i> Sclater & Salvin, 1873	caneleiro-enxofre
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	bem-te-vi-rajado
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	suiriri
Vireonidae	

<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari
Troglodytidae	
<i>Cantorchilus longirostris</i> (Vieillot, 1819)	garrinchão-de-bico-grande
Poliopitilidae	
<i>Poliopitila plumbea</i> (Gmelin, 1788)	balança-rabo-de-chapéu-preto
Turdidae	
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	sabiá-laranjeira
Icteridae	
<i>Icterus jamacaii</i> (Gmelin, 1788)	corrupião
Thraupidae	
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	tiziu



Influência da configuração da paisagem sobre as imbricadas visitasões florais em mosaicos vegetais da Caatinga

*Priscilla Ramos
Michael Pratini*

RESUMO

Nesse estudo, nos propusemos a avaliar se a heterogeneidade dos mosaicos vegetais, tanto relativos à cobertura do dossel quanto aos padrões de ocupação do solo, repercutem sobre a composição e abundância das guildas de potenciais polinizadores. Para tanto, foram traçados dois transectos (área aberta vs. área fechada) de 60m x 5m, subdivididos em 4 parcelas de 5m x 5m em duas trilhas situadas na Estação Ecológica do Seridó, Serra Negra do Norte, Brasil. As observações seguiram o método indivíduo focal, com a ocorrência dos indivíduos atribuídas aos morfotipos observados. Foi registrado um total de 352 indivíduos pertencentes a 23 morfotipos, sendo a abelha listrada e o inseto laranja os mais representativos. As oito parcelas de estudo foram agrupadas em três grupos de similaridade: rosa (parcelas 1 e 2), verde (parcelas 3, 5 e 6) e azul (parcelas 4, 7 e 8). A análise de correspondência canônica evidenciou

que o componente que mais influenciou a maior riqueza de visitantes foi a ocorrência de trepadeiras, seguida da presença de herbáceas e gramíneas, por último o dossel e a maior proporção de árvores nas parcelas. Os diferentes mosaicos observados, que ora se adensam e se fecham ora se abrem e se espalham, com base em mudanças na densidade da cobertura do dossel e da cobertura vegetal ao nível do chão, resultaram em diferentes níveis de atratividade para os visitantes florais. Logo, concluímos que os potenciais polinizadores parecem não ocorrer aleatoriamente, mas sim em consequência direta da disponibilidade de variadas formas, cores, efeitos e funções da disposição dos respectivos tipos de flores. Outro ponto é que as variações em escalas de observação local dos visitantes, podem refletir variação em escalas regionais, dado que a caatinga é bastante diversa em relação às espécies vegetais, embora ainda subestimadas e consideravelmente negligenciadas. Desse modo, é plausível supor que mudanças em pequenos aspectos da vegetação arbustiva ou arbórea, podem vir a debilitar a eficiência e persistência desses importantes processos ecossistêmicos locais de pequena e média escala. Por isso, sugerimos cautela com as medidas de conservação e planos de manejo dos mosaicos vegetais mistos da Caatinga.

Palavras-chave: Insetos visitantes. Abelhas. Borboletas. Dossel. Vegetação arbórea. Herbáceas.

INTRODUÇÃO

As interações positivas da natureza podem ser tão belas quanto complexas e desafiadoramente incompreendidas, devido à influência que as variações ambientais têm sobre as formas de organização locais e regionais das assembleias que coevoluíram (*sensu* JORDANO, 1987) para assegurar sua mútua sobrevivência (BATSTONE *et al.*, 2018). Nesse sentido, a averiguação da importância de processos ecológicos que envolvem múltiplas espécies, como as visitas de potenciais polinizadores, devem levar concomitantemente em consideração os principais fatores desencadeadores da agregação vs. dispersão das redes de interações mutualísticas (VÁZQUEZ *et al.*, 2009; TRAVESET; TUR; EGUÍLUZ, 2017).

Dado que as parcerias estabelecidas entre animais visitantes e plantas, normalmente configuram os típicos casos de redes de interações tróficas contempladas pelo escopo da Teoria de Metaecossistemas, o qual presume que quando não há barreiras intransponíveis para a montagem das metacomunidades, os limites ou bordas são facilmente interligados pela movimentação dos animais (LOREAU; MOUQUET; HOLT, 2003). Embora os encontros sejam breves, são muito oportunos e recorrentes, fazendo com que a distribuição discreta ou contínua das plantas, favoreça tanto a coexistência de diversas espécies em pouco espaço, quanto o maior número possível de espécies de visitantes associados a elas.

Entre esses ecossistemas fortemente conectados por meio das fronteiras facilmente transponíveis, a similaridade dos requerimentos de nicho dos visitantes (*i.e.*, espécies que preferem as mesmas estruturais florais), pode não ser um fator limitante ou mutuamente exclusivo na caatinga, pelo contrário.

Basta considerarmos que se uma mesma espécie de visitante transita por uma ou mais espécies de plantas vizinhas, o fitness de ambos pode ser beneficiado simultaneamente, especialmente quando a visita resulta em polinização (SCHENK; KRAUSS; HOLZSCHUH, 2018).

Por esta perspectiva teórica, partimos do pressuposto de que a heterogeneidade das condições dos micro-habitats repercute diretamente sobre os aspectos quantitativos e qualitativos das associações entre os visitantes e plantas favorecidas por eles. Ademais, as combinações aleatórias entre variadas proporções de árvores, herbáceas, gramíneas e trepadeiras nos mosaicos da Caatinga, podem ser consideradas essenciais para formar e manter a complexidade estrutural das redes de associações mutualísticas, que asseguram os ciclos fenológicos e o incremento da biodiversidade nesse bioma ameaçado por atividades antrópicas que descaracterizam sua heterogeneidade. Uma vez que, quanto maior a diversidade de herbáceas e trepadeiras, maiores são os atrativos para os visitantes.

Assim, uma determinada espécie que produz flores constantemente como uma trepadeira, pode ocasionalmente conviver com outra que consegue suportar suas sobreposições físicas, sem que isso resulte estritamente em prejuízos ao crescimento da hospedeira, mas em contrapartida, ser beneficiada pelo aporte de polinizadores que são rotineiramente atraídos pelas vizinhas hospedadas. Desse modo, no momento em que as flores da planta que cedeu espaço estiverem disponíveis, os mutualistas já estarão tão habituados a visitar aquela região, que o favor de as visitar e até polinizá-las será realizado sem custos adicionais.

Interessados em compreender como e em que tipo de contexto esse tipo de interação se desenvolve na rusticidade

da Caatinga, objetivamos avaliar se a heterogeneidade dos mosaicos vegetais, tanto relativos à cobertura do dossel quanto aos padrões de ocupação do solo, repercutem sobre a composição e abundância das guildas de potenciais polinizadores. Além de observar se e como essas guildas variam entre áreas abertas e fechadas da Caatinga, testando Hipótese 1: Se a heterogeneidade varia entre os gradientes, logo ela interfere nos padrões de riqueza e a abundância de potenciais polinizadores, então Predição 1: Os visitantes (i.e., potenciais polinizadores) devem preferir as manchas mais heterogêneas e predominantemente compostas por herbáceas ou trepadeiras (que normalmente contém mais flores). Predição 2: Manchas muito homogêneas não devem resultar em incremento da diversidade das guildas, mas sim na predominância de poucos tipos de visitantes. Predição 3: Em função disso, a heterogeneidade fitofisionômica local funciona como uma boa variável preditora das respostas das comunidades animais associadas, e portanto, é um importante elemento a ser considerado nos planos de manejo e conservação regionais.

MÉTODOS

Área de estudo

O presente estudo foi realizado na Estação Ecológica (ESEC) do Seridó, situado no município de Serra Negra do Norte, Rio

Grande do Norte, Brasil. Dois transectos de 60m x 5m foram traçados, totalizando 300m² de área amostral, cada um deles subdividido em 4 parcelas de 5m x 5m, equidistantes 15 m. O primeiro transecto situava-se na trilha que dá acesso aos afloramentos rochosos, popularmente conhecido por lajedos e continha as parcelas de 1 a 4, enquanto o segundo situava-se na Trilha da Caveira e continha as parcelas de 5 a 8. Estes foram classificados como área aberta e fechada, respectivamente.

Desenho amostral

As observações ocorreram durante o período da manhã, nos dias 27 e 28 de maio de 2018. Para fim de registro de ocorrência das interações mutualísticas, foram realizadas estimativas visuais simultâneas por dois observadores, em cada parcela, por 20 minutos/dia, situados em oposições opostas das parcelas e posicionados de maneira que o seu campo visual alcançasse um raio de 2.5 m². Passados os 10 primeiros minutos, os mesmos trocavam de posição onde permaneciam pelos 10 minutos seguintes, para que a influência do observador fosse diluída entre os pontos e desse modo, os processos não subestimassem, nem superestimassem a complexidade das interações. Cada parcela foi revisitada a fim de viabilizar a obtenção de réplicas, resultando em um esforço amostral total de 40 min. por parcela.

As observações seguiram o método indivíduo focal, que consiste na contagem de cada indivíduo que chegou na parcela como uma visita, independentemente de quantas flores foram visitadas por ele. Após a coleta, os indivíduos observados foram

agrupados quanto ao seu morfotipo para obtermos o registro de abundância. Desse modo, uma única variável resposta quantitativa foi obtida além da riqueza. Ambas viabilizaram comparações entre as variações intra e inter parcelas, melhor descritas a seguir.

Para estimar os efeitos da heterogeneidade da cobertura vegetal das parcelas, foi quantificada a cobertura do dossel, por meio de imagens obtidas de maneira padronizada sempre pelo mesmo observador, a partir do ponto central de cada parcela, a uma distância de aproximada de 45 cm do chão. Elas foram transferidas para o software ImageJ, onde a densidade da cobertura foi estimada através da ferramenta que contrasta as porções preta e branca presentes na imagem e fornece um percentual que pode ser interpretado como uma variável explicativa importante para diferenciar pequenas manchas da paisagem. Estas imagens possibilitaram posteriormente que as estimativas de complexidade do dossel pudessem ser correlacionadas com a composição da vegetação ao nível do solo, assim como com a riqueza e abundância dos componentes das redes de interações da Caatinga.

O nível de heterogeneidade da composição vegetal ao nível do solo foi estimado para cada parcela através da atribuição de proporções visuais realizadas pelos dois observadores subdividindo cada parcela em 4 quadrantes de tamanhos iguais (1,25 m²), entre os quais foram visualmente estimados os respectivos percentuais de árvores, herbáceas não trepadeiras, trepadeiras e gramíneas, que posteriormente foram incorporados em uma estimativa de composição média para cada parcela como um todo.

Análises estatísticas

A fim de verificar a média e o desvio padrão da abundância dos morfotipos de visitantes florais, foram elaborados gráficos do tipo lineplot. Com a finalidade de verificar se há mudanças na composição dos grupos de potenciais polinizadores entre as parcelas estudadas, a disposição dos morfotipos foram interpretados na análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com os dados padronizados de acordo com a distância de Bray-Curtis (ANDERSON *et al.*, 2011), aplicados à função metaMDS do pacote vegan. Isso nos possibilitou ordenar os morfotipos em duas dimensões, e assim avaliar as relações entre as parcelas e os transectos amostrados (área aberta/parcelas 1 a 4, e área fechada/parcelas 5 a 8), com os respectivos morfotipos. A Análise de correspondência canônica realizada a partir da transformação de Hellinger, considerada uma das mais apropriadas para os dados de comunidades naturais conforme Legendre e De Cáceres (2013), foi utilizada para avaliar se as variáveis bióticas descritoras da heterogeneidade das parcelas, como: cobertura do dossel e proporção de árvores, herbáceas, trepadeiras e gramíneas, influenciariam na riqueza e abundância de potenciais polinizadores. Todas as análises foram realizadas no software R versão 3.5.0 (R CORE TEAM, 2018).

RESULTADOS

Foi contabilizado um total de 352 indivíduos pertencentes a 23 morfotipos (abelha amarela, abelha listrada, abelha preta, borboleta amarela, borboleta bege, borboleta branca, borboleta

cinza, borboleta laranja, borboleta preta, borboleta verde, beija-flor, inseto azul, inseto laranja, inseto pequeno, mosca grande, mosca listrada, mosca pequena, mosca verde, mosca vermelha, mamangava, marimbondo, mariposa e vespa). A abelha listrada e o inseto laranja foram os morfotipos mais representativos, seguidos da abelha preta e borboleta verde. Outros, um pouco menos abundantes, mas recorrentes foram a abelha preta, borboleta branca, borboleta verde, inseto azul e da mosca listrada. Por fim, houve também morfotipos pouquíssimo registrados, tais como a abelha amarela, borboletas amarela, bege, cinza, laranja e preta, beija-flor, inseto pequeno, moscas grande, verde e vermelha, mamangava, marimbondo, além da mariposa e da vespa (Figura 1).

A partir da análise dos dados de composição das espécies de potenciais polinizadores observados e das parcelas amostradas, foi possível verificar clara divergências entre elas. As oito parcelas observadas: parcelas 1 a 4 (área aberta), e parcelas 5 a 8 (área fechada), foram agrupadas em três grupos, com base na Figura 2: respectivamente representados em rosa (parcelas 1 e 2), verde (parcelas 3, 5 e 6) e azul (parcelas 4, 7 e 8). Os componentes do grupo representado pela cor rosa revelaram forte presença dos morfotipos: abelha listrada, abelha amarela, mamangava e borboleta cinza, que não tiveram alcance significativo nos dois outros conjuntos, mostrando clara preferência para visitação floral em áreas abertas.

O agrupamento destacado em verde, apesar de incluir parcelas de áreas distintas, compartilham morfotipos similares, provavelmente devido à parcela três, que mesmo estivesse em área aberta, apresentava configuração arbórea semelhante aos observados na área fechada.

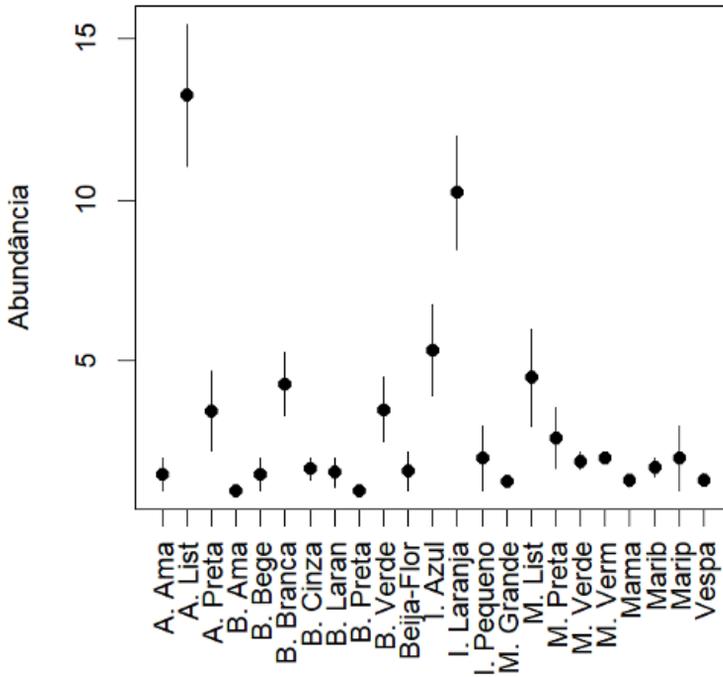


Figura 1 – Média e desvio padrão para a relação entre riqueza e abundância de visitantes florais em fragmentos abertos e fechados de uma área de caatinga, ESEC – Seridó, Serra Negra do Norte, Rio Grande do Norte, Brasil (A. = Abelha, Ama = Amarela, B. = Borboleta, I. = Inseto, List = Listrada, M. = Mosca, Mama = Mamangava, Marib = Maribondo, Marip = Mariposa).

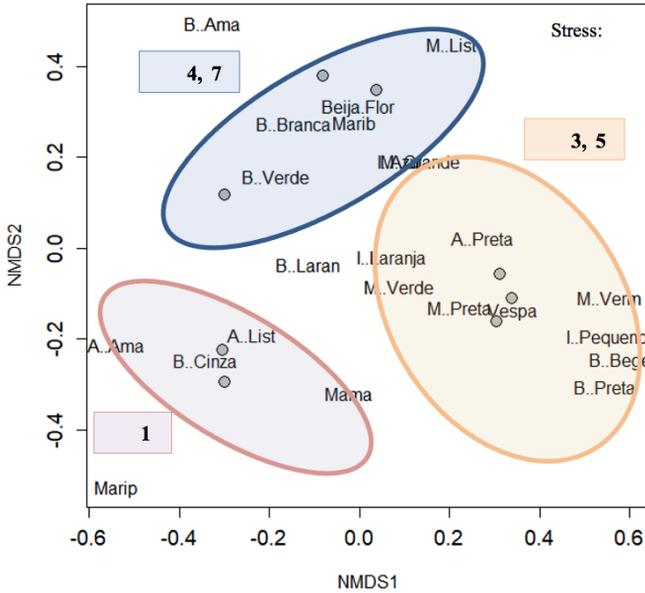


Figura 2 – Representação gráfica de dois primeiros eixos em NMDS, mostrando a disposição e o alocamento dos grupos a partir das similaridade entre os morfotipos de visitantes florais observados e as parcelas amostradas na Estação Ecológica do Seridó (ESEC-Seridó), Serra Negra, Rio Grande do Norte, Brasil (A. = Abelha, Ama = Amarela, B. = Borboleta, I. = Inseto, List = Listrada, M. = Mosca, Mama = Mamangava, Marib = Maribondo, Marip = Mariposa).

Enquanto no agrupamento rosa pode-se destacar a presença do beija-flor, que praticamente encontrou-se restrito às parcelas 7 e 8, com maior configuração arbórea. Além do fato da parcela 4 (área aberta), estar agrupada com parcelas 7 e 8 (área fechada), que pode estar ligado a fato de que alguns morfotipos observados serem mais generalistas quanto às

suas escolhas de local de visitação, fato que também pode ser aplicado ao conjunto anteriormente supracitado (Figura 2).

A análise de correspondência can nica indicou elevada associa o de alguns morfotipos com o Dossel (0,84 no eixo 1) e a propor o ocupada por árvores nas parcelas (0,62 no eixo 1 e 0,37 no eixo 2), principalmente para as moscas listradas, marimbondos e os beija-flores. Porém, o componente que mais influenciou a maior riqueza de visitantes parece ter sido a ocorrência de trepadeiras (0,68 no eixo 1 e -0,19 no eixo 3), sobre variados tipos de moscas, insetos, borboletas e a abelha preta. Enquanto as borboletas cinza e as abelhas listrada e amarela, também se apresentaram fortemente relacionadas às herbáceas (-0,27 no eixo 2 e 0,78 no eixo 4) e gramíneas (-0,53 no eixo 1 e -0,79 no eixo 4).

DISCUSSÃO

O fato de que a heterogeneidade fitofisionômica repercute sobre os padrões de insetos visitantes florais ter sido claramente respaldado pelas análises multivariadas, indicam que a presença de aspectos vegetacionais variados na Caatinga, deve ser vista como um fator preponderante para assegurar a uma maior complexidade e recorrência de importantes processos ecossistêmicos entre os gradientes dessa paisagem (BASCOMPTE; JORDANO; OLESEN, 2006).

Sobretudo, porque uma rela o bem-sucedida entre espécies mutuamente dependentes prescinde de uma aloca o mínima de percentuais de cobertura e co-ocorrência de árvores, herbáceas, gramíneas e trepadeiras, essenciais que serve para

assegurar a maior diversidade possível de relações recíprocas, e assim, otimizar os benefícios mútuos da ocorrência de visitas por manchas múltiplas, semi contínuas ou descontínuas ao longo da paisagem, a fim de que as chances de polinização aumentem e alcancem maior sucesso (STIRNEMANN *et al.*, 2015), conforme constatamos através da repetição das observações.

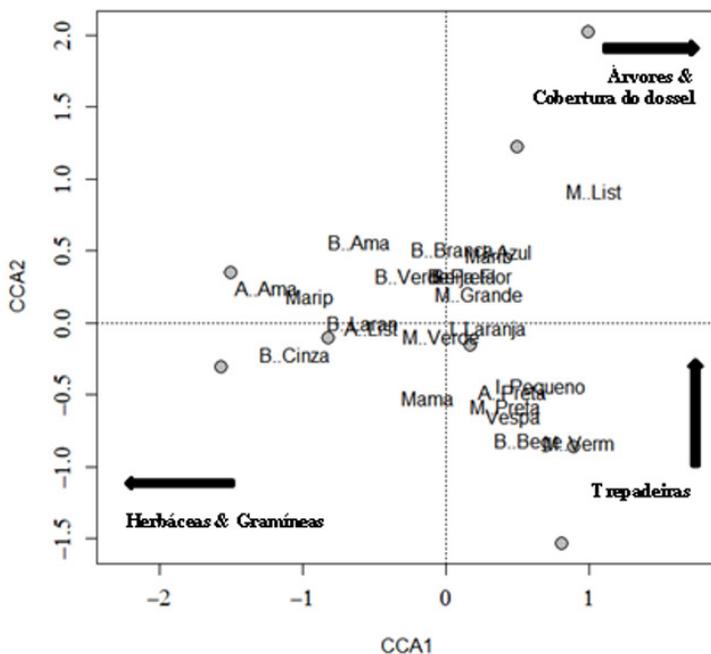


Figura 3 – Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre as variáveis ambientais (Cobertura do dossel, percentual de árvore, herbácea, trepadeira e gramínea) e os morfotipos observados na Estação Ecológica do Seridó (ESEC-Seridó), Serra Negra, Rio Grande do Norte, Brasil (A. = Abelha, Ama = Amarela, B. = Borboleta, I. = Inseto, List = Listrada, M. = Mosca, Mama = Mamangava, Marib = Maribondo, Marip = Mariposa) ($F = 1,75$, $P = 0,037$).
 Fonte: Priscilla Ramos e Michael Pratini

Os visitantes realmente optaram por gradientes diferentes, conforme o previsto por meio da Predição 1. O que é positivo, relevante e ressaltado na literatura (RADER *et al.*, 2016). Desse modo, é plausível supor que se as escolhas dos visitantes variam entre pequenas escalas de observação local, é possível que variem também em maiores escalas regionais, dado que a Caatinga é bastante diversa em relação às espécies vegetais que coexistem em pequenos limites espaciais (LEVINE *et al.*, 2017). Porém, as magnitudes dessas variações são ainda subestimadas e consideravelmente negligenciadas (SILVEIRA *et al.*, 2016).

Em função disso, o levantamento dos fatores preditores (i.e., heterogeneidade) que o incrementam ou declinam a qualidade e quantidade das associações entre plantas e insetos e até dos vertebrados que visitam as flores, podem nos surpreender pela complexidade que há por trás dos emaranhados imbricados de herbáceas e trepadeiras presentes na Caatinga. Estes, muitas vezes, se misturam com as árvores e se separam pelas gramíneas, conforme observamos de maneira mais marcante entre os transectos 1 (i.e., trilha de acesso ao lajedo) e 2 (i.e., trilha da caveira), que funcionaram como pequenas amostras *in loco* dos imensos mosaicos de gradientes que ora se adensam e se fecham, ora se abrem e facilitam o trânsito das visitas ao longo dos corredores da Caatinga (FERREIRA; BOSCOLO; VIANA, 2013), tendo assim, nítidos efeitos sobre a estrutura e a vulnerabilidade das comunidades que dependem desses recursos permanentemente (HEILPERN; WEEKS; NAEEM, 2018).

Aqui, foi possível observar que pequenas mudanças na densidade da cobertura do dossel e da cobertura vegetal ao nível do chão, resultaram em diferentes níveis de atratividade para os visitantes florais. Os potenciais polinizadores parecem não ocorrer aleatoriamente (TRAVERSE; TUR; EGUÍLUZ,

2017), mas sim em consequência direta da disponibilidade de variadas formas, cores, efeitos e funções da disposição de um determinado tipo de flor. Observamos que as árvores colaboram para que as trepadeiras alcancem pontos mais altos em uma determinada parcela, o que faz com que os beija-flores sejam mais facilmente atraídos. Enquanto que mais ao nível do solo, herbáceas e gramíneas, com alturas bem próximas, podem se segregar ou coexistir, atraindo para si, morfotipos parecidos de visitantes, como variados tipos de abelhas, borboletas e moscas. Por meio deste estudo, a Caatinga nos revelou que certos processos ecológicos precisam ser observados bem de perto, para serem melhor estimados e compreendidos, pois um olhar distante não teria percebido que tal emaranhado de interações entre animais e plantas poderia se desenrolar com tamanha intensidade em pequenos fragmentos dessa tal “savana”. Assim, a importância desses fenômenos permaneceria subestimada ou ignorada. Esse levantamento de curto prazo pode servir como estímulo para pesquisas futuras de maior tempo, a fim de estimar os também os efeitos da variabilidade temporal sobre os tipos de visitação (PETANIDOU *et al.*, 2008), os quais provavelmente oscilam em função das condições temporais e também das mudanças fenológicas das plantas.

O apelo conservativo das interações que evidenciamos aqui, assegura que as atividades antrópicas não podem se desenvolver de maneira desrespeitosa e desenfreada sobre esse bioma, uma vez que a maior diversidade de estrutura vegetais atrai uma maior riqueza de potenciais polinizadores, e isso, não se restringe ao espaço estrito em que uma única espécie de planta aparece, pois os visitantes florais parecem se comportar de maneira “generalista” sem restringir sua atividade a uma única área ou único tipo de flor (VÁZQUEZ; AIZEN, 2004).

Ora, se removêssemos tudo isso daquele determinado ponto ou de toda a trilha, onde será que esses visitantes iriam realizar o seu serviço ecossistêmico? E se mantivéssemos tudo isso, para instalar ali ao lado, um sistema agroflorestal planejado, que respeitasse essa dinâmica de codependência das visitas florais. Que benefícios seriam gerados para os pequenos agricultores? (BURKLE; DELPHIA; O'NEILL, 2017). A priori, quanto mais complexas essas interações mutualistas, melhor para o sistema como um todo (PIRES; MARQUITTI; GUIMARÃES, 2017). Mas, ao nosso ver, a importância desse tipo de estudo perpassa e ao mesmo tempo transcende a nossa escala pontual de observações, alcançando uma esfera de debates e implicações muito maiores que essa que conseguimos contemplar com a escala fina das nossas pequenas parcelas (5x5m) (GONZÁLEZ-VARO *et al.*, 2013).

A utilidade típica da ecologia aqui aplicada, nos convida a redirecionar o olhar sobre as imbricadas e diferenciadas interações em redes que se estabelecem entre plantas e visitantes florais da Caatinga, com mais cuidado e atenção para simples fatores que parecem pequenos e que podem passar despercebidos quanto à relevância, mas que podem desencadear variados efeitos sucessivos e sem precedentes, com potencial para a repercutir no sentido de promover ou comprometer o sistema inteiro (GROSS, 2017). Pensando assim, não apenas o desmatamento traz prejuízos para a biota que depende da vegetação, mas a homogeneização e a descaracterização dos gradientes vegetacionais também (CHI; MOLANO-FLORES, 2015).

CONCLUSÃO

Desse modo, concluímos que independente do porte corporal e do carisma do grupo de visitantes em questão, sejam eles moscas, abelhas ou borboletas, ambos têm sua importância isolada, e coletiva ou pareada, dado que parecem atuar de maneira complementar e compensatória entre os gradientes em que sua ocorrência não se sobrepõe. Portanto, sua performance está diretamente atrelada à configuração da paisagem. Portanto, é plausível supor que mudanças em pequenos aspectos da vegetação arbustiva ou arbórea, podem vir a debilitar a eficiência e persistência desses processos. Por isso, em virtude de todos os motivos apresentados aqui, sugerimos cautela com as medidas de conservação e planos de manejo que afetam indiretamente as interações salvaguardadas pelos limites das áreas abertas e fechadas existentes ao longo dos mosaicos mistos da Caatinga.

REFERÊNCIAS

- ANDERSON, M. J. et al. Navigating the multiple meanings of β diversity: A roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 14, p. 19–28, 2011.
- BASCOMPTE, J.; JORDANO, P.; OLESEN, J. M. Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. **Science**, v. 312, p. 431–433, 2006.
- BATSTONE, R. T. et al. Using niche breadth theory to explain generalization in mutualisms. **Ecology**, v. 99, p. 1039–1050, 2018.
- BURKLE, L. A.; DELPHIA, C. M.; O'NEILL, K. M. A dual role for farmlands: food security and pollinator conservation. *Journal of Ecology*, v. 105, p. 890–899, 2017.
- CHI, K.; MOLANO-FLORES, B. Degradation of habitat disrupts plant–pollinator interactions for a rare self-compatible plant. **Plant Ecology**, v. 216, p. 1275–1283, 2015.
- FERREIRA, P. A.; BOSCOLO, D.; VIANA, B. F. What do we know about the effects of landscape changes on plant–pollinator interaction networks? **Ecological Indicators**, v. 31, p. 35–40, 2013.
- GONZÁLEZ-VARO, J. P. et al. Combined effects of global change pressures on animal-mediated pollination. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 28, p. 524–530, 2013.

GROSS, C. L. Improving vegetation quality for the restoration of pollinators - The relevance of co-flowering species in space and time. **Rangeland Journal**, v. 39, p. 499–522, 2017.

HEILPERN, S. A.; WEEKS, B. C.; NAEEM, S. Predicting ecosystem vulnerability to biodiversity loss from community composition. **Ecology**, v. 99, p. 1099–1107, 2018.

JORDANO, P. Patterns of Mutualistic Interactions in Pollination and Seed Dispersal: Connectance, Dependence Asymmetries, and Coevolution. **The American Naturalist**, v. 129, p. 657–677, 1987.

LEGENDRE, P.; DE CÁCERES, M. Beta diversity as the variance of community data: Dissimilarity coefficients and partitioning. **Ecology Letters**, v. 16, p. 951–963, 2013.

LEVINE, J. M. et al. Beyond pairwise mechanisms of species coexistence in complex communities. **Nature**, v. 546, p. 56–64, 2017.

LOREAU, M.; MOUQUET, N.; HOLT, R. D. Meta-ecosystems: A theoretical framework for a spatial ecosystem ecology. **Ecology Letters**, v. 6, p. 673–679, 2003.

PETANIDOU, T. et al. Long-term observation of a pollination network: Fluctuation in species and interactions, relative invariance of network structure and implications for estimates of specialization. **Ecology Letters**, v. 11, p. 564–575, 2008.

PIRES, M. M.; MARQUITTI, F. M. D.; GUIMARÃES, P.
R. The friendship paradox in species-rich ecological
networks: Implications for conservation and monitoring.
Biological Conservation, v. 209, p. 245–252, 2017.

R CORE TEAM. R: A language and environment for
statistical computing. R Foundation for Statistical
Computing, Vienna, Austria. 2018. Disponível em: [http://
www.R-project.org/](http://www.R-project.org/). Acesso em: 25 maio 2018.

RADER, R. et al. Non-bee insects are important contributors
to global crop pollination. **Proceedings of the National
Academy of Sciences**, v. 113, p. 146–151, 2016.

SCHENK, M.; KRAUSS, J.; HOLZSCHUH, A. Desynchronizations
in bee–plant interactions cause severe fitness losses in solitary
bees. **Journal of Animal Ecology**, v. 87, p. 139–149, 2018.

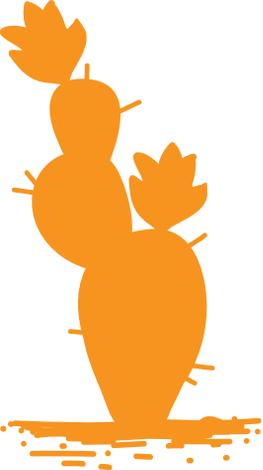
SILVEIRA, F. A. O. et al. Ecology and evolution of plant
diversity in the endangered campo rupestre: a neglected
conservation priority. **Plant and Soil**, v. 403, p. 129–152, 2016.

STIRNEMANN, I. A. et al. Measuring habitat
heterogeneity reveals new insights into bird community
composition. **Oecologia**, v. 177, p. 733–746, 2015.

TRAVERSE, A.; TUR, C.; EGUÍLUZ, V. M. Plant survival and
keystone pollinator species in stochastic coextinction
models: Role of intrinsic dependence on animal-
pollination. **Scientific Reports**, v. 7, p. 1–10, 2017.

VÁZQUEZ, D. P.; AIZEN, M. A. Asymmetric Specialization :
a Pervasive Feature of plant-pollinator interactions.
Ecology, v. 85, n. 5, p. 1251–1257, 2004.

VÁZQUEZ, D. P. et al. Uniting pattern and process
in plant-animal mutualistic networks: A review.
Annals of Botany, v. 103, p. 1445–1457, 2009.



Seria a *Mimosa tenuiflora* uma facilitadora para o estabelecimento de outras lenhosas em diferentes ambientes?

Bruna Carvalho
Milena Cordeiro
Rayane Fernandes
Marina S. Moura

RESUMO

Interações intra e interespecíficas são contexto-dependentes, variando com as condições e recursos do ambiente em que os organismos estão inseridos. Assim, o resultado das interações pode variar desde negativas até positivas. Dentre as positivas, a facilitação aumenta a disponibilidade de recursos e melhora as condições do entorno para seus vizinhos, entretanto, esse efeito facilitador pode ser minimizado na presença de organismos alelopáticos. O objetivo deste trabalho foi avaliar se a *Mimosa tenuiflora* (jurema preta) atua como facilitadora para o estabelecimento de plantas lenhosas em diferentes ambientes, um com alta representatividade de gramínea e outro com baixa, dentro da Caatinga. Para isso, medimos 20 espécimes de *M. tenuiflora*, e contabilizamos a abundância e a riqueza de

espécies lenhosas em desenvolvimento dentro de um raio de 1 m a partir do caule, e comparamos (de forma pareada) com 20 amostras aleatorizadas distantes 3 m da árvore facilitadora. Como resultado, a *M. tenuiflora* se mostrou benéfica ao estabelecimento de outras espécies lenhosas, entretanto a facilitação foi mais expressiva nos ambientes com baixa representatividade de gramínea, mostrando variações na capacidade facilitadora de uma espécie pela dependência de condições ambientais e de múltiplas interações com outras espécies do entorno. O fato das gramíneas serem alelopáticas corrobora ainda mais com o fato de determinadas espécies poderem diminuir a capacidade de facilitação de espécies facilitadoras em co-ocorrência, pela modificação do meio.

Palavras-chave: Facilitação. Gramíneas. Jurema preta. Caatinga. Semiárido.

INTRODUÇÃO

As interações intra e interespecíficas são amplamente estudadas na ecologia devido ao seu papel modulador nas comunidades. Essas interações são contexto-dependentes e diferem em função dos variados graus de disponibilidade de recursos presentes no ambiente, mas também, do requerimento dos indivíduos que os compartilham (FAGUNDES, 2016). Dependendo da combinação destes fatores, o resultado das interações pode variar desde negativas até positivas.

Apenas no último século, as interações positivas passaram a ser incorporadas nos trabalhos de estruturação

de comunidades naturais (BROOKER *et al.*, 2008). Dentre essas, destaca-se a facilitação, quando um indivíduo aumenta o crescimento e/ou sobrevivência de outro por disponibilizar recursos e/ou melhorar as condições abióticas em seu entorno (GÓMEZ-APARICIO, 2009). Isso ocorre, primordialmente, em estágios primários da sucessão, sendo essencial para o estabelecimento de plantas secundárias. Nesse sistema, as espécies facilitadoras auxiliam no estabelecimento e sobrevivência das espécies de plantas regeneradoras (FAGUNDES, 2016), entretanto, a ação facilitadora pode ser minimizada na presença de outras espécies que modificam negativamente o meio, como espécies alelopáticas (SEIGLER, 1996).

A vista do elucidado, o objetivo do presente trabalho foi avaliar se a *Mimosa tenuiflora* (jurema preta) atuaria com facilitadora para plantas lenhosas em dois tipos de ambientes com diferentes representatividades de gramínea, em um local semiárido no bioma Caatinga. Mais precisamente, nossas hipóteses são (1) a presença da *M. tenuiflora* facilita o estabelecimento de espécies lenhosas, visto que ela propicia maior umidade, sombreamento, nutrientes e recrutamento de microrganismos para a melhor germinação de sementes e estabelecimento de plântulas e (2) que o efeito facilitador da *M. tenuiflora* é reduzido na área com maior representatividade de gramíneas pelo fato das gramíneas terem efeito alelopático sobre as espécies circundantes, principalmente as que estariam se estabelecendo, liberando no ambiente metabólitos secundários tóxicos, podendo esse efeito alelopático superar o efeito facilitador da mimosa.

MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi realizado na Estação Ecológica do Seridó (ESEC-Seridó), unidade de conservação no domínio fitogeográfico da Caatinga. Localizada no município de Serra Negra do Norte, estado do Rio Grande do Norte, distante 309 km da capital, com área total de 1.123,59 hectares (coordenadas 6°35'00"/6°40'00"S e 37°20'-37°39'00"O). A ESEC-Seridó é caracterizada pelo clima semiárido do tipo BsWh', segundo a classificação de Köppen. Apresenta média de temperaturas máximas de 35,2° C e das mínimas 20,3° C, com forte e prolongada exposição solar (média anual de 2.800 horas de insolação) (IBAMA, 2004).

Objeto de estudo

A *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir é uma árvore arbustiva (4 - 7 m) pertencente à família Fabaceae, típica do domínio fitogeográfico da Caatinga, ocorrendo praticamente em todo o nordeste brasileiro (LORENZI, 2002). Apresenta resistência à seca, fogo e distúrbios ecológicos, com grande capacidade de rebrota durante todo o ano (BAKKE *et al.*, 2006). Possui grande capacidade de colonização de áreas degradadas, de crescimento rápido e com boa capacidade de rebrota após o corte (QUEIROZ, 2009).

Elegemos essa espécie por ser abundante nos ambientes abertos de regeneração do local. Além disso, em seu estudo, Fagundes (2016) determinou o Índice de Interação Relativa (RII) de sobrevivência para algumas espécies da Caatinga, no qual a *M. tenuiflora* apresentou o segundo maior score (0,1286), indicando ser uma boa facilitadora.

Procedimentos amostrais

Escolhemos dois ambientes, um com maior representatividade de gramíneas e o outro com baixa representatividade de gramíneas (Figura 1). Para cada ambiente selecionamos aleatoriamente 10 espécimes de *M. tenuiflora* para avaliar sua facilitação. Para a aleatorização, sorteamos um dos pontos cardinais e caminhamos até a árvore mais próxima definindo um raio de 1m de comprimento em torno do tronco principal para a contabilização da abundância e riqueza de lenhosas secundárias sob a copa, sendo esse o primeiro tratamento. O segundo tratamento consistia na presença de lenhosas em desenvolvimento fora da copa da *M. tenuiflora*, e novamente realizamos um sorteio de pontos cardinais a uma distância de 3 m da facilitadora e definimos um raio de 1 m em torno do ponto marcado.

Para cada indivíduo de *M. tenuiflora* também medimos: altura (por estimativa visual), área da copa (através da fórmula: $\pi * D * d / 4$, onde “D” representa o diâmetro maior e “d” o menor) e cobertura da copa (através de fotos a 1 m do solo com porcentagem de cobertura calculada pelo programa ImageJ) a fim de

eliminar possíveis fatores de confusão no resultado da ação facilitadora da *Mimosa* nos dois ambientes estudados.

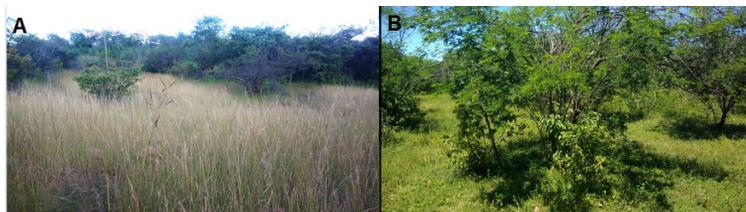


Figura 1 – Ambientes de estudo. A: alta representatividade de gramíneas; B: baixa representatividade de gramíneas.

Análises de dados

Fizemos uma ANOVA *two-way* para testar o efeito da presença da facilitadora *M. tenuiflora*, o efeito do ambiente com alta e baixa representatividade de gramíneas e o efeito da interação entre eles sobre a abundância de lenhosas e outra para testar os mesmos efeitos sobre a riqueza de lenhosas. Para testar se havia diferença entre a altura, área da copa e cobertura do dossel da *M. tenuiflora* entre os ambientes de alta e baixa representatividade de gramíneas, fizemos três ANOVA's *one-way*.

RESULTADOS

Não houve diferença na altura ($G1 = 1$, $F = 0,548$, $p = 0,469$, Figura 2 A) e na área da copa da *M. tenuiflora* ($G1 = 1$, $F = 1,161$, $p = 0,295$, Figura 2 B) entre os ambientes com alta e baixa

representatividade de gramíneas. A cobertura do dossel da *M. tenuiflora* foi ligeiramente maior no ambiente com baixa representatividade de gramíneas (Gl = 1, F = 4,392, p = 0,05, Figura 2 C).

A abundância e a riqueza de árvores lenhosas foram maiores no ambiente com baixa representatividade de gramíneas (Gl = 1, F = 7,2119, p = 0,011, Figura 3 A, C; Gl = 1, F = 11.463, p = 0,002, Figura 3. B, D).

E, o efeito da interação de *M. tenuiflora* na abundância e riqueza de lenhosas foi maior na na área com baixa representatividade de gramíneas (Gl = 1, F = 7,2119, p = 0,011, Figura 3 A, C; Gl = 1, F = 11.463, p = 0,002, Figura 3 B, D).

DISCUSSÃO

A *M. tenuiflora* se mostrou benéfica ao estabelecimento de outras espécies lenhosas. Quando presente, a facilitadora frequentemente estava associada a outras árvores em desenvolvimento inicial, ou seja, havia uma maior abundância e também riqueza dessas espécies lenhosas na presença do que na ausência de *M. tenuiflora*. Esse fato se deve às plantas facilitadoras, em ambientes estressantes, como a Caatinga, diminuírem a severidade do ambiente para as espécies vizinhas, promovendo sombra, umidade, acúmulo de nutrientes e/ou proteção contra herbivoria (GASTAUER; MESQUITA; FERNANDO, 2017). Dessa forma, essas plantas facilitadoras contribuem com a riqueza de espécies de um local por possibilitar o desenvolvimento de outras conspécíficas ou não, que não conseguiriam estabelecer-se na sua ausência.

Nos ambientes com alta representatividade de gramíneas, a facilitação foi reduzida comparada com o de baixa representatividade, isso deve-se, provavelmente, ao efeito facilitador de uma planta depender do ambiente e das múltiplas de interação com outras espécies do entorno (FAGUNDES, 2016).

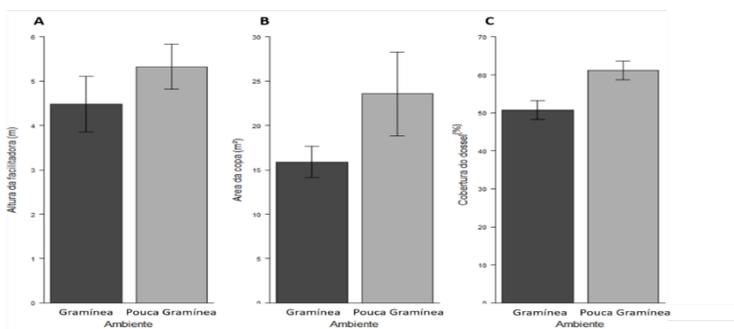


Figura 2 – Diferença na Altura (m), Área da copa (m²) e Cobertura do dossel (%) da *M. tenuiflora* nos ambientes com alta (Muita gramínea) e com baixa (Pouca gramínea) representatividade de gramíneas.

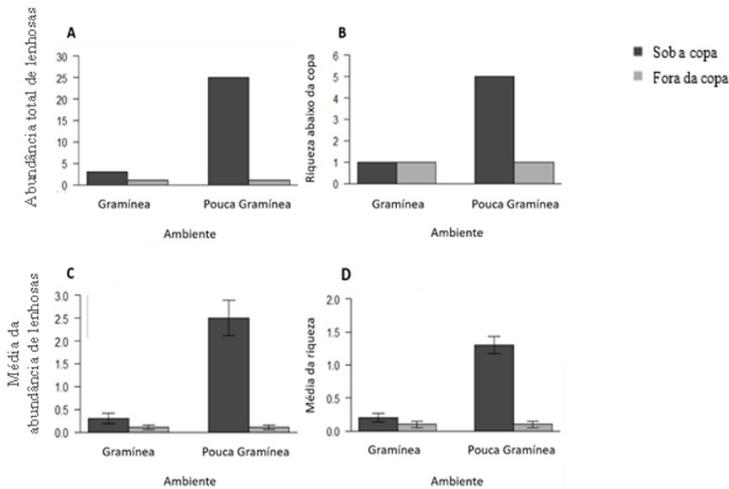


Figura 3 – Efeito da presença (Sob a copa) e ausência (Fora da copa) da *M. tenuiflora* na abundância total (A) e na média da abundância total (C); na riqueza total (B) e na média da riqueza total (D) de lenhosas em ambientes com alta representatividade de gramíneas (Muita gramínea) e baixa representatividade de gramíneas (Pouca gramínea). Todos os indivíduos foram contabilizados dentro de um raio de 1 m tanto abaixo da *M. tenuiflora* quanto distante dela.

Frente a isso, sabe-se que gramíneas possuem efeito alelopático, uma vez que, produzem e liberam no meio metabólitos secundários tóxicos que podem inibir o desenvolvimento de outras. Esse efeito alelopático pode ter sido mais forte que o efeito facilitador da *M. tenuiflora*, mostrando que as gramíneas podem ser um empecilho para a regeneração natural em ambientes semiáridos. Todavia, o presente trabalho não avaliou interações químicas entre as plantas, por isso, recomenda-se que próximos estudos incluam mediação química, a fim de compreender melhor esse efeito inibidor.

Alguns parâmetros poderiam interferir nos resultados acima, quanto ao poder facilitador da *M. tenuiflora* e a influência das gramíneas diminuindo esse poder, como a área da copa, altura e cobertura do dossel. Por esse motivo, este estudo investigou se esses parâmetros diferiram entre os dois ambientes estudados. E, para as duas áreas as árvores facilitadoras tinham basicamente a mesma estrutura, ficando a cargo apenas da presença e ausência da *M. tenuiflora* em locais com muita e pouca gramíneas a explicação das diferenças na facilitação promovida por essa facilitadora.

REFERÊNCIAS

BAKKE, I. *et al.* Regeneração natural da Jurema Preta em áreas sob pastejo de bovinos. **Rev Caatinga**, Mossoró, v. 19, p. 228-235, 2006.

BROOKER, R. *et al.* Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. **Journal of Ecology**, v. 96, p. 18-34, 2008.

FAGUNDES, M. **A importância da especificidade nas interações entre plantas para comunidades semiáridas.**

Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2016.

FERREIRA, C. *et al.* Poaceae da Estação Ecológica do Seridó, Rio Grande do Norte, Brasil. **Hoehnea**, v. 36, p. 679-707, 2009.

GASTAUER, M.; MESQUITA, N.; FERNANDO, J. Facilitation as a driver of plant assemblages in Caatinga. **Journal of Arid Environments**, v. 142, p. 50-58, 2017.

GÓMEZ-APARICIO, L. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: A metaanalysis across life-forms and ecosystems. **Journal of Ecology**, v. 97, p. 1202-1214, 2009.

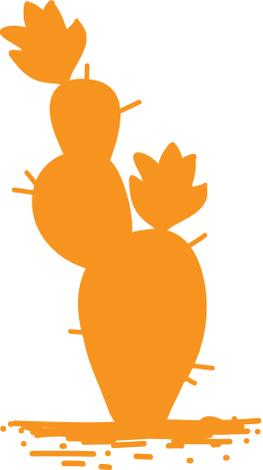
HOLMGREN, M.; SCHEFFER, M.; HUSTON, M. The interplay of facilitation and competition in plant communities. **Ecology**, v. 78, p. 1966-1975, 1997.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Plano de Manejo da Estação Ecológica do Seridó**. 2004. Disponível em: www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros/caatinga/unidades-de-conservacao-caatinga/2118-esec-do-serido. Acesso em: 28 maio 2018.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 4. ed. [S.l.]: Instituto Plantarum, 2002. v. 1.

QUEIROZ, L. **Leguminosas da caatinga**. Feira de Santana: Universidade Estadual de Feira de Santana, 2009. 467p.

SEIGLER, D. S. Chemistry and mechanisms of allelopathic interactions. **Agronomy Journal**, v. 88, n. 6, p. 876-885, 1996.



Padrões de diversidade em poças d'água temporárias de lajedo

*André Belo
Adriano Mota
Emerson S. Dias
Louize Freyre
Maria Iohara Quirino
Mery Alencar
Thayná L. S. R. Costa*

RESUMO

Os regimes hídricos irregulares, característicos de regiões de Caatinga, são capazes de promover a ocorrência de poças d'água temporárias. Neste domínio fitogeográfico, predominam planícies baixas permeadas de afloramentos rochosos, denominados lajedos. Nos lajedos, há a formação de corpos d'água com diferentes hidroperíodos. O tamanho e profundidade das poças fornecem indicadores da duração desses corpos d'água e, portanto, podem influenciar a comunidade de animais e plantas que abrigam. Assim, o objetivo do presente trabalho foi avaliar se essas características das poças determinam os padrões de diversidade de macrófitas e macroinvertebrados. Seleccionamos 11 poças em uma região de afloramento rochoso da Caatinga do Rio Grande do Norte e, realizadas medições da

área de superfície e profundidade, além de um levantamento de composição da macroinvertebrados e de macrófitas aquáticas de cada um deles. Os resultados mostraram que a biomassa de macrófitas está relacionada às características morfométricas do ambiente, razão superfície: profundidade. Além disso, a composição da macroinvertebrados esteve relacionada à biomassa de macrófitas. Consideramos que pode haver dinâmicas mais complexas determinando a composição e biomassa de macrófitas nestes ecossistemas, do que somente sua morfometria.

Palavras-chave: Macrófitas. Macroinvertebrados. Comunidade. Diversidade Caatinga.

INTRODUÇÃO

A Caatinga é uma floresta sazonalmente seca, caracterizada por um mosaico de arbustos espinhosos e florestas que abrangem a maior parte do nordeste brasileiro, com cerca de 800.000 km² (LEAL *et al.*, 2005). A precipitação média anual varia entre 240 e 1.500 mm, porém grande parte da região recebe menos de 500 mm (PRADO, 2003). Além disso, a pluviosidade é extremamente irregular ao longo dos anos, resultando em secas severas periódicas. O Seridó do Rio Grande do Norte é caracterizado por uma extensa planície baixa, de relevo predominantemente suave-ondulado, com elevações pontuais de afloramentos rochosos ao longo da paisagem (FERREIRA *et al.* 2009), sendo esses denominados lajedos. Nessas regiões, se formam poças temporárias nas cavidades das rochas. Sua dinâmica afeta o regime de inundação da poça, e suas características morfométricas,

como: tamanho e profundidade, que podem afetar o hidroperíodo (tempo de inundação). O tamanho da superfície afeta a taxa de evaporação, devido à área de contato da lâmina d'água, no qual áreas maiores evaporam numa velocidade maior de água. A profundidade também afeta a velocidade da perda de água, poças menos profundas apresentam menor hidroperíodo devido à razão área/profundidade. As diferenças de morfometria encontradas em poças de lajedo refletem em diversas respostas, como variações de temperatura, composição de espécies e a própria efemeridade do ambiente, uma vez que a entrada de água ocorre através das chuvas e a saída ocorre principalmente via evaporação.

A estabilidade hidrológica pode ser utilizada para explicar padrões de diversidade na escala local e regional (BRENDONCK *et al.*, 2014). O padrão de hidroperíodo influencia quais espécies serão encontradas, onde poças com maior hidroperíodo podem ter espécies com ciclos de vida mais longos e estágios sucessionais tardios (BRENDONCK *et al.*, 2014). Enquanto nas poças com menor hidroperíodo, espécies com características contrárias citadas anteriormente, seriam esperadas. Assim, períodos regulares de seca e chuva podem influenciar poças com menor razão superfície: profundidade, promovendo maior estabilidade e, portanto, proporcionar maior diversidade.

Dessa forma, o presente trabalho tem como objetivo avaliar como as propriedades morfométricas de poças de afloramentos rochosos são capazes de influenciar padrões de diversidade. Portanto, testamos as hipóteses de que: (i) poças com menor razão superfície:profundidade terão maior biomassa de macrófitas; (ii) poças com maior biomassa de macrófitas terão maior riqueza de macroinvertebrados e que (iii) a composição de macroinvertebrados varia de acordo com as características morfométricas das poças.

MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi realizado em 25 de maio de 2018 na Estação Ecológica do Seridó (ESEC-Seridó), localizada no município de Serra Negra do Norte, estado do Rio Grande do Norte, entre as coordenadas 6°34'00"-6°37'00"S e 37°15'-37°16'00"W, com área total de 1116,38 hectares (CAMACHO; BAPTISTE, 2005). A área é caracterizada como reserva de Caatinga, domínio fitogeográfico, na qual existe forte radiação solar, alta temperatura média anual, baixas taxas de umidade relativa e, sobretudo, precipitação irregulares, com ausência completa de chuvas durante alguns anos (FERREIRA *et al.*, 2009).

Na área da ESEC também há afloramentos de lajedos, nos quais há poças de água efêmeras e perenes, com diferentes tamanhos e profundidades, e que podem abrigar algumas espécies de macrófitas e de fauna associada a ambientes aquáticos. O maior lajedo da ESEC foi o local onde esse estudo foi desenvolvido.

Procedimentos amostrais

Foram utilizadas 11 poças. A superfície foi estimada com base no diâmetro maior e diâmetro menor das lagoas, em centímetros, através do cálculo de elipsoide. Para estimar a profundidade, foi feita a média de três medidas, sendo uma no centro e duas

em pontos mais próximo das bordas. Foram feitas também duas medidas de temperatura da água e da rocha, uma no início da manhã e outra no final, a fim de se verificar a amplitude térmica na poça.

Concomitantemente, foram coletadas amostras de macrófitas presentes em uma superfície padronizada em todos os lagos, correspondente a um círculo de 12 cm de diâmetro, em pontos cuja abundância de macrófitas fossem visualmente representativas. As amostras foram pesadas no mesmo local e tiveram seu peso úmido registrados. Também foram coletadas amostras da fauna presentes na biomassa vegetal, na coluna d'água e no substrato, em três pontos distintos da lagoa.

Para as avaliações das hipóteses propostas foram realizadas regressões lineares, e utilizamos o nível de significância $p = 0,05$. Todas as análises foram feitas com o *software R Studio* (versão 3.4.3).

RESULTADOS

A riqueza de macrófitas variou entre as poças analisadas, onde o número máximo de morfotipos encontrados foi quatro. Dos morfotipos encontrados estavam presentes Lemnoideae, Nynphoides, Cabelinho e Grandona, as três primeiras eram macrófitas fixas e a última não fixa (permanecendo na lâmina d'água). A maioria das poças tinha só um morfotipo, sendo Nynphoides a mais encontrada no lajedo (em 6 poças). O maior número de morfotipos encontrados por poças foram de três, onde apenas uma poça continha esta quantidade.

A riqueza total de macroinvertebrados foi de 152 morfotipos, variando de 6 (poça 5) a 21 (poça 7) morfoespécies no qual a abundância entre poças variou de 8 (poça 4) a 189 (poça 7) indivíduos. O morfotipo Gyrinidae² apresentou maior abundância com 106 indivíduos, sendo encontrado apenas na poça 7.

A temperatura não variou conforme a profundidade, quando todas as lagoas foram adicionadas ao modelo ($p = 0,61$; $r^2 = 0,02$). Mas, a partir do momento em que a lagoa 11 for retirada da análise, existiu uma relação negativa entre a variação de temperatura e a profundidade da poça ($p = 0,04$; $r^2 = 0,42$) (Figura 1).

A relação da biomassa de macrófitas não teve valor significativo com a razão superfície:profundidade ($F = 0,48$; $P = 0,50$; $R^2 = 0,05$) (Figura 2). Por outro lado, a relação entre a biomassa de macrófitas e a riqueza foi significativa, ou seja, quanto maior a biomassa maior a riqueza da macroinvertebrados das poças ($P = 0,02$; $F = 7,48$; $R^2 = 0,45$) (Figura 2).

Não foi obtido valor significativo para a relação entre a riqueza da fauna e área/profundidade no modelo de regressão ($P = 0,67$; $F = 0,18$; $R^2 = 0,02$). Ou seja, a riqueza de macroinvertebrados não diminuiu significativamente com a diminuição da razão área:profundidade.

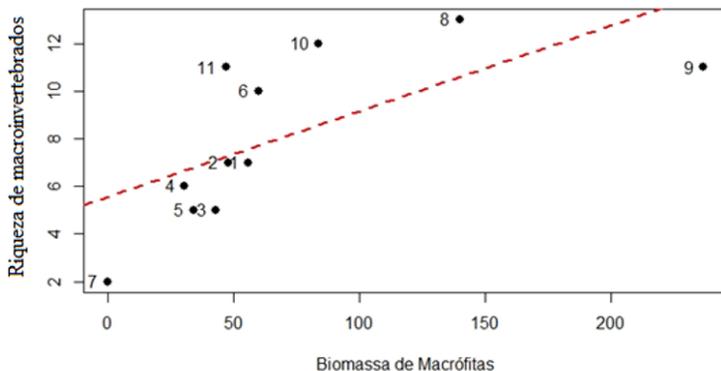


Figura 1 – Relação entre a temperatura (°C) e a profundidade (cm) (Regressão com ponto 11: $R^2 = 0,02$ e $p = 0,04$; Regressão sem ponto 11: $R^2 = 0,42$ e $p = 0,04$).

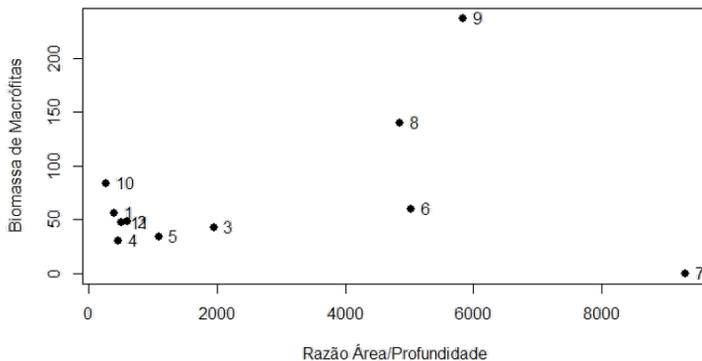


Figura 2 – Regressão entre biomassa de macrófitas e a razão área/profundidade ($F = 0,48$ $P = 0,50$ $R^2 = 0,05$).

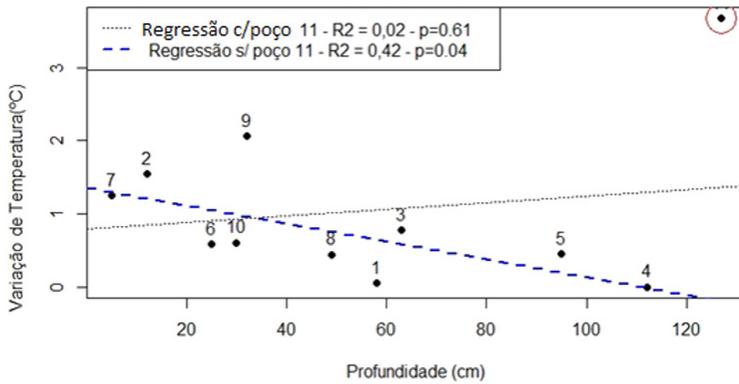


Figura 3 – Regressão entre biomassa de macrófitas (g) e a riqueza de macroinvertebrados ($P = 0,02$ $F = 7,48$ $R^2 = 0,45$).

DISCUSSÃO

A razão entre a área e a profundidade não foi boa estimadora da estabilidade das poças nos lajedos, uma vez que não se mostrou ser boa preditora da biomassa de macrófitas. É consensual que eventos de estiagem em poças causem restrições ao crescimento da biomassa vegetal, e que, devido a isso, poças menos sujeitas a esses eventos devam acumular maior biomassa. Porém, é possível que a medida da razão entre área e profundidade não tenha sido, afinal, um modo adequado para detectar o nível de propensão de cada poça a secar durante períodos mais secos.

O uso somente da profundidade também não se revelou mais adequado para explicar diferenças de biomassa entre poças. Então, outros fatores, que não essa medida morfométrica, devem determinar mais fortemente as diferenças de biomassa. Foi revelado um padrão de variação positiva entre as variáveis

de biomassa vegetal e riqueza de macroinvertebrados, quando foram analisados os dados referentes às 11 lagoas. O fator que pode explicar essa relação é a diferença na composição vegetal entre as poças, que deve gerar heterogeneidade ambiental, permitindo a instalação de diferentes espécies da macroinvertebrados (observação pessoal).

CONCLUSÃO

Estudos de padrões de estruturação de comunidades de poças temporárias em afloramentos rochosos podem ser importantes para entender dinâmicas mais complexas. Observamos que mesmo em uma área de estudo pequena existe certa heterogeneidade de habitats e composição de organismos, que podem ser exploradas como forma de compreender como populações conseguem permanecer em regiões sazonalmente secas.

REFERÊNCIAS

- BRENDONCK, L. *et al.* Hydrological stability drives both local and regional diversity patterns in rock pool metacommunities. **Oikos**, v. 124, n. 6, p. 1–9, 2014.
- CAMACHO, R. G. V.; BAPTISTA, G. M. M. Análise geográfica computadorizada aplicada à vegetação da caatinga em unidades de conservação do Nordeste: a) Estação Ecológica do Seridó-ESEC/RN/Brasil. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., Goiânia, 2005. **Anais [...]**. Goiânia: INPE, 2005. p. 2611-2618.
- FERREIRA, C. G. T. *et al.* Poaceae da Estação Ecológica do Seridó, Rio Grande do Norte, Brasil. **Hoehnea**, v. 36, p. 679-707, 2009.
- LEAL, I. R. *et al.* Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, p. 140-146, 2005.
- PRADO, D. As caatingas da América do Sul. *In*: LEAL, I.; TABARELLI, M.; SILVA, JMC. **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária UFPE, 2003. p. 3–5.
- WILLIAMS, D. D. **The biology of temporary waters**. [S.l.]: Oxford University Press, 2006.

SOBRE OS AUTORES

Professores responsáveis

**EDUARDO MARTINS VENTICINQUE
FÚLVIO AURÉLIO DE MORAIS FREIRE
GUILHERME ORTIGARA LONGO
HELDER MATEUS VIANA ESPÍRITO-SANTO
JULIANA DEO DIAS
MAURO PICHORIM**

Professores convidados

**ANDRÉ CARREIRA BRUINJÉ
BRUNO DE SOUZA MAGGI
EDSON A. VIEIRA FILHO
MARÍLIA BRUZZI LION**

Apoio logístico

**GRACO AURÉLIO CÂMARA DE MELO VIANA
BEETHOVEN BARBOSA BRANDÃO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
SECRETARIA DO PPGECO**

Discentes

Mestrado

**ADRIANO S. MOTA
ANA ELIZABETH B. ASATO
ANDRÉ Y. S. P. BELO
BRUNA LAYZ C. DE MELO
BRUNO C. LONZETTI
ELLEN C. M. OLIVEIRA
FERNANDA L. HENRIQUE GABRIEL H. S. SILVA
JEAN P. DA SILVA-JORGE
JESSICA BLEUEL
KELLY Y. INAGAKI
LOUIZE F. C. CORREIA
MARIA IOHARA Q. AMADOR
MARINA S. MOURA
MERY I. G. DE ALENCAR**

**MICHAEL P. S. DE SOUZA
PAULO IVO DE MEDEIROS
RAYANE FERNANDES
TALES M. DE A. PAIVA
THAYNÁ L. DA S. R. COSTA
VIRGÍNIA H. F. PAIXÃO**

Doutorado

**EMERSON S. DIAS
HENRIQUE S. BORBUREMA
MARCELO C. RODRIGUES
MILENA C. A. LOPES
PRISCILA A. DE MOURA
PRISCILLA R. CRUZ
RANDSON M. DA PAIXÃO**

SOBRE OS ORGANIZADORES

SOBRE OS ORGANIZADORES

JULIANA DÉO DIAS
EDUARDO MARTINS VENTICINQUE
GUILHERME ORTIGARA LONGO
MAURO PICHORIM
ANA ELIZABETH BONATO ASATO
FERNANDA LAMIN HENRIQUE
KELLY YUMI INAGAKI

COORDENAÇÃO DO PPGECO

ADRIANA ROSA CARVALHO
JULIANA DÉO DIAS

