

Teoria e práticas em Ecologia do mar ao sertão

Livro de Relatórios do Curso de Ecologia de Campo

Organizadores

Juliana Deo Dias
Eduardo Martins Venticinque
Franco Teixeira de Mello
Guilherme Ortigara Longo
Mauro Pichorim
Vanessa Grazielle Staggemeier
Ana Elizabeth Bonato Asato
Kelly Yumi Inagaki

Coordenação do PPGECO

Juliana Déo Dias
Guilherme Ortigara Longo

Reitor

José Daniel Diniz Melo

Vice-Reitor

Henio Ferreira de Miranda

Diretoria Administrativa da EDUFRN

Maria das Graças Soares Rodrigues (Diretora)

Helton Rubiano de Macedo (Diretor Adjunto)

Conselho Editorial

Maria das Graças Soares Rodrigues (Presidente)

Judithe da Costa Leite Albuquerque (Secretária)

Adriana Rosa Carvalho

Alexandro Teixeira Gomes

Anne Christine Damásio

Cândida Maria Bezerra Dantas

Cassiano de Almeida Barros

Cícero Flávio Soares Aragão

Cláudio Marcos Teixeira de Queiroz

Eliane Santos Cavalcante

Euzébia Maria de Pontes Targino Muniz

Francisco Wildson Confessor

Ismenia Blavatsky de Magalhães

Jacqueline de Araújo Cunha

John Fontenele Araújo

Leonardo Mendes Alvares

Lígia Rejane Siqueira Garcia

Marcelo Gomes Pereira

Márcio Dias Pereira

Olívia Moraes de Medeiros Neta

Rogério de Araújo Lima

Samuel Anderson de Oliveira Lima

Tarciro Nortarson Chaves Mendes

Tatyana Mabel Nobre Barbosa

Winifred Knox

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

Coordenador Editorial

Mauricio Oliveira Jr.

Gestão do Fluxo de Revisão

Edineide Marques

Gestão do Fluxo de Editoração

Mauricio Oliveira Jr.

Conselho Técnico-Científico – SEDIS

Maria Carmem Freire Diógenes Rêgo – SEDIS (Presidente)

Aline de Pinho Dias – SEDIS

André Moraes Gurgel – CCSA

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 Zarus – 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

Lilian Nayara Pereira da Silva

Revisão Língua Portuguesa

Francisco Leilson Silva

Foto da capa

Franco Teixeira de Mello

Diagramação

Taynah Azevedo Alves da Costa



Fundada em 1962, a Editora da UFRN permanece dedicada à sua principal missão: produzir impacto social, cultural e científico por meio de livros. Assim, busca contribuir permanentemente para uma sociedade mais digna, igualitária e inclusiva.

Publicação digital financiada com recursos do Fundo de Pós-graduação (PPG-UFRN). A seleção da obra foi realizada pela Comissão de Pós-graduação, com decisão homologada pelo Conselho Editorial da EDUFRN, conforme Edital nº 02/2019-PPG/EDUFRN/SEDIS, para a linha editorial Técnico-científica, de acordo com o disposto no processo nº 23077.027532/2020-58.

Coordenadoria de Processos Técnicos
Catalogação da Publicação na Fonte: UFRN / Biblioteca Central Zila Mamede

Teoria e práticas em Ecologia do mar ao sertão : livro de Relatórios do Curso de Ecologia de Campo [recurso eletrônico] / organizado por Juliana Deo Dias – 1. ed. – Natal : EDUFRN, 2024.
21104Kb.; 1 PDF.

ISBN 978-65-5569-446-8

1. Ecologia. 2. Ambientes Tropicais. 3. Ecologia de Campo. I. Dias, Juliana.

CDU 574
T314

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

Todos os direitos desta edição reservados à EDUFRN – Editora da UFRN
Av. Senador Salgado Filho, 3000 | Campus Universitário
Lagoa Nova | 59.078-970 | Natal/RN | Brasil
e-mail: contato@editora.ufrn.br | www.editora.ufrn.br
Telefone: 84 3342 2221

Juliana Deo Dias
Eduardo Martins Venticinque
Franco Teixeira de Mello
Guilherme Ortigara Longo
Mauro Pichorim
Vanessa Grazielle Staggemeier
Ana Elizabeth Bonato Asato
Kelly Yumi Inagaki
Organizadores

Teoria e práticas em Ecologia do mar ao sertão

Livro de Relatórios do Curso de Ecologia de Campo

Sumário

Seção I	
Ambientes Aquáticos.....	13
A água como modulador de estratificação etária espacial de <i>Uca</i> sp. (Decapoda, Ocypodidae).....	14
<i>Alves, W. F.</i>	
<i>Moraes, A. B.</i>	
<i>Pereira, M. L. A.</i>	
Avaliando o potencial da facilitação como estratégia de restauração de uma espécie de mangue (<i>Laguncularia racemosa</i>).....	38
<i>Menezes, M.</i>	
Efeito da Disposição Vertical e do Tempo de Vida Foliar sobre o Número de Glândulas Excretoras de Sal em <i>Laguncularia racemosa</i>	53
<i>Bezerra P. E. S.</i>	
<i>Vasquez V. L.</i>	
<i>Dantas Y. M.</i>	

Efeito da heterogeneidade estrutural
dos recifes de coral na organização
da comunidade zooplanctônica 66

Bezerra, P.E.S.

Moraes, A.B.

Pereira, M.L.A

Souza, L.R.

Dias, J.D.

Efeitos da complexidade de
habitat na fauna associada a
lagos de águas claras e turvas 89

Brito S. S.

Favero I. T.

Franco J. R. A.

Pereira M. L. A.

Teixeira de Melo F.

Herbivoria de macrófitas em um
gradiente de distância da margem 112

Coelho, F. A

Lopes, L. C.

Souza, L.

Alves, W. F.

Dias, J. D.

Ilhas em um mar de terra:
a biogeografia de ilhas
em poças efêmeras 135

Brito S. S. H.

Pereira M. L. A.

Souza L. R.

Influência da complexidade
estrutural na diversidade β em
comunidades planctônicas de lagos.....151

Coelho F. E. A.

Franco J. R. A.

Vasquez V. L.

Influência da densidade sobre as
interações agonísticas em *Uca sp.*171

Morais A. B.

Bezerra P. E. S.

Vasquez V. L.

Dantas Y. M.

Longo G. O.

Influência da luz e da competição
interespecífica na distribuição
vertical de macroalgas e corais..... 184

Coelho F. E. A.

Dantas Y. M.

Favero I. T.

Franco J. R. A.

Longo G. O.

Influência de condições ambientais
na distribuição espacial de tocas
de caranguejos do gênero *Uca* 202

Franco, J. R. A.

Lopes, L. C.

Morais, A. O. de.

Interferência de compostos secundários na herbivoria sofrida por espécie de macrófita aquática..... 225

Alves W. F.

Coelho F. E.

Favero I. T.

O camarão *Pseudopalaemon* sp. seleciona habitats mais complexos? 242

Favero I. T.

Lopes, L. C.

Souza, L. R.

O caranguejo fora da curva: Decisões de fuga que não se alinham à teoria do escape ótimo..... 262

Bezerra P. E. S.

Dantas Y. M.

Brito S. S. H.

O inimigo do meu inimigo é meu amigo? Quantidade de vizinhos e comportamento agonístico do peixe-donzela comum (*Stegastes fuscus*)..... 277

Lopes, L. C.

Brito S. S. H.

Alves W. F.

Vasquez V. L.

Teixeira de Mello, F.

O que alimenta o manguezal? Aporte alóctone de matéria orgânica em manguezais.....	299	
<i>Inagaki, K. Y.</i>		
Seção II		
Ambientes Terrestres	315	
Alometria na inflorescência de <i>Stachytarpheta microphylla</i> Walp. (Verbenaceae): um modelo preditivo de floração.....		316
<i>Favero I. T.</i> <i>Pereira M. L. A.</i>		
Caracteres vegetativos variam mais que reprodutivos? Um estudo com plantas herbáceas na Caatinga	337	
<i>Pereira, M. L. A.</i> <i>Lopes, L. C.</i> <i>Moraes, A. B.</i>		
Densidade de Facheiros (<i>Pilosocereus piauensis</i>) na FLONA de Açú/RN	366	
<i>Brito, S. S.h.</i> <i>Dantas, Y. M.</i> <i>Lopes, L. C.</i>		

Efeito da paisagem e da
densidade de indivíduos sobre
a estrutura etária da carnaúba
(*Copernicia prunifera*)..... 387

Bezerra, P. E. S.

Brito, S.s. H.

Franco, J. R. A.

Efeito de borda e sua
influência na riqueza de
líquens do semi-árido 413

Coelho F. E. A.

Favero I. T.

Pereira M. L. A.

Bezerra P. E. S

Efeitos do impacto antrópico sobre artrópodes do solo em área
da caatinga potiguar 437

Coelho, F. A.

Lopes, L. C.

Estrutura da comunidade
de aves da lagoa do Piató e
estimativa populacional de
Himantopus mexicanus 477

Coelho F. E.

Dantas Y. M.

Favero I. T.

Vasquez V. L.

Influência da altura e da
densidade de flores sobre a
herbivoria e a pilhagem em
Ipomoea bahiensis Willd. ex
Roem. & Schult. (Convolvulaceae) 502

Dantas, Y. M.

Vasquez, V. L.

Influência do ipê-roxo
(*Handroanthus impetiginosus*)
sobre espécies arbóreas da Caatinga:
existe potencial inibitório?..... 524

Franco, J. R. A.

Moraes, A. B.

Padrão de mortalidade em
relação a arquitetura do
componente lenhoso na
Floresta Nacional de Açú 552

Silva, A. C.

Resposta da atividade de aves
diurnas para a variação
de temperatura diária no
semiárido potiguar.....574

Asato, A. E. B.

Riqueza e Diversidade de Aves
da Caatinga em Ambientes de
Interior e Borda de Mata 595

Morais A. B.

Franco J. R. A.

Vasquez V. L.

Tamanho é documento?
Relações entre o tamanho do
corpo e infestação parasitária
em lagartos da Caatinga619

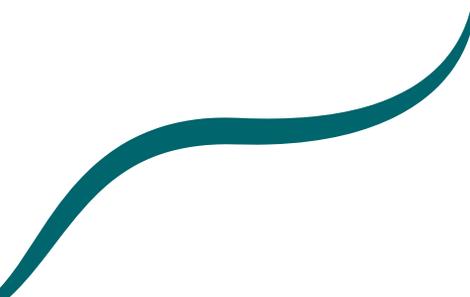
Bezerra P. E. S.

Brito S. S. H.

Seção I

Ambientes Aquáticos





A água como modulador de estratificação etária espacial de *Uca* sp. (Decapoda, Ocypodidae)

Alves, W. F.
Moraes, A. B.
Pereira, M. L. A.

Resumo

A distribuição espacial dos organismos é influenciada diretamente pelas condições ambientais. Em estuários, por exemplo, é comum observar a existência de segregação espacial etária, com indivíduos de grupos etários diferentes ocupando habitats distintos. Nesse contexto, os crustáceos decápodos configuram-se como um bom modelo para estudos sobre os processos relacionados aos padrões de distribuição. O objetivo do nosso trabalho foi analisar a distribuição etária espacial do

caranguejo chama-maré (*Uca* sp.) em relação a proximidade com fontes de água. Para amostragem dos indivíduos, foram feitas três parcelas (20 m²) ao longo de quatro transectos de 24 m cada, dispostos no sentido centro-margem de uma área aberta localizada entre a vegetação de mangue. Realizamos um teste de Kruskal-Wallis para testar se as médias de tamanho dos caranguejos diferiam entre os níveis de proximidade com corpos d'água. Foram amostrados 53 indivíduos nas parcelas próximas a água, 38 nas intermediárias e 40 nas mais distantes. Os resultados obtidos indicaram que nas áreas próximas aos corpos de água, caranguejos de classes de tamanho maiores são mais frequentes enquanto que em áreas intermediárias, animais de classes menores ocorrem mais frequentemente. As regiões mais distantes da margem do rio não apresentaram uma estratificação etária bem definida. Isso demonstra a existência de uma estratificação etária significativa na população de *Uca* sp. sendo as regiões com distâncias intermediárias aos corpos d'água podendo ser consideradas um importante habitat berçário para *Uca* sp.

Palavras-chave: Chama-maré, manguezal, população.

Introdução

A distribuição espacial dos organismos é influenciada diretamente pelas condições ambientais, recursos e interações, tais como: temperatura, salinidade, umidade, disponibilidade de refúgios, presença de predadores, facilitadores e competidores (ACOSTA; MATHEWS; BUTLER IV, 1997; FLORES; NEGREIROS-FRANSOZO, 1999; BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Em ambientes estuarinos e marinhos, por exemplo, a distribuição de algumas espécies de crustáceos está diretamente correlacionada com a temperatura e a salinidade (SANTOS; FREITAS, 2005; CAPPARELLI, 2012). Além disso, o modo como os diferentes padrões gerais de distribuição é observado poderá variar entre escalas espaciais (nível local e regional) e grupos demográficos (adultos e juvenis) diferentes (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; CASTILHO *et al.*, 2015).

A distribuição espacial entre grupos etários pode ser influenciada por necessidades fisiológicas e dietas alimentares diferentes entre indivíduos juvenis e adultos de uma determinada população, ou até mesmo pelas características da paisagem. Por exemplo, Nielsen *et al.* (2007) observou que a distribuição espacial contrastante entre indivíduos fêmeas adultas e juvenis, da espécie de caranguejo *Chionoecetes bairdi*, estava associada às paisagens glaciais no Alasca, com as juvenis encontradas principalmente em áreas próximas às

geleiras, enquanto que as adultas, em águas abertas de uma baía. Essa preferência das fêmeas juvenis provavelmente pode estar ligada ao fato que as áreas próximas às geleiras terem poucos predadores ou adultos competidores. Flores e Negreiros-Fransozo (1999) também observaram na espécie de caranguejo *Pachygrapsus transversus* uma segregação espacial entre indivíduos juvenis e adultos em um costão rochoso, com os primeiros concentrados em recifes de areia construídos por *Polychaeta* do gênero *Phragmatopoma* e em bancos de mexilhões da espécie *Brachidontes solisianus*, e os adultos concentrados em superfícies rochosas. Todos os locais possuíam configurações espaciais adequadas, fornecendo abrigo e segurança para ambas as faixas etárias.

Nesse contexto, os crustáceos decápodos configuram-se como um bom modelo para estudos sobre os processos relacionados aos padrões de distribuição (INGLE, 1996). Nesse grupo destacamos os caranguejos do gênero *Uca* sp., conhecidos popularmente como chama-marés, que são organismos comuns em florestas de mangues das regiões tropicais e subtropicais (SILVA; RIBEIRO; BEZERRA, 2016). De acordo com Bezerra *et al.* (2006), vários componentes do habitat podem exercer influência sobre a distribuição do gênero *Uca* sp. no ecossistema manguezal. Além disso, nas espécies encontradas no Brasil, geralmente podemos observar uma sobreposição de gerações, ou seja, indivíduos de diferentes idades convivendo uns com os outros, como consequência

de sua reprodução contínua (SILVA; RIBEIRO; BEZERRA, 2016, 2016).

Diante do que foi exposto, o objetivo do nosso trabalho foi analisar a distribuição etária espacial do caranguejo chama-maré (*Uca* sp.) em relação a proximidade com fontes de água. Nossa hipótese é que existe uma utilização diferencial do espaço por grupos demográficos diferentes na população do *Uca* sp. e que essa diferenciação responde, principalmente, a variação no gradiente de proximidade com o ambiente aquático. Esperamos que indivíduos maiores estejam distribuídos nas regiões mais distantes à água, enquanto que os menores em regiões mais próximas, baseado na proposição para outras espécies do gênero de que os animais de maior tamanho possuem uma capacidade de reter água de forma mais eficiente (YODER *et al.*, 2007), o que resultaria em uma estratificação espacial em relação ao tamanho da carapaça na população de *Uca* sp.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido no Centro Tecnológico de Aquicultura (CTA – UFRN), localizado no município de Extremoz-RN. A região escolhida para amostragem foi uma área conhecida como “areal”, um local aberto de zona intertidal com presença de manguezal em suas extremidades, o que

faz com que a periferia seja mais úmida, enquanto o centro é mais seco (Figura 1). O areal é caracterizado, principalmente, pelo seu solo arenoso, com presença de gramíneas e rasteiras e caranguejos *Uca* sp., que constroem suas tocas por toda extensão do terreno, inclusive próximo a água.

Figura 1 - Vista aérea da área de estudo, local conhecido como areal, marcado em vermelho.



Fonte: Google Earth (2019).

Amostragem

Para amostragem de indivíduos *Uca* sp. foram feitas três parcelas ao longo de transectos de 24 m, dispostos no sentido centro-margem do areal (Figura 2). Ao total, quatro transectos foram contabilizados ao longo da área, de modo que toda

a heterogeneidade presente no ambiente fosse refletida na amostragem. Para melhor entendimento, os transectos foram dispostos de forma não sobreposta e perpendiculares entre si, em diferentes extensões do terreno. Os transectos foram delineados de forma que fossem amostrados ambientes com condições distintas de micro-habitats.

Figura 2 - Esquema com a disposição dos transectos delineados.



Fonte: Google Earth (2019).

As parcelas se encontravam em diferentes distâncias no transecto: a primeira, mais próxima a água (0 m); a segunda, intermediária a água (8 m); enquanto a última localizava-se mais ao centro do areal (24 m), sendo a mais distante da água. Todas as parcelas possuíam uma extensão de 2x10 m, totalizando 20 m². A coleta de indivíduos foi realizada sempre no sentido margem-centro, sendo uma parcela amostrada por vez. Primeiramente, após a disposição do transecto, foram marcadas as áreas de coleta de indivíduos, a qual foi iniciada em seguida, na ordem especificada acima. Um intervalo de dois minutos foi dado para habituação dos caranguejos do gênero *Uca* sp. e, em sequência, foi realizada a coleta dentro de um tempo de dois minutos, onde todos os indivíduos que estavam dentro da área da parcela foram recolhidos por duas pessoas e colocados em um balde para medição de carapaça (Figura 3). As parcelas não foram fisicamente isoladas.

Figura 3 - Medição da carapaça de um dos indivíduos amostrados do gênero *Uca* sp., coletado na região de manguezal do Centro Tecnológico de Aquicultura, Rio Grande do Norte, Brasil.



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

A carapaça foi medida logo após a amostragem de cada parcela considerando a maior distância da região dorsal de cada indivíduo (Figura 4). As medidas foram realizadas com auxílio de um paquímetro digital e os indivíduos mensurados foram soltos logo após este procedimento.

Figura 4 - Medição da maior distância da região dorsal de um dos indivíduos amostrados.



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Análises estatísticas

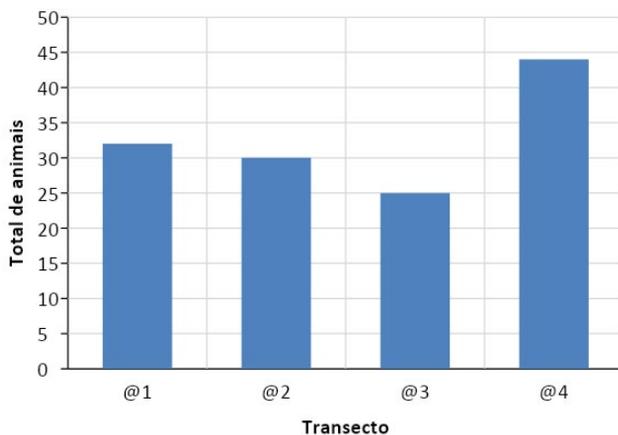
Para avaliar a normalidade e homocedasticidade dos dados, foram usados os testes de Levene e Shapiro-Wilks, respectivamente com auxílio de pacote 'car' (FOX; WEISBERG, 2011). Uma vez que as premissas para utilização de testes paramétricos não foram cumpridas, foi feito um teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para testar se as médias de tamanho dos caranguejos diferiam entre os diferentes níveis de proximidade com corpos d'água. Posteriormente, foi realizado

um teste de Dunn, utilizando um ajuste de Bonferroni, para fazer uma comparação entre os níveis utilizados no estudo. Para visualização das variâncias do comprimento das carapaças entre os fatores, foram feitos gráficos de boxplot. Para observação do total de indivíduos do gênero *Uca* sp. encontrados em cada transecto, foram feitos gráficos de barra. Para avaliar se houve diferenças entre o número de indivíduos capturados entre os transectos e fatores analisados, foi feito um teste qui-quadrado. Por fim, foram construídos gráficos de distribuição de frequência do comprimento da carapaça utilizando a fórmula de Sturges para definição do número de classes e intervalos. Os testes estatísticos foram feitos com auxílio do RStudio (Version 3.6.0 – © 2009-2018 RStudio, Inc.). Os gráficos das figuras foram plotados utilizando o pacote 'ggplot2' (WICKHAM, 2016).

Resultados

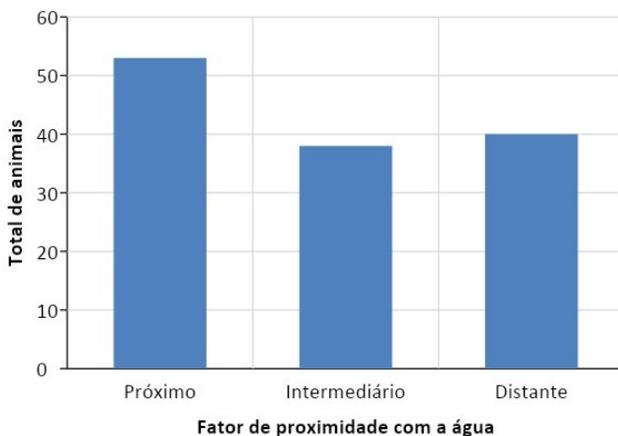
Foram amostrados um total de 131 caranguejos, sendo 32 no transecto I, 30 no segundo, 25 no III e 44 no último transecto (Figura 5). Em relação a distância do corpo d'água, um total de 53 indivíduos foram capturados nas parcelas próximas a água, 38 nas intermediárias e 40 nas mais distantes (Figura 6). Não houve diferença na quantidade de animais capturados entre as parcelas em relação aos transectos ($\chi^2 = 5,37$; $p = 0,504$).

Figura 5 - Relação do total de *Uca* sp. capturado com os transectos.



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

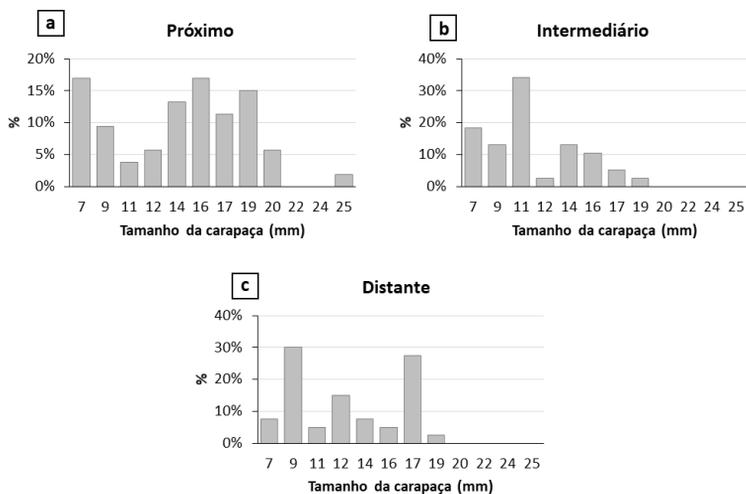
Figura 6 - Relação do total de *Uca* sp. capturado com os fatores de proximidade ao corpo d'água.



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

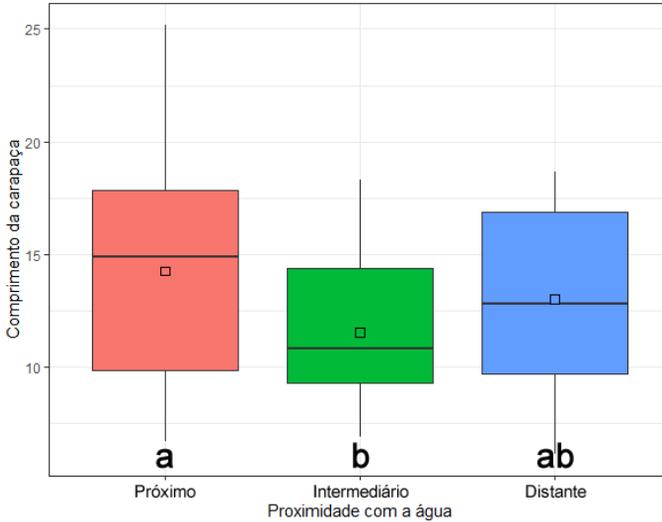
Em geral, os animais variaram de 6,11 a 25,20 mm, com média de 13,07 mm de comprimento da carapaça. Houve diferença significativa do tamanho dos animais capturados em relação aos fatores de proximidade com a água (chi-squared = 8.6893, $p = 0.012$). Indivíduos de maior tamanho foram mais frequentes em locais mais próximos à água (Figura 7a), enquanto que os de menor tamanho se distribuíram, principalmente, nas faixas intermediárias (Figura 7b); as regiões mais distantes da margem do rio não apresentaram uma estratificação etária bem definida, ocorrendo tanto indivíduos das menores classes de tamanho, quanto das maiores classes em proporções semelhantes (Figura 7c). Em média, os maiores animais foram registrados nas parcelas mais próximas à água (14, 24 mm, $\pm 4,20$), enquanto os menores foram registrados nas parcelas intermediárias (11,52 mm $\pm 4,01$) (Figura 8). A média dos caranguejos das parcelas mais distantes da água mostrou um padrão semelhante tanto das parcelas intermediárias, quanto das parcelas mais próximas dos corpos d'água (Tabela 1).

Figura 7 - Distribuição de frequência de chama-maré (*Uca* sp.) ao longo de gradientes de distância da fonte de água. A faixa etária foi avaliada de acordo com o tamanho da carapaça (mm) (eixo X).



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Figura 8 - Boxplot da relação do comprimento da carapaça em relação aos fatores de proximidade com os corpos d'água. Letras iguais representam semelhança estatística.



Fonte: elaborada pelos autores (2019).

Tabela 1 - Resultado do teste de comparações múltiplas de Dunn para a comparação do comprimento da carapaça de *Uca* sp. com os fatores de proximidade da água. * = Significância estatística.

Fator de proximidade	Rank médio	P
Intermediário-Próximo	-23.785501	0.0096*
Distante-Próximo	-9.968396	0.6298
Distante-Intermediário	13.817105	0.3243

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Discussão

Os resultados aqui obtidos indicam que nas áreas próximas aos corpos de água, caranguejos de classes de tamanho maiores são mais frequentes enquanto que em áreas intermediárias, animais de classes menores ocorrem mais frequentemente. Isso demonstra a existência de uma estratificação demográfica significativa na população de *Uca* sp. e que o fator de proximidade com os corpos de água tem uma grande influência na abundância de determinados grupos.

A escolha do habitat por caranguejos Brachyuros varia de acordo com as adaptações que permitem a estes organismos tolerar as variações ambientais no estuário, assim como pelas características e disponibilidade das áreas a serem ocupadas (SPIVAK *et al.*, 1994; PAULA; DORNELAS; FLORES, 2003). De acordo com Paula, Dornelas e Flores (2003), para os caranguejos da família Ocypodidae, a complexidade estrutural do habitat, que atuaria como um proxy da disponibilidade de refúgios, não influencia na decisão construir as tocas num determinado local. Entretanto, a viabilidade alimentar, textura e umidade relativa do substrato são fundamentais para a escolha do habitat pelas diferentes classes etárias dos caranguejos chama-marés (BOTTO; IRIBARNE, 2000; COSTA; NEGREIROS-FRANSOZO, 2001; BEZERRA *et al.*, 2006).

Com base na literatura especializada pode ser afirmado que o conhecido que o estabelecimento de megalopas de caranguejos é dependente da estrutura dos habitats disponíveis que apresentem refúgios aos primeiros estágios juvenis (SILVA, 2005). Apesar disso, o uso dos refúgios por parte dos caranguejos juvenis é determinado, em parte, por suas habilidades fisiológicas para tanto evitar, quanto tolerar o estresse da dessecação sob condições de altas temperaturas e diminuta umidade relativa da superfície do sedimento (WILSON, 1989). Em relação à proximidade da água, nossos resultados mostraram que a quantidade de juvenis de *Uca* sp. foi mais elevada nos estratos de distância intermediária à margem do rio, o que indica haver maior oferta de refúgios, ou maior oferta de alimento, ou, ainda, uma certa dependência de umidade relativa mais elevada relacionada aos locais próximos à água. Estudos anteriores (PAULA; DORNELAS; FLORES, 2003) suportam a afirmação de que a estratificação observada nas populações adultas em relação aos juvenis pode ser definida já na escolha do habitat pelas megalopas, durante o processo de assentamento. A presença de juvenis em um habitat ou em estratos particulares de distância da água, e não em outros disponíveis, pode ser explicada por ambos ou um dos processos: seleção ativa de habitat pelas megalopas e mortalidade diferencial entre habitats (LUPPI; SPIVAK; ANGER, 2002). A mortalidade diferencial devido à predação é considerada por muitos autores um dos principais

fatores pós-assentamento que leva ao processo estratificação etária de decápodos (OLMI *et al.*, 1990; MOKSNES, 1999; LUPPI; SPIVAK; ANGER, 2002).

Em áreas adjacentes a água, muito próximas a vegetação de mangue e/ou mais abertas, observa-se uma menor concentração de recrutas recentes de *Uca* sp., esses representam tanto os estratos adjacentes quanto os mais distantes da margem, em relação aos estratos intermediários. Ainda, no presente estudo foi observado maiores concentrações de plantas terrestres herbáceas nos estratos intermediários da margem do rio (observação pessoal). Infere-se, portanto, que nos estratos adjacentes e muito distantes das margens dos corpos d'água, provavelmente, há uma menor oferta de refúgios e maiores taxas de mortalidade para os juvenis. Consequentemente, essas serão as áreas onde serão encontrados a maior frequência de indivíduos adultos. Por outro lado, as áreas com distâncias intermediárias das margens parecem ser preferencialmente locais de assentamento e subsequente recrutamento juvenil. Observações semelhantes de estratificação etária foi demonstrada em um estudo realizado em um estuário no Japão, com seis espécies de caranguejos intertidais (FUKUI; WADA, 1986). Os autores observaram que para quatro delas não havia separação entre locais de ocupação de juvenis e adultos e, em duas delas, havia uma clara separação dos locais que juvenis e adultos ocupavam. No presente trabalho parece que essa separação ocorre de

maneira gradual no espaço em relação à linha d'água, devido à utilização diferencial dos recursos pelos diferentes grupos demográficos. Quando a dessecação não é fator limitante para a distribuição dos caranguejos, outros processos que podem ser invocados como atuantes na estratificação espacial dos grupos demográficos como: o comportamento territorial dos machos da espécie e predação (REISE, 1985). A migração ativa para outras áreas, diferentes daquela do assentamento, pode ser causada devido à competição intraespecífica quando os machos maiores ativamente expulsam os machos menores de suas áreas preferenciais para áreas marginais, resultando em uma estratificação competitiva. Por outro lado, caranguejos de menor tamanho são mais susceptíveis a predação, então migrar para as áreas mais secas, porém que aumentam a possibilidade de refúgios pode ser um mecanismo para evitar predação nos caranguejos mais jovens (HILL; WILLIAMS; DUTTON, 1982; FLORES; DE PAULA, 2010).

Os padrões de distribuição demográficos espaciais encontrados, apesar de se constituir num retrato dos organismos durante os períodos em que esses foram coletados, têm uma implicação importante para estratégias de preservação e manejo desses organismos. Zonas críticas devem ser excluídas de ações que promovam a degradação para evitar o desaparecimento dos habitats berçários e reduzir mortalidade do componente mais jovem da população por ação antropogênica (PÉREZ-CASTAÑEDA; DEFEO, 2005). De acordo com os presentes

resultados, regiões com distâncias intermediárias aos corpos d'água podem ser consideradas um importante habitat juvenil para *Uca* sp. e devem ser evitadas por atividades degradativas do substrato como, por exemplo, o pisoteamento, reduzindo assim as chances de mortalidade dos indivíduos mais jovens.

Referências

ACOSTA, C.; MATHEWS, T. ; BUTLER IV, M. J. Temporal patterns and transport processes in recruitment of spiny lobster (*Panulirus argus*) postlarvae to south Florida. **Marine Biology**, [S. l.], v. 129, n. 1, p. 79-85, 1997.

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

BEZERRA, L. E. A.; DIAS, C. B.; SANTANA, G. X.; MATTHEWS-CASCOW, H. Spatial distribution of fiddler crabs (genus *Uca*) in a tropical mangrove of northeast Brazil. **Scientia Marina**, [S. l.], v. 70, n. 4, p. 759–766, dec. 2006

BOTTO, F.; IRIBARNE, O. Contrasting effects of two burrowing crabs (*Chasmagnathus granulata* and *Uca uruguayensis*) on sediment composition and transport in estuarine environments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, [S. l.], v. 51, n. 1, p. 141-151, 2000.

CAPPARELLI, M. V.; KASTEN, P.; CASTILHO, A. L.; COSTA, R. C. Ecological distribution of the shrimp *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Decapoda, Penaeoidea) in Ubatuba Bay, São Paulo, Brasil. **Invertebrate Reproduction & Development**, [S. l.], v. 56, n. 3, p. 173-179, 2012.

CASTILHO, A. C. *et al.* Lifespan and population dynamics of the endemic South American shrimp *Artemesia longinaris* (Crustacea: Penaeidae) in southeastern Brazil. **Biological Sciences**, [S. l.], v. 87, n. 4. p. 2123-2138, dec. 2015.

COSTA, T. M.; NEGREIROS-FRANSOZO, M. L. Morphological adaptation of the second maxilliped in semiterrestrial crabs of the genus *Uca* Leach, 1814 (Decapoda, Ocypodidae) from a subtropical Brazilian mangrove. **Nauplius**, [S. l.], v. 9, n. 2, p. 123-131, 2001.

FLORES, A.; DE PAULA, J. N. Sexual maturity, larval release and reproductive output of two brachyuran crabs from a rocky intertidal area in central Portugal. **Invertebrate Reproduction and Development**, [S. l.], v. 42, n. 1, p. 21-34, dec. 2010.

FLORES, A. A. V.; NEGREIROS-FRANZOZO, M. L. On the population biology of the mottled shore crab *Pachygrapsus transversus* (Gibbes, 1850) (Brachyura, Grapsidae) in a subtropical area. **Bulletin of Marine Science**, Miami, v. 65, n. 1, p. 59-73, 1999.

FOX, J.; WEISBERG, S. **An {R} Companion to Applied Regression**. 2. ed. Sage, CA: Thousand Oaks, 2011. Disponível em: <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>. Acesso em: 22 set. 2021.

FUKUI, Y.; WADA, K. Distribution and reproduction of four intertidal crabs (Crustacea, Brachyura) in the Tonda River estuary, Japan. **Marine Ecology Progress Series**, [S. l.], v. 30, n. 2-3, p. 229 – 241, 1986.

HILL, B. J.; WILLIAMS, M. J.; DUTTON, P. Distribution of juvenile, subadult and adult *Scylla serrata* (Crustacea: Portunidae) on tidal flats in Australia. **Marine Biology**, [S. l.], v. 69, n. 1, p. 117-120, 1982.

INGLE, R. W. Shallow-water crabs. In: BARNES, R. S. K.; CROTHERS, J. H. (ed.). **Synopses of the British Fauna**. London, UK: The Linnean Society of London and The Estuarine and Coastal Sciences Association, 1996.

LUPPI, T., SPIVAK, E.; ANGER, K. Patterns and processes of *Chasmagnathus granulata* and *Cyrtograpsus angulatus* (Brachyura, Grapsidae) recruitment in Mar Chiquita Lagoon, Argentina. **Estuarine Coastal Shelf Science**, [S. l.], v. 55, n. 1, p. 287-297, 2002.

MAY-KÚ, M. A.; ORDÓÑEZ-LÓPEZ, U. Spatial patterns of density and size structure of penaeid shrimps *Farfantepenaeus brasiliensis* and *Farfantepenaeus notialis* in a hypersaline lagoon in the Yucatán peninsula, Mexico. **Bulletin of Marine Science**, [S. l.], v. 79, n. 2, p. 259–271, 2006.

MOKSNES, P. O. Recruitment regulation in juvenile shore crabs *Carcinus maenas*: importance of intraspecific interactions in space limited refuge habitats. 1999. 42 f. Tese (Doutorado) - Departamento de Ecologia Marinha, Göteborg University, Suécia, 1999.

NIELSEN, J. K. *et al.* Spatial distribution of juvenile and adult female Tanner crabs (*Chionoecetes bairdi*) in a glacial fjord ecosystem: implications for recruitment processes. **ICES Journal of Marine Science**, [S. l.], v. 64, n. 9, p. 1772-1784, dec. 2007.

OLMI, E. J. *et al.* Variation in planktonic availability and settlement of blue crab megalopae in the York River, Virginia. *Bulletin of Marine science*, [S. l.], v. 46, n. 1, p. 230-243, 1990.

PAULA, J.; DORNELAS, M.; FLORES, A. Stratified settlement and moulting competency of brachyuran megalopae in Ponta Rasa mangrove swamp, Inhaca Island (Mozambique). **Estuarine Coastal Shelf Science**, [S. l.], v. 56, n. 1, p. 325-337, 2003.

PÉREZ-CASTAÑEDA, R.; DEFEO, O. Growth and mortality of transient shrimp populations (*Farfantepenaeus* spp.) in a coastal lagoon of Mexico: role of the environment and density-dependence. **ICES Journal of Marine Science**, [S. l.], v. 62, p. 14-24, 2005.

REISE, K. **Tidal Flat Ecology**: an experimental approach to species interaction. Berlin: Springer-Verlag, 1985.

SANTOS, M. C. F.; FREITAS, A. E. T. S. Biologia populacional do camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda, Penaeidae), no município de Coruripe (Alagoas – Brasil). **Boletim Técnico Científico CEPENE**, [S. l.], v. 13, n. 1, p. 47-64, 2005.

SILVA, S. M. J. **Relação entre o suprimento larval e a taxa de assentamento em caranguejos intertidais da região de Ubatuba (SP)**. 2005. 99 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2005.

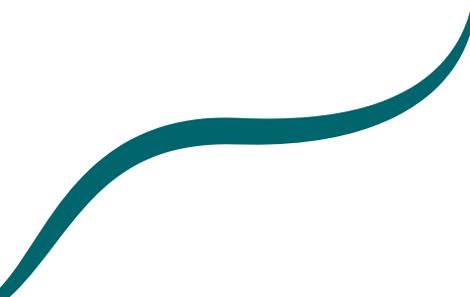
SILVA, F. M. R. O.; RIBEIRO, F. B.; BEZERRA, L. E. A. Population biology and morphometric sexual maturity of the fiddler crab *Uca* (*Uca*) *maracoani* (Latreille, 1802) (Crustacea: Decapoda: Ocypodidae) in a semi-arid tropical estuary of northeastern Brazil. **Lat. Am. J. Aquat. Res.**, [S. l.], v. 44, n. 4, p. 671–682, 2016.

SPIVAK, E. *et al.* Distribution and habitat preferences of two grapsid crab species in Mar Chiquita Lagoon (Province of Buenos Aires, Argentina). **Helgoländer Meeresunters**, [S. l.], v. 48, n. 1, p. 59-78, 1994.

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. New York: Springer-Verlag, 2016.

WILSON, K. A. Ecology of mangrove crabs: predation, physical factors and refuges. **Bulletin of Marine Science**, [S. l.], v. 44, n. 1, p. 263-273, 1989.

YODER, J. A. *et al.* Differences in body size and water balance strategies between northcarolina and florida populations of the sand fiddler crab, *Uca pugilator*. **Journal of Crustacean Biology**, [S. l.], v. 27, n. 4, p. 560–564, 2007.



Avaliando o potencial da facilitação como estratégia de restauração de uma espécie de mangue (*Laguncularia racemosa*)

Menezes, M.

Resumo

O manguezal vem sofrendo com diversos distúrbios antropogênicos e já perdeu ~35% de sua área global. Diante da sua vasta degradação, é fundamental otimizar os esforços de restauração deste ecossistema. A facilitação interespecífica pode ser uma ótima estratégia para esta finalidade. Aqui, buscamos investigar se existe facilitação no estabelecimento de plântulas de *Laguncularia racemosa* por parte de duas espécies com diferentes características morfológicas, uma gramínea e outra suculenta. Nossos resultados revelaram

que a espécie de gramínea foi claramente uma espécie facilitadora, favorecendo no aumento do número de plântulas, de folhas e na altura das plântulas onde esteve presente. Embora comprovada a facilitação, não foi possível detectar o mecanismo pelo qual ele ocorreu. Assim, encorajamos novos estudos que possam compreender como ele ocorre e contribuir para aumentar a eficiência das técnicas de restauração de manguezais degradados.

Palavras-chave: Restauração; *Laguncularia racemosa*; Facilitação espécie-específica.

Introdução

O manguezal é um ecossistema de alta relevância global, desempenhando inúmeras funções e serviços ecológicos. Sua vegetação única é capaz de suportar as condições ambientais adversas da região intertidal e fornece suporte e sustento para muitas espécies, além de compor um estoque de C atmosférico de longa duração. Infelizmente, esse é também um dos ecossistemas mais ameaçados do planeta, que já perdeu ~35% de sua área global desde 1980 (VALIELA; BOWEN; YORK, 2001). Estas florestas tropicais alagadas vêm sofrendo com diversos distúrbios antropogênicos como exploração de seus recursos naturais (fauna e flora), poluição e eutrofização de estuários e águas costeiras, além de perda de habitat para o mercado imobiliário e de aquicultura, entre outros.

Diante da sua vasta degradação, é fundamental compreender os processos de recolonização e estabelecimento das espécies vegetais que estruturam o mangue, a fim de otimizar os esforços de restauração e recuperação deste ecossistema.

Os estudos realizados para estabelecer estratégias de restauração do mangue envolvem principalmente reconhecer os padrões de (1) dispersão e (2) germinação das sementes, além de (3) sobrevivência e (4) crescimento das plântulas (VOGT *et al.*, 2014). Uma outra vertente que pode auxiliar no aprimoramento das técnicas de restauração é o estudo das interações ecológicas. A predação das sementes e a competição com outras espécies vegetais são interações que prejudicam a restauração das áreas degradadas. Por outro lado, a facilitação é um exemplo de interação positiva capaz de maximizar o sucesso das técnicas de restauração de mangue.

A facilitação é uma interação positiva que ocorre quando há o favorecimento direto ou indireto de uma espécie para com outra (MICHALET; PUGNAIRE, 2016). Muitas espécies modificam o ambiente ao seu redor, amenizando as condições ambientais adversas, fornecendo novos habitats ou mesmo servindo de refúgio, facilitando a permanência de outras espécies na área onde se encontra. Dessa forma, a facilitação é reconhecida como um dos principais mecanismos biológicos que conduz a sucessão da comunidade de plantas (BRUNO; STACHOWICZ; BERTNESS, 2003; CLEMENTS, 1916).

Experimentos de facilitação em manguezais que foram realizados na Austrália e em Belize na região de ilhas de manguezais mar do Caribe (CLARKE, 2004; MCKEE; ROOTH; FELLER, 2007) ressaltam a eficiência de incluir esta interação nas técnicas de restauração.

Neste trabalho, buscamos entender o processo de facilitação que pode ocorrer na região de mangue no nordeste do Brasil. Assim, o objetivo deste trabalho foi investigar se existe potencial de facilitação no estabelecimento de plântulas de *Laguncularia. Racemosa* por parte de duas espécies com diferentes características morfológicas, que supostamente podem atuar como “espécies enfermeiras” ou facilitadoras. E ainda, buscamos avaliar se a facilitação estava relacionada a fatores espécie-específicos como a altura máxima. Acreditamos que o estabelecimento das plântulas de *L. racemosa* pode ocorrer de forma diferenciada entre os tipos de vegetação, e que a altura da vegetação pode ser um importante fator favorecendo o estabelecimento das plântulas, possivelmente aumentando o sombreamento, e reduzindo a incidência solar que é muito intensa na área estudada e pode vir ser prejudicial as plântulas causando fotoinibição por exemplo.

Material e Métodos

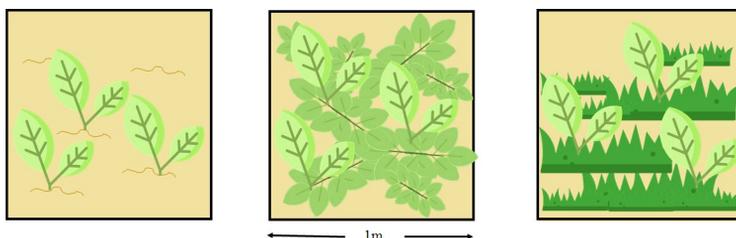
A coleta de dados foi realizada em uma área de solo arenoso, livre de cobertura vegetal arbórea, localizada no

Centro Tecnológico de Aquicultura (CTA), no município de Extremoz, Rio Grande do Norte. No entorno dessa área considerada degradada, que sofreu provável remoção da vegetação nativa, co-ocorrem as espécies *Rhizophora mangle* e a *Laguncularia racemosa*. Essa última, espécie alvo deste estudo, predomina nas áreas de transição entre manguezal e floresta quaternária, condicionada a estágios de sucessão iniciais e médios (BARTZ; MELO JÚNIOR; LARCHER, 2015), sendo considerada uma boa colonizadora segundo Hogarth (2007).

No local de estudo, foram encontradas plântulas de *L. racemosa* em desenvolvimento associadas a duas diferentes espécies herbáceas. Essas duas espécies, uma gramínea e outra suculenta, foram consideradas espécies com potencial caráter facilitador para o estabelecimento das plântulas de *L. racemosa*. Além disso, o estabelecimento de plântulas de *L. racemosa* nas áreas abertas, sem a presença de uma das herbáceas, foi registrado como quase nulo.

Para comparar o sucesso no recrutamento (estabelecimento) de *L. racemosa* em relação as duas espécies facilitadoras, foram estabelecidos 5 blocos com 3 tratamentos cada: i) ausência de vegetação (areia), ii) presença da espécie de suculenta e iii) presença da gramínea (N=15). Cada tratamento foi estabelecido em quadrats de 1m² (Figura 1). Os blocos foram distribuídos nas manchas onde avia a presença de ambas as espécies.

Figura 1 - Esquema demonstrando bloco amostral com três quadrats de 1m²: a esquerda bloco sem vegetação, ao centro bloco com vegetação de suculentas e a direita, bloco com vegetação de gramínea.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Em cada um dos quadrats, foi estimado o número total de plântulas, a altura média e o número de folhas médio de *L. racemosa*. Como houve diferença na densidade das espécies facilitadoras nas manchas, estas foram categorizadas em 3 níveis com alta, média e baixa densidade. Posteriormente, foi medida a altura máxima das duas plantas herbáceas dentro dos quadrats para estimar a correlação com a altura das plântulas.

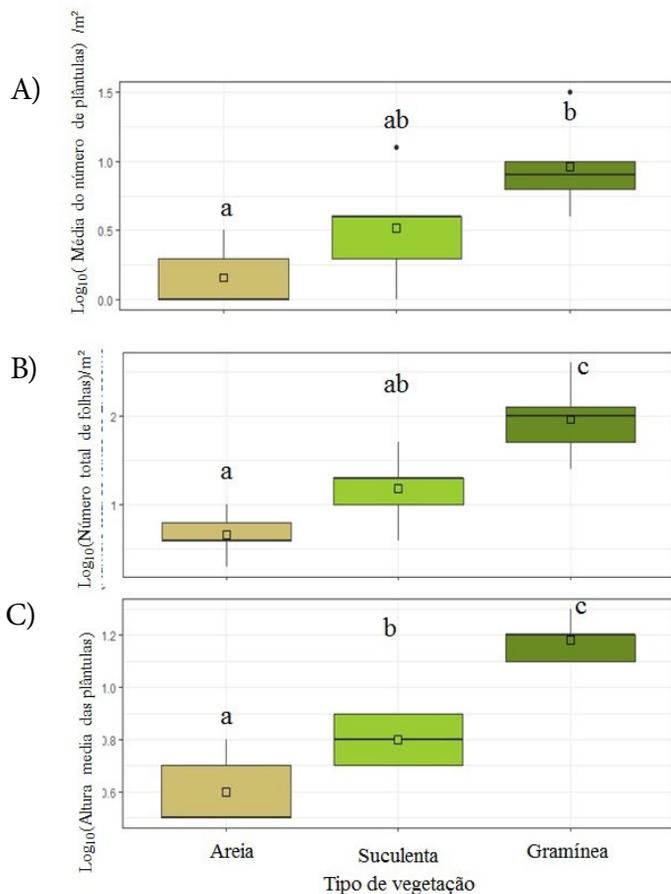
Para comparar se houve variação nas três variáveis respostas medidas em relação aos tratamentos de tipo de vegetação e densidade da vegetação, foi utilizada análises de variância (ANOVA) e teste de Tukey a posteriori para testar a diferença par a par entre os tratamentos. A priori, foi realizada a análise exploratória dos dados para atender as premissas de normalidade e homogeneidade das variâncias. Para avaliar se houve relação entre a altura das plantas facilitadoras no estabelecimento das plântulas (medido pela altura das

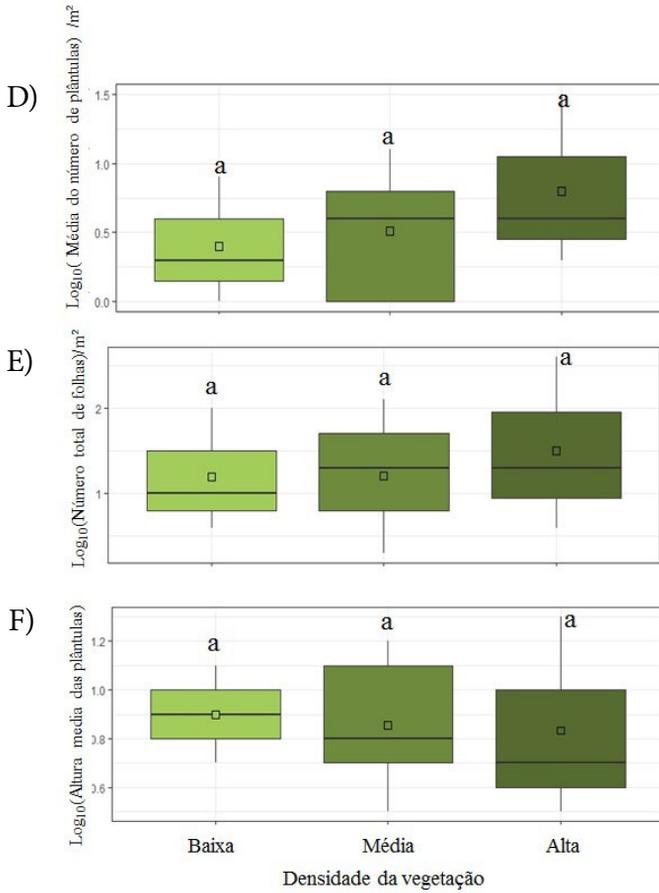
plântulas) foi realizada uma análise de correlação através do método de Spearman. As variáveis foram logaritmizadas para cumprir os pressupostos das análises.

Resultados

O número de plântulas de *L. racemosa* diferiu entre os tratamentos com diferentes tipos de vegetação ($gl= 2$, $F= 7.617$, $p = 0.007$), sendo a diferença encontrada entre os tratamentos de gramínea e areia ($p = 0.005$; Figura 2 A). Também diferiram entre os tratamentos com diferentes vegetações, o número total de folhas/m² ($gl= 2$, $F = 14.66$; $p < 0.005$; Figura 2 B) e a altura média das plântulas ($gl=2$, $F = 35.19$; $p < 0.001$; Figura 2 C). As plântulas nos tratamentos com gramínea apresentaram maior número de folhas do que nos tratamentos com areia ($p<0.005$) e com vegetação de suculentas ($p = 0.018$). A altura máxima das plântulas no tratamento com gramínea também foi muito superior aos outros tratamentos de areia ($p < 0.001$) e suculenta ($p < 0.001$), que também diferiram entre si, sendo as plântulas no tratamento com suculentas a com maior altura máxima ($p = 0.036$). Não foi encontrada variação para nenhuma das variáveis medidas entre os tratamentos para os diferentes níveis de densidade de vegetação (Figura 2 D, E e F).

Figura 2 - Boxplots com os resultados (média, das análises de variância. A, B e C comparam os tratamentos de tipo de vegetação, enquanto D, E e F comparam os diferentes níveis de densidade da vegetação. As letras acima das caixas representam diferença significativa ($p < 0.05$) entre os tratamentos. O ponto central representa média, e a linha a mediana. Os limites das caixas representam os 1º e 3º quartis. Erro (y representa a altura “máxima” nos gráficos C e F, e não “média”).





Fonte: elaboração dos autores (2019).

A altura máxima das gramíneas foi em média 20 cm (\pm 5.48), enquanto que a altura máxima das suculentas foi 6,4 cm (\pm 2,43). Embora as plântulas registradas nas áreas com gramínea tenham apresentado uma média superior de 30,66 cm (\pm 25,01) em relação às plântulas nas áreas com a suculenta com 6,3 cm (\pm 1,78) em média, não houve correlação entre a altura de nenhuma das espécies herbáceas avaliadas e a altura das plântulas (Tabela 1).

Tabela 1 - Tabela com as estatísticas para a análise de correlação comparando a altura máxima das plântulas de *L. racemosa* e as alturas máximas das espécies facilitadoras.

Tipo de vegetação facilitadora	Rho de Spearman	p-value
Gramínea	0.232	0.315
Suculenta	0.433	0.094

Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

A espécie de gramínea apresentou um maior potencial de atuar como espécie facilitadora para o estabelecimento das plântulas de *L. racemosa*. O tratamento com a gramínea superou os outros tratamentos em todas as variáveis medidas na análise de variância. Quando avaliada a altura das plântulas, o potencial de facilitação pode ser ainda mais expressivo, sendo esta variável uma boa medida a ser tomada para avaliar

o estabelecimento de plântulas. O número de plântulas e o número de folhas por outro lado pode variar bastante, o que podem dificultar a detecção dos padrões de estabelecimento.

Embora seja alto o potencial de facilitação da gramínea, não foi possível encontrar o mecanismo que pode levar a ocorrência deste processo entre esta espécie e a *L. racemosa*. Nossa hipótese de que a altura da vegetação herbácea deveria afetar positivamente o estabelecimento das plântulas por efeito do sombreamento e possível alteração das condições microclimáticas, foi refutada. Assim, fica ainda em aberto qual seria de fato o mecanismo responsável pela facilitação que pode estar ocorrendo no local de estudo. Novos estudos podem buscar tais mecanismos que podem estar relacionados principalmente a proximidade com a planta mãe. É interessante registrar que em uma área próxima ao local de amostragem e com condições semelhantes, na ausência da gramínea, mesmo próximo a áreas com plantas adultas, não há presença de plântulas onde não há gramíneas (Figura 3). O que sugere que as gramíneas possam favorecer as condições de estabelecimento além da proximidade com a plantas mães, alterando as condições do solo por exemplo, ou mesmo aumentando a capacidade de retenção da umidade no solo, o que diminuiria as chances de mortalidade das plântulas por estresse hídrico.

Abordagens de restauração ecológicas devem ser baseadas não somente nos estudos de estabelecimento de sementes,

como também na dinâmica natural de sucessão (CALLAWAY, 1995). Embora atuem como facilitadoras neste estágio inicial, as gramíneas podem agir como potenciais competidoras em outros estágios, ou mesmo facilitar as condições igualmente para outras espécies de plantas além de *L. racemosa* que podem vir a competir por recursos. É essencial considerar que não basta apenas que haja a germinação das sementes e o estabelecimento das plântulas, como também a garantia de desenvolvimento destas em seus estágios juvenis, até atingir a fase adulta, para que a restauração seja eficiente.

Figura 3 - Imagem de uma área próxima ao local de amostragem onde é clara a ação da gramínea como facilitadora para o estabelecimento das plântulas de *L. racemosa*.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Através deste estudo podemos identificar um potencial interação de facilitação interespecífica entre uma espécie de gramínea e uma espécie de mangue que tem uma alta importância para a colonização e estabelecimento desse ecossistema em áreas mais secas e/ou que foram degradadas. É essencial que os esforços de restauração se apoderem de resultados como esses para incrementar as técnicas já utilizadas de restauração dos manguezais em toda a região tropical. Com essa ação é possível aumentar as chances de sucesso de implementação dessas técnicas e garantir os processos e serviços ecológicos desempenhados pelos manguezais em todo o planeta.

Agradecimentos

Meus sinceros agradecimentos a todos os alunos e professores do curso de campo, e a toda equipe de limpeza, segurança e da cozinha que nos ajudou a ficar todos esses dias no alojamento tranquilamente. Em especial ao Franco pelas ideias, ao Guilherme por me emprestar o computador, e a Jeane com a ajuda com os gráficos do ggplot. ☺

Referências

- BARTZ, M. C.; MELO JÚNIOR, J. C. F.; LARCHER, L. Variação morfológica de *Laguncularia racemosa* (L.) C. F. Gaertn. (Combretaceae) em áreas de manguezal e de transição entre manguezal e floresta de restinga. **Biotemas**, [S. l.], v. 28, n. 1, Dec. 2015.
- BRUNO, J. F.; STACHOWICZ, J. J.; BERTNESS, M. D. Inclusion of facilitation into ecological theory. **Trends and evolution**, [S. l.], v. 18, n. 3, p. 119-125, Mar. 2003.
- CALLAWAY, R. M. Positive interactions among plants. **The Botanical Review**, [S. l.], v. 61. p. 306–349, Oct. 1995.
- CLARKE, P. J. Effects of experimental canopy gaps on mangrove recruitment: lack of habitat partitioning may explain stand dominance. **Journal of Ecology**, [S. l.], v. 92, n. 2, p. 203–213, Mar. 2004.
- CLEMENTS, F. E. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. **Carnegie Institution of Washington Publication**, [S. l.], v. 242, n.1, 1916.
- HOGARTH, P. J. **The biology of mangroves and seagrasses**. New York: Oxford University Press, 2007.
- MCKEE, K.L.; ROOTH, J.E.; FELLER, I.C. Mangrove recruitment after forest disturbance is facilitated by herbaceous species in the Caribbean region. **Ecological Applications**, [S. l.], v. 17, n. 6, p. 1678–1693, 2007.
- MICHALET, R.; PUGNAIRE, F. Facilitation in communities: underlying mechanisms, community and ecosystems implications. **Functional ecology**, [S. l.], v. 30, n. 1, p. 3-9, 2016.

MICHENER, C. D. **The bees of the world**. 2nd ed. Baltimore, Maryland, USA: Johns Hopkins University Press, 2007.

SIEVERS, Michael *et al.* The Role of Vegetated Coastal Wetlands for Marine Megafauna Conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, [S. l.], v. 34, n. 9, p. 1-11, 2019.

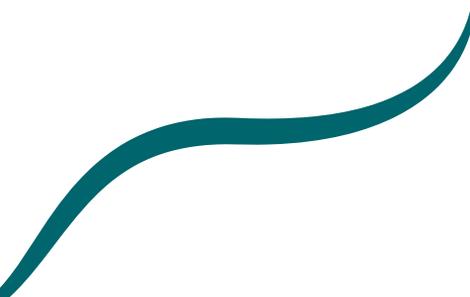
SIMARD, M. *et al.* Mangrove canopy height globally related to precipitation, temperature and cyclone frequency. **Nature Geoscience**, [S. l.], v. 12, n. 1, p. 40–45, 2018.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: emerging pro-spects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, [S. l.], v. 155, n. 1, p. 136–140, 2012.

VALIELA, I.; BOWEN, J.L.; YORK, J. 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 environment. **BioScience**, [S. l.], v. 51, n. 10, p. 807–815, Oct. 2001.

VOGT, J.; LIN, Y.; PRANCHAI, A.; FROHBERG, P.; MEHLIG, U.; BERGER, U. The importance of conspecific facilitation during recruitment and regeneration: A case study in degraded mangroves. **Basic and Applied Ecology**, [S. l.], v. 15, n. 8, p. 651-660, Dec. 2014.

WESTRICH, P. Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. *In*: MATHESON, A. *et al.* (ed.). **The conservation of bees**. London, UK: Academic Press, 1996. p. 1–16.



Efeito da Disposição Vertical e do Tempo de Vida Foliar sobre o Número de Glândulas Excretoras de Sal em *Laguncularia racemosa*

Bezerra P. E. S.
Vasquez V. L.
Dantas Y. M.

Resumo

Os manguezais são influenciados por um conjunto de condições que os tornam um ecossistema limitante. Ao longo do tempo evolutivo determinadas adaptações surgiram e foram selecionadas de forma a permitir a ocorrência, sobrevivência e manutenção das espécies que habitam o manguezal. Um exemplo dessas adaptações pode ser observado na *Laguncularia racemosa*, que apresenta glândulas excretoras

de sal em suas folhas. Ao longo do tempo as concentrações de sais podem variar dependendo da idade das folhas, as mais velhas apresentam concentrações maiores do que as jovens, o que ocasiona a senescência prematura e redução da área foliar fotossintética da planta a um nível que não pode sustentar o crescimento (MUNNS, 2002). O objetivo deste trabalho foi avaliar se há diferença no número de glândulas excretoras de sal entre folhas localizadas na parte superior e na parte inferior da *L. racemosa*, bem como avaliar se a idade da folha também influencia nesse resultado. Coletamos folhas de *L. racemosa* em 10 árvores. Nosso delineamento amostral foi dividido em dois tratamentos e dois níveis cada (folhas novas e velhas em dois estratos de altura). Em cada árvore retiramos quatro folhas, duas em cada tratamento. As folhas foram levadas ao laboratório e contabilizamos o número de glândulas excretoras de sal em uma área de quatro cm². Para testar se há diferença entre os tratamentos e os níveis realizamos uma ANOVA Two Way. Não encontramos diferença significativa entre os tratamentos. Analisando os tratamentos separadamente, também não encontramos diferença entre os estratos. Porém, houve diferença significativa em relação à altura. Mais estudos são necessários para relacionar a quantidade de sal excretada com o número, ou densidade, de glândulas para entender os efeitos da salinidade na ecologia do ecossistema manguezal sobre a morfofisiologia das espécies vegetais. Nossos resultados corroboram o maior

número de glândulas excretoras de sal em folhas mais velhas de *L. racemosa*, uma vez que essas glândulas são acumuladas ao longo do desenvolvimento das folhas.

Palavras-chave: Estresse fisiológico; Mangue-branco; Manguezal; Salinidade.

Introdução

Os ecossistemas podem exibir mosaicos de habitats com consideráveis variações em determinadas condições, exercendo influência sobre a distribuição e abundância das espécies (LAMBERS; CHAPINS III; PONS, 1998). Alguns ambientes podem ser considerados severos por apresentarem dinâmicas em fatores abióticos como a temperatura, umidade relativa, pH, concentrações de poluentes e salinidade, impondo limites a ocorrência de uma ampla gama de organismos (GOUGH *et al.*, 2000). Por isso, ao longo do tempo evolutivo determinadas adaptações surgiram e foram selecionadas de forma a permitir a ocorrência, sobrevivência e manutenção das espécies que habitam o manguezal (ODUM; JOHANNES, 1975).

As florestas de manguezais são encontradas nas zonas costeiras das regiões tropicais e subtropicais ao redor do mundo, numa estreita faixa de 162.000 Km² (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995). Esses ecossistemas são considerados ecótonos entre o ambiente terrestre e marinho (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995). Por serem influenciados por um conjunto de condições como

aporte de água doce dos rios, água do mar, regime das marés e salinidade, os manguezais apresentam animais e plantas que exibem estruturas e estratégias especializadas à sobrevivência em diferentes amplitudes de variação ambiental (LACERDA, 1999). A fauna e a flora do manguezal estão adaptadas às condições de variação de salinidade, dessecação e inundação, baixo oxigênio e pH do solo lamoso (ICMBIO, 2018)

As plantas de manguezal apresentam adaptações morfo-fisiológicas semelhantes que as permitem sobreviver nesse ambiente. Uma das mais marcantes é o sistema radicular aéreo, que ajuda a contornar o estresse salino e favorece as trocas gasosas (KANDASAMY; BINGHAM, 2001). O sistema de raízes também exerce função de ancoragem no substrato pouco consolidado (HOGARTH, 2007). As plantas de mangue podem ser classificadas em exclusoras e inclusoras, de acordo com a estratégia de convívio com excesso de sal (LUTTGE, 1997). A primeira estratégia consiste em absorver água do ambiente através de um potencial hídrico produzido por solutos orgânico, enquanto que a segunda exerce a mesma função através do acúmulo de sal nos tecidos (LUTTGE, 1997). Algumas plantas inclusoras apresentam glândulas para excretar o sal em excesso nos tecidos (LUTTGE, 1997). A espécie *Laguncularia racemosa* (mangue branco), por exemplo, apresenta a estratégia inclusiva.

Em relação a ontogenia foliar, as plantas expostas a concentrações de sal ao longo do tempo respondem de maneiras diferentes dependendo da idade das folhas (GREENWAY; MUNNS, 1980). Por exemplo, durante a transpiração os sais são depositados nas folhas, e à medida que a água evapora, as concentrações aumentam gradualmente com o tempo (MUNNS; RAWSON, 1999). Portanto, as concentrações de sais nas folhas mais velhas são muito maiores do que nas folhas mais jovens (JACOBY, 1999). De modo a ocasionar a senescência prematura e redução da área foliar fotossintética da planta a um nível que não pode sustentar o crescimento (MUNNS, 2002).

O objetivo deste trabalho foi avaliar se há diferença no número de glândulas excretoras de sal entre folhas localizadas na parte superior e na parte inferior de árvores de mangue branco (*Laguncularia racemosa*). Além disso, avaliamos se a idade da folha também influencia nesse resultado. Esperávamos que folhas localizadas na parte inferior apresentassem maior número de glândulas excretoras de sal em comparação às folhas localizadas na região superior da planta uma vez que o maior número de glândulas poderia refletir negativamente no número de estômatos e, conseqüentemente, no desempenho fotossintético da folha (LUTTGE, 1997). Além disso, esperávamos ver um número maior de glândulas excretoras de sal nas folhas mais velhas, visto que produção dessas glândulas acontece ao longo do tempo de crescimento da folha (MUNNS, 2002).

Material e Métodos

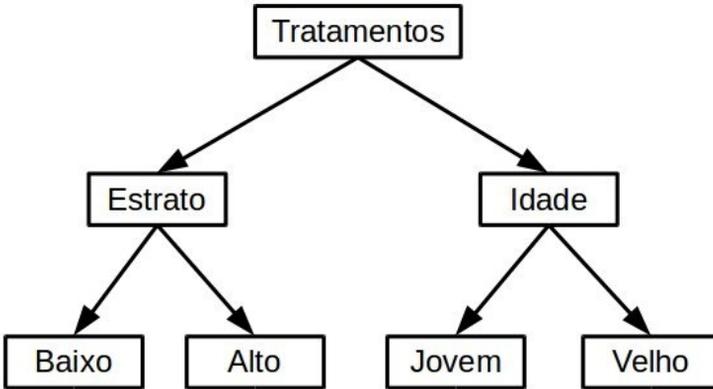
Área de Trabalho

O trabalho foi realizado em uma área de manguezal, localizada na Fazenda SAMISA, no Centro de Tecnologia de Aquicultura (CTA) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, município de Extremoz, região litorânea do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil.

Coleta de Dados e Análise de Dados

Coletamos folhas de *Laguncularia racemosa* em 10 árvores com altura superior a dois metros e inferior a cinco metros. Buscamos coletar folhas com área foliar similares. Nosso delineamento amostral está dividido em dois tratamentos e dois níveis cada (Figura 1). Em cada árvore retiramos um total de quatro folhas, sendo duas abaixo de 50 centímetros (Tratamento 1 - Baixo) e duas acima de 2 metros (Tratamento 2 - Alto). Os dois níveis dos tratamentos foram: folhas velhas, que apresentavam coloração amarela; e folhas novas, que apresentavam coloração verde.

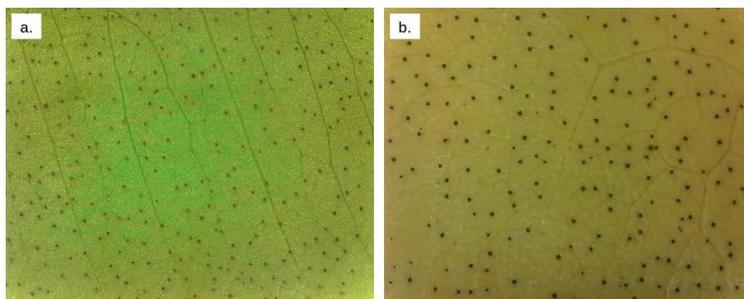
Figura 1 - Esquema representando as interações entre os tratamentos e os níveis.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

As folhas coletadas foram levadas ao laboratório e com uma lupa contabilizamos o número de glândulas excretoras de sal em uma área de quatro cm² presente na parte central da folha, abaixo da nervura principal (Figura 2). Para isso, dispomos as folhas com a face abaxial virada para cima e com o pecíolo virado para direita. Por fim, para analisar se houve diferença significativa entre os tratamentos e nos diferentes níveis, fizemos uma ANOVA Two Way no software R (R CORE TEAM, 2018).

Figura 2 - Vista da face abaxial de uma folha jovem (a) e uma folha velha (b) de *L. racemosa*, evidenciando as glândulas excretoras de sal. As amostras foram coletadas em uma área de manguezal na Fazenda SAMISA, Extremoz, Rio Grande do Norte.



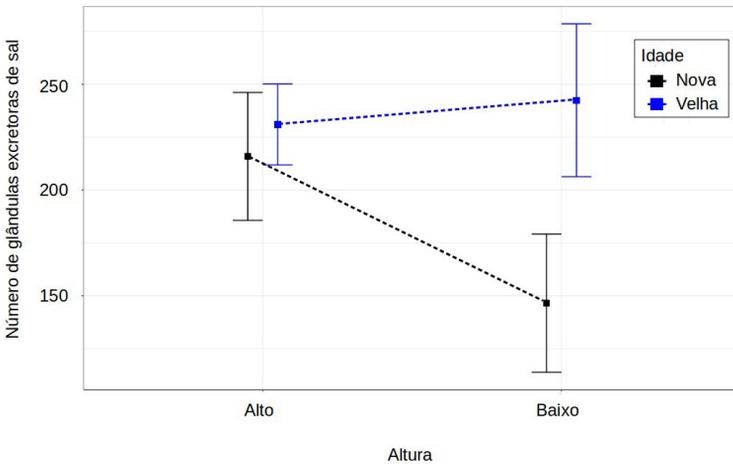
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Resultados

As folhas coletadas na parte superior das plantas (Alto) apresentaram valores elevados de número de glândulas excretoras de sal tanto para folhas novas (mediana = 215.0; primeiro quartil = 184.0; terceiro quartil = 251.5) quanto para folhas velhas (mediana = 232.0 primeiro quartil = 190.5, terceiro quartil = 257.2) (Figura 3). Em relação às folhas coletadas no estrato inferior das plantas (Baixo), encontramos uma grande variação entre o número de glândulas excretoras de sal nas folhas velhas e novas, sendo que as folhas velhas tiveram maior número de glândulas excretoras de sal (mediana = 234.0; primeiro quartil = 186.0, último

quartil = 250) do que as folhas novas (mediana = 120.0; primeiro quartil = 103.0, último quartil = 162.0) (Figura 3). Apesar disso, não encontramos diferença significativa entre os tratamentos. Analisando os tratamentos separadamente, também não encontramos diferença entre os estratos. Porém, houve diferença significativa em relação à altura (Tabela 1).

Figura 3 - Gráfico da Anova Two Way representando a diferença no número de glândulas entre folhas de diferentes idades localizadas na parte superior e na parte inferior de árvores de mangue branco (*L. racemosa*). Os quadrados representam as medianas e as medidas de dispersão representam os primeiros e terceiros quartis. As linhas pontilhadas azul (velho) e preta (nova) representam a interação dentro do tratamento idade.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Tabela 1 - Resultados da ANOVA Two Way realizada para ver a diferença entre o número de glândulas excretoras de sal em folhas de *L. racemosa* localizadas em diferentes estratos de altura (partes inferior e superior) da planta e com diferentes idades. Q. M.: quadrado médio; F: razão F; P: valor de P.

	Q. M.	F	P
Altura	9670	1,108	> 0,05
Idade	28846	3,305	< 0,05
Altura:Idade	15898	1,821	> 0,05
Resíduo	8728		

Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

Folhas localizadas nas partes altas e baixas de *L. racemosa* não apresentaram diferença significativa no número de glândulas excretoras de sal. Porém, folhas mais velhas apresentaram mais glândulas excretoras de sal do que folhas mais novas, corroborando com nossa hipótese. Esse resultado é um reflexo da ontogenia das folhas, visto que a produção de glândulas excretoras de sal é feita ao longo do desenvolvimento e maturação das folhas e essas vão se acumulando até o processo de senescência (MUNNS, 2002). Além disso, ao observarmos as amostras, notamos que os poros das folhas velhas são visualmente maiores do que os das jovens. Isso pode remeter a um incremento da capacidade excretora das folhas mais velhas, como proposto por Jacoby (1999).

Apesar da diferença no número de glândulas excretoras de sal entre as folhas presentes nos estratos alto e baixo de *L. racemosa* não ser significativa, as folhas localizadas na parte mais alta apresentaram um resultado mais homogêneo, ou seja, menor variação entre níveis novo e velho. Isso pode indicar uma seleção estabilizadora, sugerida por Chaves e colaboradores (2015), em *Avicennia schaueriana* entre a necessidade da planta em realizar fotossíntese e de excretar o sal. Além do mais, os valores mais baixos de número glândulas foi encontrado nas folhas jovens do estrato baixo indicando que o melhor desempenho fotossintético inicial nesta parte mais sombreada seja a estratégia adotada no desenvolvimento foliar.

Seria interessante realizar novos estudos que relacionem a quantidade de sal excretada com o número, ou densidade, de glândulas para entender os efeitos da salinidade na ecologia do ecossistema manguezal sobre a morfofisiologia das espécies vegetais. Nossos resultados corroboram o maior número de glândulas excretoras de sal em folhas mais velhas de *L. racemosa*, uma vez que essas glândulas são acumuladas ao longo do desenvolvimento das folhas.

Agradecimentos

Agradecemos aos professores Guilherme, Juliana e Franco pelas contribuições no decorrer do projeto. Às monitoras Kelly e Maiara. Somos gratos também a Dani e Vanessa pela comidinha gostosa.

Referências

- CHAVES A. D. G. *et al.* **Plasticidade fenotípica na alocação de recursos para excreção de sal em uma planta de manguezal.** São Paulo: Curso de Pós-Graduação em Ecologia - Universidade de São Paulo, 2015.
- GOUGH, L. *et al.* Vascular plant species richness in Alaskan arctic tundra: the importance of soil pH. **Journal of Ecology**, [S. l.], 88, n. 1, p. 54-66, 2000.
- GREENWAY, H.; MUNNS, R. Mechanisms of salt tolerance in nonhalophytes. **Annual Review of Plant Physiology**, [S. l.], v. 31, n. 1, p. 149-190, 1980.
- HOGARTH, P. J. **The Biology of Mangroves and Seagrasses.** 2nd ed. Oxford, UK: Oxford University Press, 2007.
- ICMBIO. **Atlas dos Manguezais do Brasil.** Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018. 176p.
- JACOBY, B. Mechanisms involved in salt tolerance of plants. **Handbook of plant and crop stress**, [S. l.], v. 2, n. 1, p. 97-123, 1999.
- KANDASAMY, K.; BINGHAM, B. L. Biology of Mangroves and Mangrove Ecosystems. **Advances in Marine Biology**, [S. l.], v. 40, n. 1, p. 81-251, 2001.
- LACERDA, L. D. Os manguezais do Brasil. *In*: VANUCCI, M. (ed.). **Os manguezais e nós: uma síntese de percepções.** São Paulo: EDUSP, 1999. 233p. p. 185-196.
- LAMBERS, H.; CHAPIN III, F. S.; PONS, T. L. **Plant Physiological Ecology.** New York, USA: Springer Verlag, 1998.
- LUTTGE, U. **Physiological ecology of tropical plants.** Berlin: Springer Verlag, 1997.

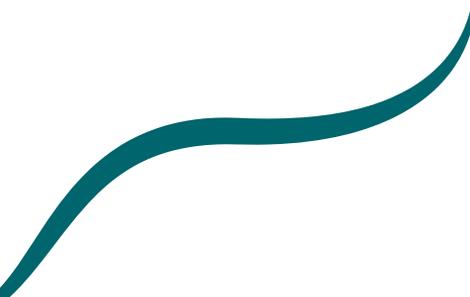
MUNNS, R. Comparative physiology of salt and water stress. **Plant, cell and environment**, [S. l.], v. 25, n. 2, p. 239-250, Feb. 2002.

MUNNS, R.; RAWSON, H. M. Effect of salinity on salt accumulation and reproductive development in the apical meristem of wheat and barley. **Functional Plant Biology**, [S. l.], v. 26, n. 5, p. 459-464, Jan. 1999.

ODUM, W. E.; JOHANNES, R. E. The Response of Mangroves to Man-Induced Environmental Stress. *In*: WOOD, E. J. F.; JOHANNES, R. E. **Tropical Marine Pollution**. [S. l.]: Elsevier, 1975. (Elsevier Oceanography Series, v. 12). p. 52-62.

R CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2018. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 22 set. 2021.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Manguezal, ecossistema entre a terra e o mar**. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1995. 64p.



Efeito da heterogeneidade estrutural dos recifes de coral na organização da comunidade zooplanctônica

Bezerra, P.E.S.

Moraes, A.B.

Pereira, M.L.A

Souza, L.R.

Dias, J.D.

Resumo

A heterogeneidade de habitat promovida pela presença de recifes de coral permite um aumento no número de nichos e, conseqüentemente, de espécies que podem potencialmente ocupá-los. As formações coralíneas produzem uma considerável variação estrutural nos ecossistemas marinhos em que ocorrem, podendo exercer influência, direta e indireta, sobre a organização de inúmeras comunidades de organismos. O

objetivo do presente estudo foi investigar se a presença de formações coralíneas pode influenciar na estruturação da comunidade de zooplâncton. A amostragem do zooplâncton foi executada por meio de redes de arrasto em áreas com diferentes graus de heterogeneidade. Para investigar as diferenças entre os tratamentos foram avaliados os parâmetros de diversidade, riqueza, abundância total, equitabilidade e composição de espécies. Foram identificados 22 morfotipos distintos distribuídos entre as áreas, com o morfotipo sp1 ocorrendo em maior abundância em áreas de areia, enquanto que nos recifes de coral sp1, sp16, sp21 foram mais predominantes. Não foram encontradas diferenças significativas em nenhum dos parâmetros analisados. A organização da comunidade zooplanctônica não diferiu entre os ambientes com presença ou ausência de estrutura recifal. A heterogeneidade ambiental é um importante aspecto na estruturação de ecossistemas, mas seus efeitos dependem tanto da magnitude quanto das escalas espaciais e temporais. Possivelmente, na escala avaliada, existe uma baixa heterogeneidade ambiental para o zooplâncton, o que faz com que mudanças na comunidade sejam pouco evidentes.

Palavras-chave: variação estrutural; composição; diversidade; plâncton; interações

Introdução

A heterogeneidade ambiental promovida pelos recifes de coral pode exercer uma influência determinante na diversidade das comunidades associadas, uma vez que habitats mais heterogêneos permitem um aumento no número de nichos e, conseqüentemente, um aumento no número de espécies que podem potencialmente ocupá-los (ATTRILL; STRONG; ROWDEN, 2000). Nos oceanos, o padrão de distribuição dos recifes de coral produz uma considerável variação estrutural nos ecossistemas marinhos em que ocorrem, podendo exercer influência, direta e indireta, sobre a riqueza, abundância, densidade e composição de inúmeras comunidades de organismos (MANATUNGE; ASAEDA; PRIYADARSHANA, 2000; MOTRO; AYALON; GENIN, 2005).

A heterogeneidade espacial pode influenciar a organização das comunidades zooplânctônicas marinhas em um continuum de escalas métricas com eventos bióticos e abióticos. Ocorre variação em micro-escalas (10^{-2} - 1 metro), com influência de pequenas turbulências e concentração de alimento (DAVIS *et al.*, 1991), percorrendo escalas maiores como as macro-escalas (10 - 10^2 km), sendo afetadas por correntes costeiras ascendentes e comportamento migratório (SIMARD; MACKAS, 1989), até um limite superior de mega-escalas (1000 - 10000 km) regido por mudanças climáticas regionais e padrões de produtividade primária (MCGOWAN, 1971).

Em ambientes aquáticos, a predação por peixes apresenta um impacto na composição da comunidade de suas presas (CARPENTER *et al.*, 1987, PACE *et al.*, 1999). Estruturas físicas podem oferecer uma maior quantidade de microhabitats e refúgios que permitem que para as presas possam evitarem a predação, ou simplesmente uma proteção parcial através da redução da eficiência de predação em porções de habitat (HUFFAKER, 1958; SMITH, 1972).

Do mesmo modo que podemos ter uma maior quantidade de refúgios em ambientes mais heterogêneos, também assumimos que pode haver uma maior disponibilidade de recursos (MEERHOFF *et al.*, 2007), o que pode explicar a ocorrência de peixes de maior porte nestes ambientes. Muitos estudos reportam uma relação positiva entre a heterogeneidade estrutural e a diversidade e/ou abundância de peixes recifais (HAMNER *et al.*, 1988). Entretanto, uma vez que as estruturas físicas podem reduzir a eficiência na taxa de captura de presas por peixes recifais, o aumento potencial de refúgios pode direcionar uma forte pressão de seleção para que as presas preferencialmente ocupem essas regiões (CROWDER; COOPER, 1982).

Partindo desse arcabouço, nosso objetivo foi investigar se a presença da recifes de coral pode influenciar na estruturação da comunidade de zooplâncton. Nós hipotetizamos que a organização da comunidade de zooplâncton difere entre ambientes com presença ou ausência de estrutura recifal.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado na área de visitação turística dos recifes de Maracajaú, localizada na Área de Proteção Ambiental de Recifes de Corais (APARC) que compreende os municípios de Maxaranguape, Rio do Fogo e Touros (Figura 1; AMARAL *et al.*, 2005). A APARC é uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável criada em 2001 com objetivo proteger os ecossistemas recifais e, concomitantemente, toda a biodiversidade a eles associada (AMARAL *et al.*, 2005). A área de estudo é caracterizada pela presença de formações biogênicas originadas através da deposição e acumulação de algas calcárias e corais zooxantelados, as quais são separadas por faixas de areia, constituindo “labirintos” de corais (AMARAL *et al.*, 2005).

Efeito da heterogeneidade estrutural dos recifes de coral na organização da comunidade zooplantônica

Figura 1 - Área de Proteção Ambiental de Recifes de Corais (APARC). A estrela vermelha indica o local onde foi realizada a amostragem (Adaptado com base em Amaral *et al.*, 2005).



Fonte: adaptado de Amaral *et al.* (2005).

Amostragem

As amostras foram coletadas por meio de arrasto horizontal com rede de plâncton de malha de 68 μm (Figura 2). Os arrastos foram feitos em transectos de 10 m no sentido contrário a corrente marinha em áreas com diferentes graus de complexidade estrutural. Dentre as amostras, três foram coletadas em áreas de recifes de corais, considerada de maior complexidade estrutural, e outras três em áreas de faixas de areia, consideradas de menor complexidade ($n=6$). Após o arrasto, as amostras foram acondicionadas em garrafas plásticas de 150 ml e fixadas com 1 ml de formaldeído 40%. Para realizar uma estimativa de densidade de zooplâncton por metros cúbicos, foi feito um cálculo do volume filtrado pela rede de acordo com a seguinte fórmula:

$$Vf = \pi \times r^2 \times d$$

Onde Vf é o volume filtrado, r é o raio da rede e d é a distância percorrida. Os dados de densidade final foram expressos em indivíduos por metros cúbicos. Posteriormente, as amostras foram levadas para análise laboratorial no Centro Tecnológico de Aquicultura (CTA), em Extremoz.

Figura 2 - Realização de arrasto horizontal de rede ao longo do transecto, em sentido contrário a corrente marítima.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Procedimentos analíticos

Em laboratório, foi utilizada microscopia óptica (LEICA DM500) com lente de aumento de 4x para identificação dos organismos planctônicos. Analisamos 6 ml (duas lâminas de 3 ml) de cada amostra concentrada em 150 ml. A identificação dos microrganismos foi feita com base em caracteres morfológicos que levaram a definição de morfotipos, posteriormente comparados de acordo com literatura especializada (LEITÃO *et al.*, 2017).

Análises estatísticas

A comparação das áreas de fundo arenoso e as áreas de fundo de coral em relação a diversidade, equitabilidade, riqueza e densidade foram realizadas através de um teste T. A homogeneidade de variância dos dados e a normalidade foi verificada pelos testes de Levene e Shapiro-Wilks, respectivamente (ZAR, 1996). Para comparar a composição das espécies entre as áreas estudadas, foi realizada uma análise de similaridade (ANOSIM), utilizando a distância de Jaccard com índice de dissimilaridade.

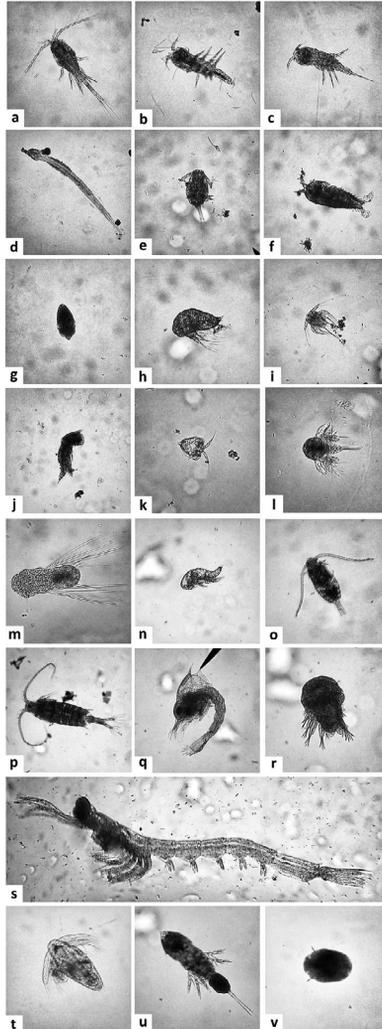
Todos os testes estatísticos foram realizados através do software R (R CORE TEAM, 2013), considerando $\alpha = 0.05$ (ZAR, 1996). Foram ainda utilizados os seguintes pacotes estatísticos adicionais do software R: pacote ‘car’ (FOX; WEISBERG, 2011), ‘ggplot2’ (WICKHAM, 2016), ‘vegan’ (OKSANEN *et al.*, 2018), ‘MASS’ (VENABLES; RIPLEY, 2002) e ‘BiodiversityR’.

Resultados

Ao todo, foram identificados 22 morfotipos distintos distribuídos entre as áreas de areia e coralínea (Figura 3), com morfotipo sp1 ocorrendo em maior abundância em áreas de areia, enquanto que nas áreas de recifes de coral sp1, sp16 e sp21 foram mais predominantes (Figura 4). Onze morfotipos

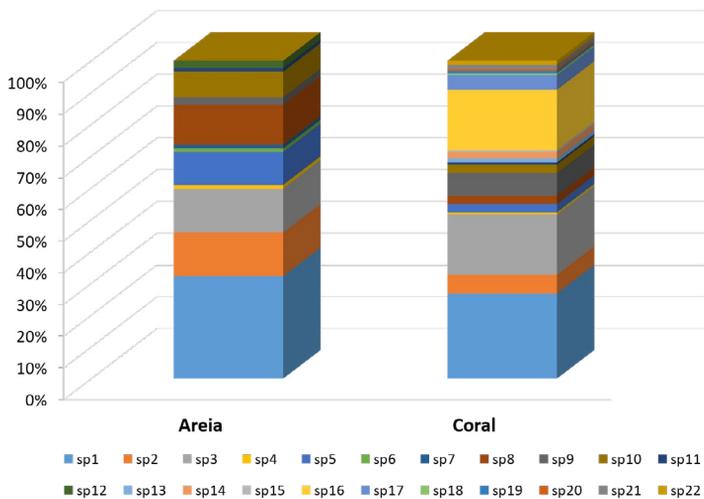
foram encontrados somente nas áreas coralíneas, e apenas dois foram ocorreram apenas em áreas de areia. A densidade para áreas de fundo arenoso foi mais baixa que nas de recife de coral, sendo registrado uma média de 1002,5 e 1816,4 ind./ml, respectivamente (Figura 4), entretanto, não foi observado diferença significativa entre os dois tratamentos ($t = -1,1426$, $df = 4$, $p\text{-value} = 0,317$). Em relação a riqueza, a área de fundo arenoso teve uma média de sete morfotipos, enquanto que na área de fundo de recife de coral foi observado uma média de 11 morfotipos (Figura 5), porém esses valores não diferiram estatisticamente ($t = -1,4771$, $df = 4$, $p\text{-value} = 0,2137$).

Figura 3 - Morfotipos distribuídos entre as áreas de areia e de recifes de coral: a. sp1; b. sp2; c. sp3; d. sp4; e. sp5; f. sp6; g. sp7; h. sp8; i. sp9; j. sp10; k. sp11; l. sp12; m. sp13; n. sp14; o. sp15; p. sp16; q. sp17; r. sp18; s. sp19; t. sp20; u. sp21; v. sp22.



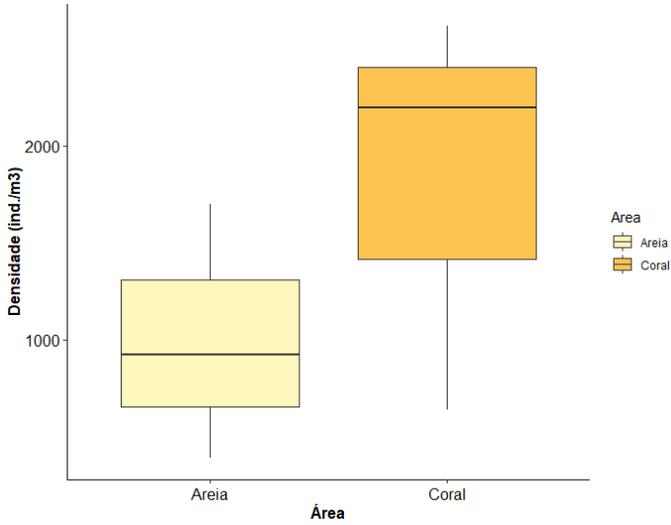
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 4 - Frequência relativa das espécies observadas em relação ao ambiente de fundo arenoso e ao ambiente de fundo de coral.



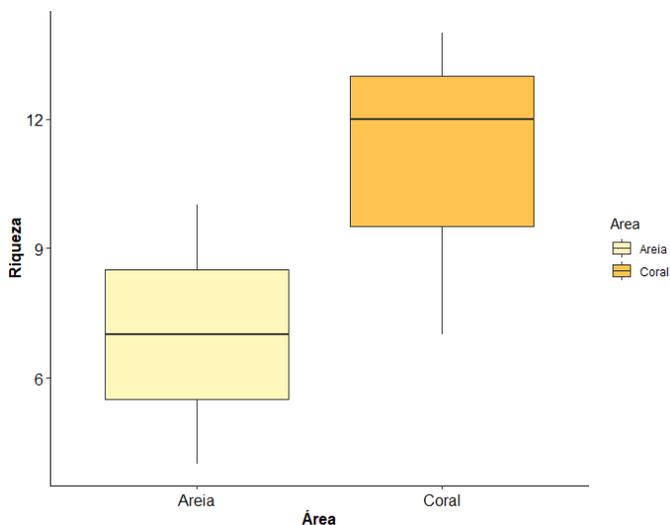
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 5 - . Box-plot da densidade de indivíduos por metro cúbico em relação ao ambiente de fundo arenoso e ao ambiente de fundo de coral.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

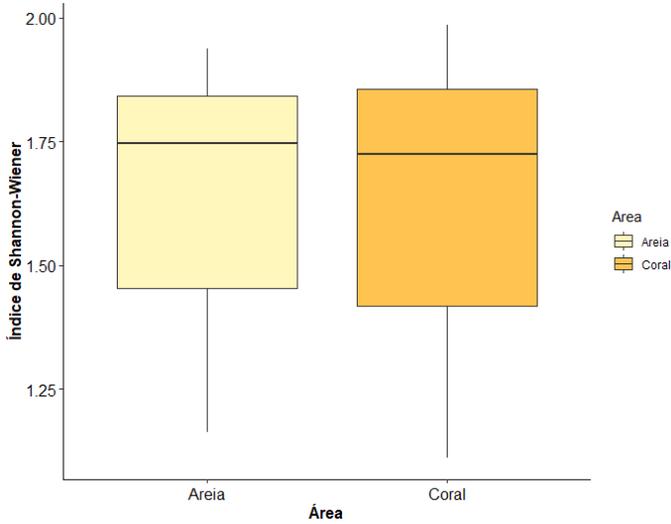
Figura 6 - Box-plot da riqueza de espécies em relação ao ambiente de fundo arenoso e ao ambiente de fundo de coral



Fonte: elaboração dos autores (2019).

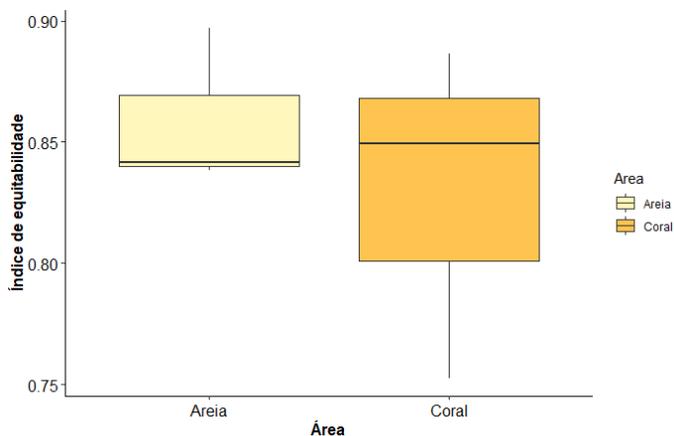
Após a avaliação do índice de diversidade de Shannon, foi obtido valor médio de 1,61 para área de fundo arenoso e de 1,60 para área de fundo de recife de coral (Figura 6). Ao comparar a diversidade entre as áreas, nossos resultados demonstram que não houve diferença entre os dois ambientes ($t=0,022845$, $df = 4$, $p\text{-value} = 0,9829$). Os índices de equitabilidade também não diferiram entre eles ($t = 0,666$, $df = 4$, $p\text{-value} = 0,541$) (Figura 7).

Figura 7 - Box-plot do índice de diversidade de Shannon-Wiener m relação ao ambiente de fundo arenoso e ao ambiente de fundo de coral.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 8 - Box-plot do índice de equitabilidade em relação ao ambiente de fundo arenoso e ao ambiente de fundo de coral.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 9 - Gráfico de dispersão dos scores do NMDS. Palavras em **negrito** correspondem aos ambientes de Areia e Coral estudados. Palavras em **vermelho** correspondem a dispersão dos morfotipos observados.

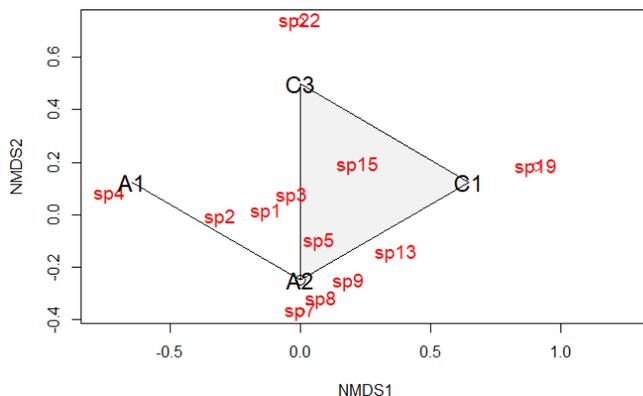


Figura 10 - Fonte: elaboração dos autores (2019).

A análise de similaridade evidenciou que as comunidades zooplanctônicas entre a área de fundo arenoso e fundo de recife de coral são semelhantes em composição (Figura 8), não diferindo significativamente ($R= 0,2222$, $p\text{-value}=0,3$).

Discussão

De acordo com nossos resultados, a organização da comunidade zooplanctônica não diferiu entre os ambientes com presença ou ausência de estrutura recifal. Em ambas as áreas, as características estruturais da comunidade apresentaram valores semelhantes, assim como também não foi observada diferença significativa na composição destas. A heterogeneidade ambiental é um importante aspecto na estruturação de ecossistemas, mas seus efeitos dependem tanto da magnitude quanto das escalas espaciais e temporais. Além disso, é importante que a escala física da heterogeneidade tenha relação com uma escala biologicamente significativa (HAYWARD; VENRICK; MCGOWAN, 1985). Dessa forma, nossos resultados podem sugerir duas possibilidades: a primeira é de que na escala avaliada, existe uma baixa heterogeneidade ambiental para o zooplâncton, o que faz com que mudanças na comunidade sejam pouco evidentes; a segunda seria de que a escala espacial não seja uma escala biologicamente significativa para os organismos alvo, ou seja, os substratos indicadores de heterogeneidade ambiental avaliados podem

afetar a estrutura da comunidade mas a visualização desses efeitos depende da escala física de observação.

Para o zooplâncton marinho, a heterogeneidade ambiental em micro-escalas e escalas espaciais finas (1-100m) permanece inalterada em escalas temporais muito curtas, por exemplo, de minutos a horas (WIEBE; COPLEY; BOYD, 1992). Para esses organismos, nessas condições espaço-temporais, parece que a heterogeneidade não afeta a organização da comunidade, o que possivelmente explica o padrão encontrado no presente estudo. Entretanto, em grandes escalas espaciais os efeitos da heterogeneidade são perceptíveis ao visualizarmos que existe uma maior estabilidade temporal, de meses e até mesmo séculos no caso de padrões biogeográficos nas comunidades zooplanctônicas (HOLLIDAY *et al.*, 2003).

Assim como também foi observado para o centro do Pacífico Norte, a diferença pouco significativa na estruturação de comunidades do zooplâncton em mesoescala (uma escala aproximadamente relacionada ao âmbito de um indivíduo ao longo de sua vida) pode está associado ao fato de que a irregularidade ambiental em mesoescala é considerada como baixa em magnitude, sendo assim, as parcelas de água nessa escala não são substancialmente diferentes umas das outras para esses organismos (HAYWARD; VENRICK; MCGOWAN, 1985). Um indivíduo do zooplâncton tem a possibilidade de ser exposto tanto a heterogeneidade das áreas coralíneas quanto das áreas de areia, sendo assim, a

quantidade de heterogeneidade ambiental encontrada por um indivíduo é semelhante aquela encontrada por toda a comunidade local. Alguns indivíduos podem ter que lidar com condições específicas de pequena escala, mas a maior parte da comunidade está exposta a condições ambientais relativamente semelhantes em escalas de tempo e espaço superiores a alguns dias (HAYWARD; VENRICK; MCGOWAN, 1985; PINEL-ALLOUL, 1995).

De outra forma, a pouca variabilidade na estrutura da comunidade pode não ser só consequência da escala de vida dos organismos e sua relação com o substrato, porém um reflexo de estabilidade ambiental que pode gerar condições que promovem uma forte regulação em comunidades zooplanctônicas.

Agradecimentos

Somos gratos a Maiara Menezes por toda ajuda fornecida na coleta de dados e escrita do relatório.

Referências

- AMARAL, R. F. *et al.* **Diagnóstico Ambiental da Área de Uso Turístico Intensivo (AUTI) no Parracho de Maracajáú**. Natal: IDEMA-RN, 2005. P. 128. Relatório Interno.
- ATTRILL, M. J.; STRONG, J. A.; ROWDEN, A. A. Are macroinvertebrate communities influenced by seagrass structural complexity?. **Ecography**, [S. l.], v. 23, n. 1, p. 114-121, Feb. 2000.
- CARPENTER, S. R. *et al.* Regulation of lake primary productivity by food web structure. **Ecology**, [S. l.], v. 68, n. 6, p. 1863–1876, Dec. 1987.
- R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2013. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 07 jan. 2022.
- CROWDER, L. B.; COOPER, W. E. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. **Ecology**, [S. l.], v. 63, n. 6, p. 1802-1813, Dec. 1982.
- DAVIS, C. S. *et al.* Micropatchiness turbulence and recruitment in plankton. **J. Mar. Res.**, [S. l.], v. 49, n. 1, p. 109-152, Feb. 1991.
- FOX, J.; WEISBERG, S. **Na {R} Companion to Applied Regression**. 2nd ed. Sage, CA: Thousand Oaks, 2011. Disponível em: <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>. Acesso em: 22 set. 2021.
- GOTCEITAS, V.; COLGAN, P. Predator foraging success and habitat complexity: quantitative legant the threshold hypothesis. **Oecologia**, [S. l.], v. 80, n. 1, p. 158–166, 1989.
- HAMNER, W. M. *et al.* Zooplankton, planktivorous fish, and water currents on a windward reef face: great barrier reef. **Australian Bulletin of Marine Science**, [S. l.], v. 42, n. 1, p. 459–479, 1988.

- HAYWARD, T. L.; VERNICK, E. L.; MCGOWAN, J. A.
Environmental heterogeneity and plankton community structure in the central North Pacific. **Journal of Marine Research**, [S. l.], v. 41, n. 4, p. 711-729, nov. 1983.
- HOLLIDAY, D. V. *et al.* Advances in defining fine-and micro-scale pattern in marine plankton. **Aquatic Living Resources**, [S. l.], v. 16, n. 3, p. 131-136, 2003.
- HUFFAKER, C. B. Experimental studies on predation: dispersion factors and predator-prey oscillations. **Hilgardia**, [S. l.], v. 27, n. 1, p. 343-383, 1958.
- LEITÃO, S. N. *et al.* **Biodiversidade Marinha da Bacia Potiguar/RN: zooplâncton**. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2017. P. 304.
- MANATUNGE, J.; ASAEDA, T.; PRIYADARSHANA, T. The Influence of Structural Complexity on Fish-zooplankton Interactions: a study using artificial submerged macrophytes. **Environmental Biology of Fishes**, [S. l.], v. 58, p. 425-438, Aug. 2000.
- MCGOWAN, J. A. Oceanic biogeography of the Pacific. *In*: FUNNELL, B. M.; RIEDEL, W. R. (ed.). **The Micropalaeontology of the Oceans**. Cambridge: Cambridge University Press, 1971. P. 3-74.
- MEERHOFF, M., C. *et al.* Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of legant zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. **Freshwater Biology**, [S. l.], v. 52, n. 6, p. 1009-1021, June 2007.
- MOTRO, R.; AYALON, I.; GENIN, A. Near-bottom depletion of zooplankton over coral reefs: III: vertical legante of predation pressure. **Coral Reefs**, [S. l.], v. 24, p. 95-98, Feb. 2005.

NELSON, W. G.; BONSDORV, E. Fish predation and habitat complexity: are complexity thresholds real?. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, [S. l.], v. 141, n. 2-3, p. 183–194, 1990.

OKSANEN, J. *et al.* **Vegan**: community ecology package. [S. l.]: CRAN Package vegan, 2018. R package version 2.5-2. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 22 set. 2021

PACE, M. L. *et al.* Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution**, [S. l.], v. 14, n. 12, p. 483–488, Dec. 1999.

PINEL-ALLOUL, P. Spatial heterogeneity as a multiscale characteristic of zooplankton community. **Hydrobiologia**300, n. 1, p. 17-42, 1995.

SIMARD, Y; MACKAS, D. L. Mesoscale aggregations of euphausiid sound scattering layers on the continental shelf of Vancouver Island. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, [S. l.], v. 46, n. 7, p. 1238-1249, July 1989.

SMITH, F. E. Spatial heterogeneity, stability and diversity in ecosystems. Transactions of the **Connecticut Academy of Arts and Sciences**, [S. l.], v. 44, n. 1, p. 309-335, 1972.

SWISHER, B. J.; SOLUK, D. A.; WAHL, D. H. Non-additive predation in legant habitats: influences of habitat complexity. **Oikos**, [S. l.], v. 81, n. 1, p. 30–37, Feb. 1998.

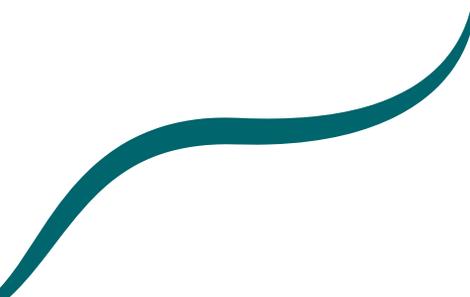
VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. **Modern Applied Statistics with S**. 4th ed. New York: Springer, 2002.

WIEBE, P. H.; COPLEY, N. J.; BOYD, S. H. Coarse-scale horizontal patchiness and vertical migration of zooplankton in Gulf Stream warm-core ring 82-H. **Deep-Sea Research Part A, Oceanographic research papers**, [S. l.], v. 39, n. 1, p. 247-278, 1992.

WICKHAM, H. **Ggplot2**: legante graphics for data analysis. New York: Springer-Verlag, 2016.

YAHTEL, R.; YAHTEL, G.; GENIN, A. Near-bottom depletion of zooplankton over coral reefs: I: diurnal dynamics and size distribution. **Coral Reefs**, [S. l.], v. 24, n. 1, p. 75-85, 2005.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 1996. P. 662.



Efeitos da complexidade de habitat na fauna associada a lagos de águas claras e turvas

*Brito S. S.
Favero I. T.
Franco J. R. A.
Pereira M. L. A.
Teixeira de Melo F.*

Resumo

Em ambientes aquáticos a riqueza e abundância de espécies podem ser preditas através da complexidade ambiental. Esse fator, juntamente com a heterogeneidade dos habitats, pode estar associado a turbidez da água e a presença de vegetação, a qual serve como fonte de recurso para a fauna. Nesse

contexto, nosso objetivo foi investigar a importância relativa da vegetação de macrófitas aquáticas para a fauna de lagos rasos de regiões tropicais com níveis contrastantes de turbidez. O estudo foi desenvolvido em áreas de viveiros de cultivo de camarão desativados. Nós encontramos que a abundância e riqueza não foram diferentes entre lagos com macrófitas de águas claras e lagos com macrófitas de águas turvas, apesar de esperarmos maior importância relativa das macrófitas em lagos de águas claras. Quanto à turbidez, também não foi possível encontrar diferenças na riqueza e abundância entre lagos turvos com presença ou ausência de macrófitas, corroborando com nossa hipótese que lagos turvos apresentam alta diversidade independente da vegetação. Observamos também que a diversidade foi maior em lagos de águas turvas, seguido por uma maior diversidade em ambientes com presença de vegetação de macrófitas. Esse padrão pode refletir a importância da vegetação de macrófitas como abrigo e recurso para diferentes grupos taxonômicos da fauna associada, e a importância da turbidez como oportunidade de refúgio, o qual contribui na menor visibilidade de presas por predadores. Esses mecanismos de maior disponibilidade de recursos, abrigos e refúgios contribuem para o aumento da diversidade da fauna associada desses ambientes.

Palavras-chave: Abundância; Lagos; Macrófitas; Riqueza; Turbidez.

Introdução

A complexidade ambiental pode ser uma potencial preditora da abundância e riqueza de espécies em ambientes aquáticos (TANIGUCHI; TOKESHI, 2004). Ambientes com maior heterogeneidade podem mediar interações competitivas predador-presa através da maior disponibilidade de recursos e refúgios (MEERHOFF *et al.*, 2007a). Assim, a abundância e a forma de ocorrência dos organismos ao longo da paisagem são moldadas (AGOSTINHO; GOMES; JÚLIO JÚNIOR, 2003; CHUST *et al.*, 2004), favorecendo a sustentação de comunidades mais diversas (MEERHOFF *et al.*, 2007a).

Em lagos tropicais, macrófitas aquáticas podem estar presentes em abundância, cobrindo grandes áreas e influenciando no funcionamento dos ecossistemas (TEIXEIRA-DE-MELLO *et al.*, 2016a). Esses organismos desempenham um papel primordial no aumento da complexidade ambiental (THOMAZ *et al.*, 2008) e podem atuar em diversas interações ecológicas, como por exemplo competindo por recursos com o fitoplâncton (SCHEFFER; CARPENTER, 2003) e oferecendo abrigo para peixes e macroinvertebrados associados (TEIXEIRA-DE-MELLO *et al.*, 2016b). O grau dessa influência depende de fatores como a arquitetura das macrófitas e sua abundância (CHRISTIE; NORDERHAUG; FREDRIKSEN, 2009), podendo ainda ser influenciado por

outras causas como a profundidade dos lagos, a zona em que se encontram (litorânea ou limnética) e a turbidez da água (MEERHOFF *et al.*, 2012).

Macrófitas flutuantes, por exemplo, podem ter efeito negativo na diversidade quando ocupam grandes áreas na superfície de um corpo d'água, alterando as condições abióticas e provocando a exclusão de várias espécies (PINTO; O'FARRELL, 2014). Por sua vez, as macrófitas submersas, presentes nas zonas litorâneas de ambientes lacustres (THOMAZ; BINI, 2003) aumentam a área de superfície disponível como habitat e a fonte de alimento disponível para herbívoros, além de oferecer refúgio contra predação e correntes (BELL *et al.*, 2013), resultando em uma maior abundância de perifíton (WARFE; BARMUTA, 2006), macroinvertebrados (THOMAZ *et al.*, 2008) e peixes (TEIXEIRA-DE-MELLO *et al.*, 2015).

Sistemas pouco profundos apresentam grande potencial para o desenvolvimento de plantas aquáticas (MEERHOFF *et al.*, 2007b), sendo principalmente caracterizados pela presença acentuada de macrófitas submersas (MOSS, 1995). Apesar da relevância destas plantas na ecologia destes ecossistemas, sua efetividade como moduladora e estruturadora de comunidades pode ser colocada a prova em sistemas com alto grau de turbidez. De acordo com Teixeira-de-Mello *et al.* (2016b), é provável que a turbidez da água interfira na importância das macrófitas aquáticas, quanto aos organismos que as utilizam em ambientes pouco profundos.

Nesse sentido, nós buscamos avaliar a importância relativa das macrófitas aquáticas em dois cenários contrastantes de turbidez (águas claras e turvas), através da análise de diversidade, riqueza e abundância da fauna de lagos rasos de regiões tropicais. Hipotetizamos que a importância relativa das macrófitas é maior em lagos de águas claras, onde os animais poderiam estar expostos e vulneráveis à predação, encontrando na vegetação de macrófitas abrigo e refúgio. Dessa forma, em lagos de águas claras, esperávamos encontrar maior diversidade, riqueza e abundância da fauna associada à macrófitas, devido à oferta de refúgio constituída por essa vegetação submersa, e menor diversidade onde as macrófitas não estavam presentes. Já em lagos de águas turvas, esperávamos encontrar valores semelhantes de diversidade, riqueza e abundância na presença e na ausência de macrófitas, pois nesses ambientes as presas estão menos susceptíveis à detecção visual dos predadores, portanto, a busca por refúgios na vegetação de macrófitas e sua importância relativa nesses ambientes deve ser menor.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Centro Tecnológico de Aquicultura (CTA - 5°40'45.54"S 35°14'22.92"O) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN),

próximo ao rio Ceará Mirim, localizado no município de Extremoz - RN (Figura 1). A área apresenta diferentes ambientes aquáticos, como manguezais e lagoas, além de lagos artificiais de cultivo de camarão desativados, que foram destinados às pesquisas.

Figura 1 - Imagem aérea do Centro Tecnológico de Aquicultura (CTA - UFRN), localizado próximo ao rio Ceará Mirim, no município de Extremoz, estado do Rio Grande do Norte.



Foto: Google Earth.

Coleta de dados

Para amostragem, quatro lagos artificiais foram selecionados atendendo ao critério de tamanho e profundidade comparáveis, sendo dois lagos de águas claras e dois de águas

turvas. Em cada um deles foram coletadas amostras em áreas com presença e ausência de vegetação de macrófitas aquáticas, com duas amostras para cada tipo de tratamento. Para isso, foram realizados arrastos do fundo do lago para a superfície, utilizando peneiras de 50 cm x 70 cm, com três repetições para cada arrasto. O conteúdo das peneiras foi lavado no próprio lago para remoção do excesso de sedimento e, posteriormente, transferido para um saco etiquetado com o auxílio de uma pisseta.

Em laboratório, as amostras também foram lavadas em água corrente com o auxílio de uma peneira (malha de 250 μm) para a remoção do sedimento. O material restante foi então transferido para uma bandeja para iniciar o processo de triagem. Todos os indivíduos visíveis a olho nu da fauna dos lagos foram removidos de cada amostra e transferidos para uma placa de Petri (Figura 2). Os indivíduos foram identificados, contados e classificados em grupos com detalhado grau de especificidade.

Figura 2 - Materiais utilizados durante a triagem da fauna associada à macrófitas submersas dos lagos do Centro Tecnológico de Aquicultura (CTA - UFRN). A foto apresenta placas de Petri com diferentes morfotipos de organismos.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Análise de Dados

Para testar a homocedasticidade da variância entre os grupos, realizamos um teste de Levene. Em seguida, para analisar a relação da riqueza e da abundância com os diferentes tratamentos de turbidez da água e presença ou ausência de vegetação de macrófitas, utilizamos o teste ANOVA two-way. A diversidade de espécies nos diferentes ambientes foi analisada através do índice de diversidade Shannon e equitabilidade de Pielou. Os testes estatísticos foram feitos com auxílio do RStudio (Version 3.6.0 – © 2009-2018 RStudio, Inc.).

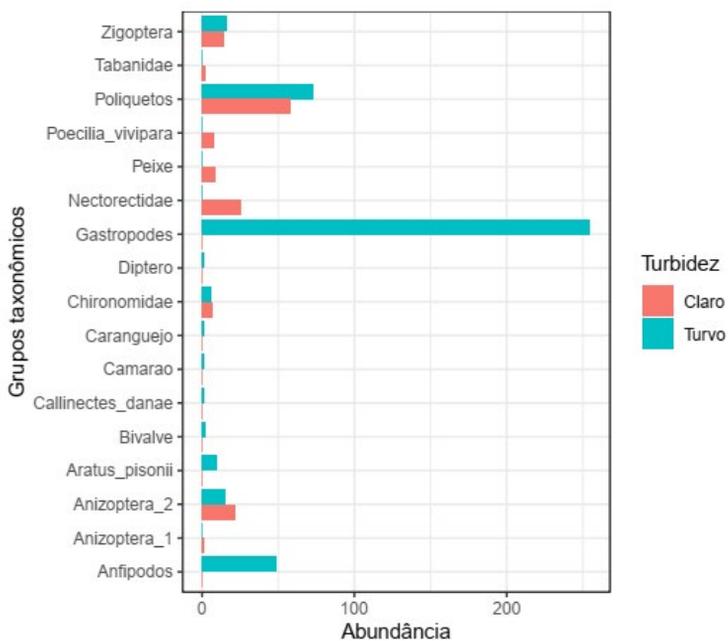
Para análises descritivas, produzimos histogramas com o objetivo de observar a frequência da abundância de indivíduos em cada tratamento associado a turbidez e presença de vegetação, e gráficos de barras para observar a abundância por espécie em cada tratamento. As espécies encontradas foram classificadas quanto a grupos taxonômicos.

Resultados

Ao todo, foram identificados 637 indivíduos da fauna associada, pertencentes a 17 grupos taxonômicos. Desses indivíduos, 168 foram encontrados em amostras de água clara e 469 em amostras de água turva (Figura 3). Na presença e ausência de macrófitas, foram encontrados 411 e 226 indivíduos, respectivamente (Figura 4). É possível visualizar um fator espécie-específico para a abundância de indivíduos por grupos taxonômicos. Por exemplo, os gastrópodes apresentaram maior número de indivíduos em lagos com maior turbidez e com vegetação presente, entretanto, grupos de poliquetos e anfípodos apresentaram maior frequência em lagos turvos e sem vegetação.

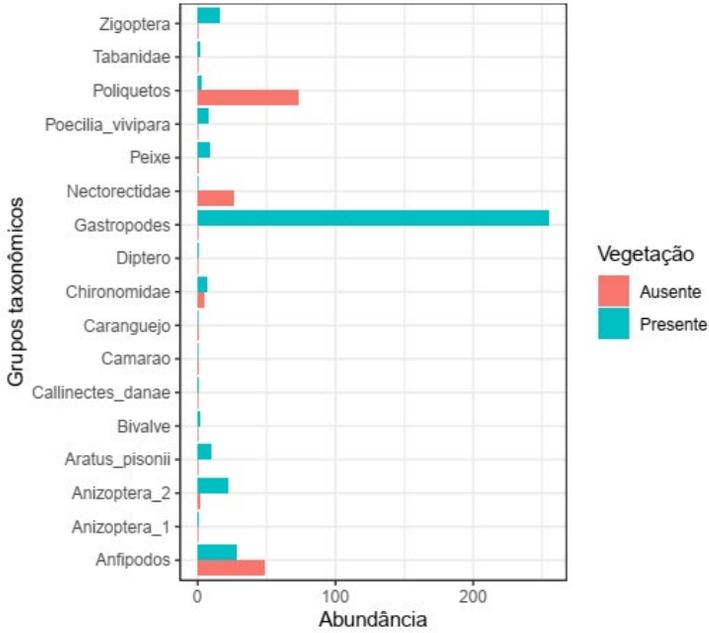
Apesar da diferença de indivíduos por grupos para os dois tratamentos, não foi constatada diferença estatística significativa para abundância nos lagos com e sem vegetação e nos lagos turvos e claros (Tabela 1; Figura 5).

Figura 3 - Abundância dos indivíduos por grupo taxonômico da fauna de lagos de águas turvas e claras do Centro Tecnológico de Aquicultura (CTA - UFRN).



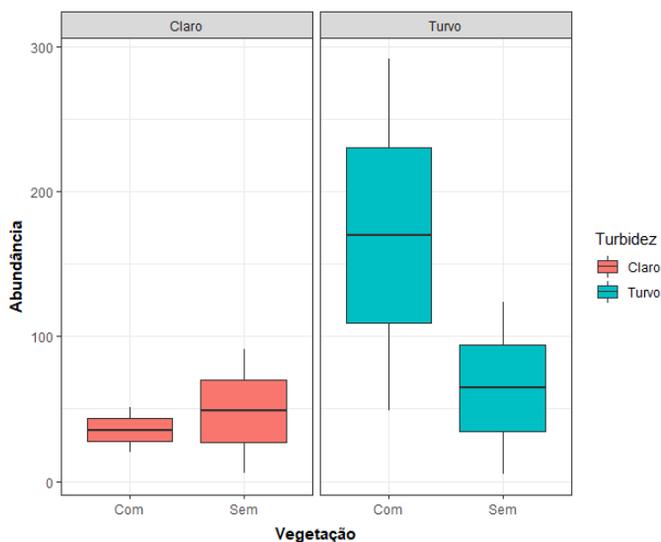
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 4 - Abundância dos indivíduos por grupo taxonômico da fauna de lagos com e sem vegetação de macrófitas aquáticas.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 5 - Abundância da fauna em lagos de águas clara e turva, e com e sem macrófitas aquáticas. Traços horizontais representam a mediana e traços verticais representam a variabilidade dos dados com valores máximos e mínimos de abundância.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

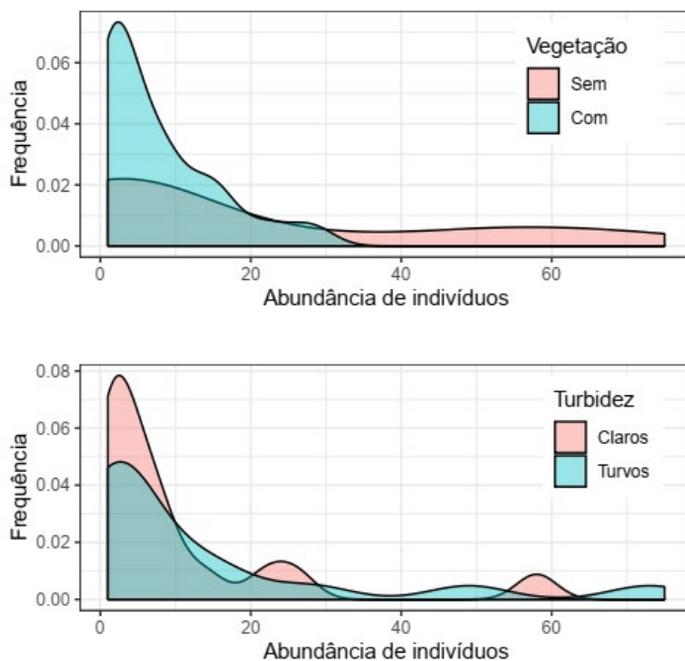
Tabela 1 - Tabela de análise de variância para abundância de organismos entre os tratamentos de águas claras e turvas e com ou sem macrófitas.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	P
Turbidez	1	11325	11325	1.120	0.350
Vegetação	1	4278	4278	0.423	0.551
Turbidez: Vegetação	1	7021	7021	0.694	0.452

Fonte: elaboração dos autores (2019).

A fauna associada apresentou poucas diferenças na frequência de distribuição da abundância em relação à presença de vegetação e turbidez da água. Ambientes com vegetação apresentaram maiores frequências de abundância, variando entre 1 e 30 indivíduos. Ambientes sem vegetação apresentaram espécies com abundâncias de mais de 40 indivíduos, entretanto, a frequência para essas abundâncias foi baixa (Figura 6). Lagos com águas turvas parecem ter apresentado a maior frequência em altas abundâncias comparadas aos lagos de águas claras, e lagos com vegetação apresentou alta frequência na abundância com até 30 indivíduos, sendo esses dois fatores, portanto, responsáveis pela maior da abundância dos lagos. Esses resultados refletem a baixa relação encontrada para abundância entre os tratamentos de vegetação e turbidez da água.

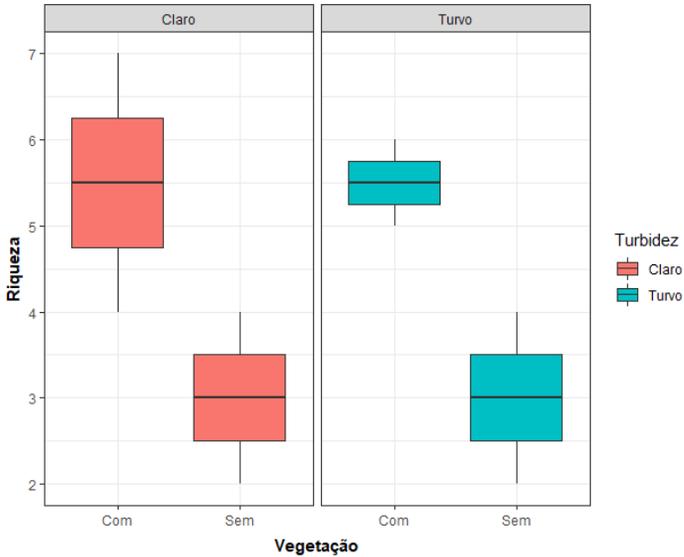
Figura 6 - Histograma das distribuições de abundância dos indivíduos da fauna de lagos de águas turvas e claras, e em ambientes com e sem macrófitas aquáticas.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Da mesma forma que a abundância, não houve diferença significativa na riqueza dos grupos entre os tratamentos de águas clara e turva, assim como também não houve diferença entre os tratamentos com presença e ausência de macrófitas (Tabela 2). Entretanto, é possível verificar maior riqueza média de espécies da fauna associada na presença de macrófitas em ambos os lagos turvos e claros (Figura 7).

Figura 7 - Análise de variância comparando a riqueza de fauna entre lagos de águas clara e turva, com e sem macrófitas aquáticas.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Tabela 2 - Tabela de análise de variância da riqueza de espécies entre os tratamentos de águas claras e turvas e com ou sem vegetação de macrófitas.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	P
Turbidez	1	0.0	0.00	0.000	1.0000
Vegetação	1	12.5	12.5	5.556	0.0779
Turbidez: Vegetação	1	0.0	0.00	0.000	1.0000

Fonte: elaboração dos autores (2019).

Apesar de não haver diferenças para a riqueza de espécies e abundância de indivíduos entre ambientes com e sem macrófitas e lagos turvos e claros, ocorreram diferenças em relação ao índice de diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou. Lagos turvos apresentaram maior índice de diversidade e maior equitabilidade. Ambientes com presença de macrófitas aquáticas apresentaram também alta diversidade, entretanto, baixa equitabilidade de espécies. Esses dados podem corroborar com os resultados da alta riqueza encontrada nesses lagos com vegetação, pois tanto espécies muito abundantes quanto pouco abundantes podem estar presentes (Tabela 3).

Tabela 3 - Índices de diversidade de Shannon (H') e equitabilidade de Pielou (J') da fauna de lagos turvos e claros, e ambientes com e sem vegetação de macrófitas aquáticas.

		H'	J'
Turbidez	Turvo	1.839687	0.8372776
	Claro	1.395178	0.5614608
Vegetação de macrófitas	Presente	1.450203	0.5495154
	Ausente	1.159803	0.5577474

Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

A riqueza e a abundância de indivíduos da fauna aquática associada, ao contrário do que esperávamos, não diferiu entre ambientes com presença e ausência de macrófitas aquáticas em lagos de águas claras. Entretanto, nossa predição foi corroborada para lagos de águas turvas, os quais não apresentaram diferenças na riqueza e abundância entre os ambientes com e sem vegetação. O índice de diversidade de Shannon foi maior para lagos com águas turvas e em ambientes com presença de macrófitas. A variabilidade na riqueza quanto a turbidez e vegetação foi alta, apresentando maior riqueza tanto nos habitats com vegetação de águas turva quanto nos de águas clara, e por isso a não diferença estatística em relação a essas condições.

A importância relativa da vegetação encontrada tanto em lagos de águas claras quanto em lagos de águas turvas pode ser explicada pela presença de macrófitas flutuantes com diferentes tipos fisionômicos e alturas, as quais permitem abrigar tipos de espécies distintas associadas a suas estruturas (THOMAZ; BINI, 2003). Segundo Meerhoff *et al.* (2007a), a arquitetura das macrófitas em um sistema aquático pouco profundo apresenta grande influência nas dinâmicas tróficas que ali ocorrem. Sua importância nessas relações está principalmente ligada ao fato destas plantas aquáticas serem utilizadas como refúgio contra predadores por pequenos

organismos, mas também como área de forrageio pela comunidade de peixes (BELL *et al.*, 2013; TEIXEIRA-DE-MELLO *et al.*, 2016b; YU *et al.*, 2016).

Além dos invertebrados aquáticos, a fauna presente nas estruturas de macrófitas abrange outros grupos de espécies como perifiton e zooplânctons, que são fortemente influenciados pela presença de macrófitas. As macrófitas presentes em águas turvas, por exemplo, podem permitir habitat propício para espécies de zooplânctons associadas tanto a sedimentos quanto a vegetação, esse fator pode explicar a importância relativa das macrófitas também em ambientes turvos, além dos ambientes de águas claras (THOMAZ; BINI, 2003).

A diversidade nos lagos com macrófitas também está relacionada ao tipo de ambiente aquático das comunidades, por exemplo, as macrófitas podem apresentar maior efeito na diversidade da fauna em ambientes lênticos, como lagos, e menor efeito em ambientes lóticos, como rios (THOMAZ; BINI, 2003).

Lagos de águas claras e sem macrófitas podem apresentar um número de indivíduos semelhante aos ambientes de águas claras e com macrófitas devido a um possível controle top-down dos organismos. Nesse caso, espécies adaptadas a ambientes com melhores condições de luz, como perifitons, podem aumentar sua densidade e servir como fonte

de recursos para outras espécies, aumentando a riqueza do ecossistema (BOLL *et al.*, 2012).

A abundância de animais é, sobretudo, uma característica intrínseca da espécie, podendo variar entre os grupos. Algumas espécies são naturalmente mais raras que outras, e o conhecimento da história de vida dos táxons é importante para conhecer sua distribuição (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). As espécies apresentam diferentes distribuições que também podem variar dependendo da temperatura, posição na cadeia trófica e latitude dos lagos (MEERHOFF *et al.*, 2012). Quanto à turbidez da água, espécies visualmente orientadas podem ser menos eficientes em lagos turvos, enquanto outras se beneficiam da menor predação nesses ambientes (PEKCANHEKIM; LAPPALAINEN, 2006; GELÓS *et al.*, 2010).

Em lagos turvos, foi possível verificar alta riqueza de espécies tanto em ambientes com macrófitas quanto em ambientes sem macrófitas. Esse resultado evidencia que a presença de macrófitas aquáticas não é um fator decisivo para a riqueza de espécies em águas turvas, corroborando a hipótese de que a própria turbidez da água modula a ação de predadores e reduz o uso de macrófitas aquáticas como refúgio para presas.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer a monitora da disciplina Maiara Menezes pelas colaborações de extrema importância na elaboração deste relatório. Agradecemos também à toda a equipe do Centro Tecnológico de Aquicultura (CTA - UFRN) por ter tornado nossa estadia e aprendizado possíveis.

Referências

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; JULIO JÚNIOR, H. F. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. *In*: THOMAS, S. M.; BINI, L. M. (ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. p. 261-279.

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

BELL, N. *et al.* Distribution of invertebrates within beds of two morphologically contrasting stream macrophyte species. **Fund Appl Limnol**, [S. l.], v. 183, n. 4, p. 309–321, 2013.

BOLL, T. *et al.* Can artificial plant beds be used to enhance macroinvertebrate food resources for perch (*Perca fluviatilis* L.) during the initial phase of lake restoration by cyprinid removal?. **Hydrobiologia**, [S. l.], v. 679, n. 1, p. 175–186, 2012.

CHRISTIE, H.; NORDERHAUG, K. M.; FREDRIKSEN, S. Macrophytes as habitat for fauna. **Marine Ecology Progress Series**, [S. l.], v. 396, n. 1, p. 221-233, 2009.

CHUST, G. *et al.* Scale dependency of insect assemblages in response to landscape pattern. **Landscape Ecology**, [S. l.], v. 19, n. 1, p. 41-57, 2004.

GELÓS, M. *et al.* Seasonal and diel changes in fish activity and potential cascading effects in subtropical shallow lakes with different water transparency. **Hydrobiologia**, [S. l.], v. 646, n. 1, p. 173–185, 2010.

MEERHOFF, M. *et al.* Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. **Freshwater Biology**, [S. l.], v. 52, n. 6, p. 1009-1021, Mar. 2007a.

MEERHOFF, M. *et al.* Can warm climate-related structure of littoral predator assemblies weaken the clear water state in shallow lakes?. **Global Change Biology**, [S. l.], v. 13, n. 9, p. 1888-1897, 2007b.

MEERHOFF, M. *et al.* Environmental Warming in Shallow Lakes: a review of potential changes in community structure as evidenced from space-for-time substitution approach. **Advances in Ecological Research**, [S. l.], v. 46, n. 1, p. 259-349, 2012.

MOSS, B. The microwaterscape - a four dimensional view of the interactions among water chemistry, phytoplankton, periphyton, macrophytes, animals and ourselves. **Water Science & Technology**, [S. l.], v. 32, n. 4, p. 105-116, 1995.

PINTO, P. T.; O'FARRELL, I. Regime shifts between free-floating plants and phytoplankton: a review. **Hydrobiologia**, [S. l.], v. 740, n. 1, p. 13-24, 2014.

SCHEFFER, M.; CARPENTER, S. R. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. **Trends in Ecology and Evolution**, [S. l.], v. 18, n. 12, p. 648-656, 2003.

TANIGUCHI, H.; TOKESHI, M. Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment. **Freshwater Biology**, [S. l.], v. 49, n. 9, p. 1164-1178, 2004.

TEIXEIRA-DE-MELLO, F. *et al.* Influence of riparian forests on fish assemblages in temperate lowland streams. **Environmental biology of fishes**, [S. l.], v. 99, n. 1, p. 133-144, 2016a.

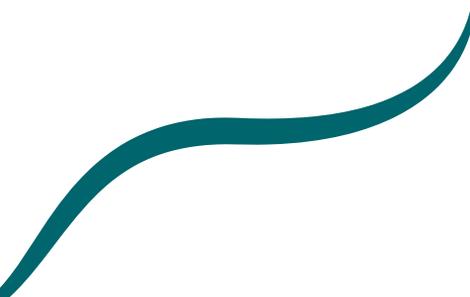
TEIXEIRA-DE-MELLO, F. *et al.* The structuring role of free-floating plants on the fish community in a tropical shallow lake: an experimental approach with natural and artificial plants. **Hydrobiologia**, [S. l.], v. 778, n. 1, p. 167-178, 2016b.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. 1. ed. Maringá, PR: Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2003.

THOMAZ, S. M. *et al.* Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. **Freshwater biology**, [S. l.], v. 53, n. 2, p. 358-367, 2008.

WARFE, D. M.; BARMUTA, L. A. Habitat structural complexity mediates food web dynamics in a freshwater community. **Oecologia**, [S. l.], v. 150, n. 1, p. 141-154, 2006.

YU, J. *et al.* Submerged macrophytes facilitate dominance of omnivorous fish in a subtropical shallow lake: implications for lake restoration. **Hydrobiologia**, [S. l.], v. 775, n. 1, p. 97-107, 2016.



Herbivoria de macrófitas em um gradiente de distância da margem

Coelho, F. A
Lopes, L. C.
Souza, L.
Alves, W. F.
Dias, J. D.

Resumo

A relação entre ecossistemas terrestres e aquáticos e o fluxo de energia e matéria é um recente alvo de pesquisa. Macrófitas aquáticas habitam a região litorânea dos ecossistemas aquáticos e podem ser consideradas como habitantes de ambos os ecossistemas, já que sua estrutura fotossintetizante passa pelo menos parte de sua vida submersa. Essas plantas aquáticas podem servir de recurso alimentar tanto para invertebrados aquáticos quanto terrestres. Portanto,

avaliamos se a distância da margem da lagoa influencia o grau de herbivoria em macrófitas, visto que proximidade à margem facilita o acesso de herbívoros terrestres. Foram realizados transectos perpendiculares à margem até centro da lagoa, contendo quatro quadrantes cada. Quantificamos o número de folhas herbivoradas por quadrante, a proporção da área foliar herbivorada e avaliamos quanto à distância, quanto a diferentes espécies de macrófitas e quanto a duas cores de folha da mesma espécie. A proporção de folhas herbivoradas não diferiu com distância da margem, mas a proporção da área foliar herbivorada foi maior ao se aproximar da margem da lagoa. Isto pode refletir uma maior facilidade de herbivoria em folhas próximas à margem por invertebrados terrestres. Contudo, a probabilidade de uma folha ser herbivorada não aumenta com a proximidade da margem. As duas espécies apresentaram relação negativa entre a proporção da área foliar herbivorada e a distância da margem; essa relação foi mais acentuada na espécie com maior folha, provavelmente devido a maior chance de encontro. As folhas de cores diferentes não diferem quanto à frequência de herbivoria, apesar de possivelmente conterem compostos químicos secundários distintos. Por fim, a relação entre distância da margem e herbivoria foi evidente quanto a proporção da área foliar herbivorada, indicando que macrófitas são importantes recursos alimentares para organismos aquáticos e terrestres, atuando na interface desses ecossistemas.

Palavras-chave: Plantas aquáticas, macroinvertebrados terrestres, herbivoria, ecossistema aquático; Interação planta-herbívoro.

Introdução

Macrófitas aquáticas são vegetais de diferentes grupos que crescem ativamente na água ou em solos úmidos ou cobertos por água (ESTEVES, 2011). Esses ambientes podem ser naturais ou artificiais, permanentes ou temporários, com água corrente ou parada, doce, salobra ou salgada (PEDRALLI, 2003). Sua distribuição e produção primária podem ser afetadas por diversos fatores abióticos e bióticos, como a turbidez da água, disponibilidade de nutrientes, temperatura, intensidade da luz solar e ação de herbívoros (BIANCHINI-JUNIOR, 2003; CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003). Nesse contexto, as regiões tropicais são propícias para sua ocorrência devido à alta intensidade de luz e alta temperatura (THOMAZ; BINI, 2003). Enquanto que em ambientes aquáticos, as macrófitas promovem um aumento da riqueza por proporcionarem refúgio contra a predação, substrato para algas epifíticas e alimento para alguns organismos (THOMAZ; CUNHA, 2010; WATSON; BARMUTA, 2011).

Além de servirem como recurso alimentar para organismos aquáticos, macrófitas também podem ser herbivoradas por organismos terrestres, como por exemplo invertebrados

(NEWMAN, 1991). Isso, de certa forma, promove uma conexão entre os ecossistemas aquático e terrestre, por permitir a ocorrência de um fluxo de energia e matéria entre os dois ambientes (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Por exemplo, os fluxos citados anteriormente acontecem quando insetos que preferencialmente se alimentam de folhas de vegetais terrestres, também se alimentam de plantas aquáticas. Nesse caso, nutrientes e a energia que antes estavam no ambiente lêntico podem ser assimilados e incorporados no crescimento e/ou realização de trabalho dos herbívoros terrestres presentes num compartimento trófico superior (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Em outras palavras, as macrófitas são capazes de sustentar uma cadeia de herbivoria terrestre e também funcionam como um compartimento estocador de nutrientes (WETZEL, 1981). Dada a importância ecológica das macrófitas na interface entre ecossistemas aquáticos e terrestres, estudos que analisem conexões entre esses são necessários. Portanto, nosso objetivo foi avaliar se macrófitas do gênero *Nymphaeae* apresentam um gradiente de herbivoria em relação à distância da margem da lagoa, o que indicaria uma pressão de herbivoria diferente dependendo da localização da folha na lagoa. Nossa hipótese é de que a herbivoria sofrida por macrófitas aquáticas varia com a distância da borda devido a proximidade da margem tornar as folhas mais acessíveis também a herbívoros terrestres, enquanto que folhas mais distantes seriam herbivoradas majoritariamente

por herbívoros aquáticos. A partir dessa hipótese, temos as seguintes previsões: (i) o número de folhas herbivoradas reduz com a distância da margem (ii) a proporção de herbivoria por folha diminui com a distância da margem. Ainda, devido à observação de campo de que uma das espécies avaliadas de *Nymphæae* apresenta folhas com duas colorações diferentes: roxa e verde, temos a hipótese dedutiva de que folhas de cores diferentes sofrem diferentes pressões de herbivoria uma vez que a coloração pode indicar compostos químicos secundários diferentes.

Material e métodos

Área de Estudo

O estudo foi conduzido na Fazenda SAMISA – UFRN (Figura 1), Município de Extremoz/RN, próximo ao rio Ceará-Mirim. A fazenda possui uma área de 14 hectares, com ambientes aquáticos heterogêneos e nível de salinidade crescente ao se aproximar da região de manguezal do rio.

Figura 1 - Vista aérea de parte da Fazenda SAMISA – UFRN, no Município de Extremoz/RN.



Fonte: Google Earth (2019).

Realizamos as coletas em duas lagoas: a lagoa A (Figura 2), mais distante do manguezal, com formato retangular e aproximadamente 6 metros de largura; a lagoa B, mais próxima do manguezal, com formato quadrangular e aproximadamente 13 metros de largura (Figura 3). Para analisar a taxa de herbivoria, utilizamos como modelo duas espécies/morfotipos do gênero *Nymphaeae*: a *Nymphaeae* sp1 (Figura 4A), presente apenas na lagoa A, com folhas de bordas serreadas e dois tipos de coloração (Figura 5); a *Nymphaeae* sp2., com folhas de coloração verde e borda regular (Figura 4B), presente apenas na lagoa B. Consideramos se tratarem de espécies distintas visto à variação anatômica das folhas.

Coelho, F. A
Lopes, L. C.
Souza, L.
Alves, W. F.
Dias, J. D.

Figura 2 - Lagoa A na Fazenda SAMISA – UFRN,
Município de Extremoz/RN.



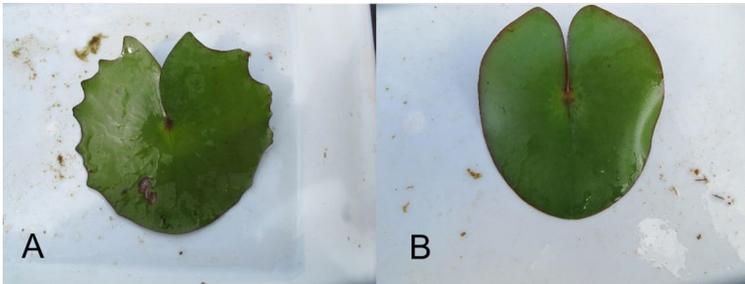
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 3 - Lagoa B na Fazenda SAMISA – UFRN,
Município de Extremoz/RN.



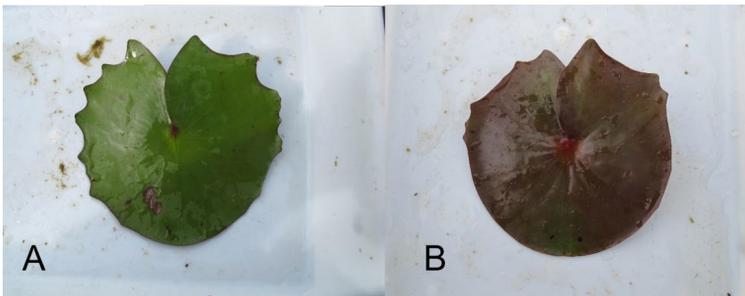
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 4 - Folhas das duas espécies de macrófita utilizadas no estudo. A. Folha de *Nymphaea* sp1., presente apenas na lagoa A; B. Folha de *Nymphaea* sp2., presente apenas na lagoa B.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 5 - Folhas de cores diferentes de *Nymphaea* sp1., encontrada na lagoa A. A. Folha de coloração verde. B. Folha de coloração roxa.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Coleta

As coletas ocorreram em Maio de 2019 entre as 07h e 11h. Delimitamos 5 transectos perpendiculares à margem na lagoa A e 4 transectos na lagoa B. A quantidade de transectos foi diferente entre os lagos devido a sua extensão e para garantir a independência das unidades experimentais. Para avaliar o efeito da distância da borda sobre a herbivoria, contamos o *número total de folhas e o número de folhas herbivoradas* das espécies de *Nymphaeae* dentro de 4 quadrantes de PVC em cada transecto (30cm x 30 cm), intercalados 50cm partindo da borda em direção ao centro da lagoa. Medimos a distância da borda utilizando trena. O primeiro quadrante sempre foi posicionado na região próximo a borda da lagoa com presença de *Nymphaeae* sp.

Outra métrica utilizada para quantificar a herbivoria foi a *proporção da área foliar herbivorada*. Para quantificar tal variável, removemos todas as folhas de *Nymphaeae* de cada um dos quadrantes e fotografamos sobre um fundo branco. Posterior, em um visualizador de imagens, foi dividida a área total de cada folha em quatro setores, cada um correspondendo a 25% da área total e assim sucessivamente em cada setor até obtermos uma estimativa da porcentagem foliar herbivorada.

Análises exploratórias

Utilizamos como variáveis respostas a *Proporção de Folhas Herbivoradas*, derivada do *Número Total de Folhas* e do *Número de Folhas Herbivoradas*, e a *Proporção de Área Foliar Herbivorada*. Para cada variável, testamos normalidade dos dados utilizando o Teste de Shapiro e a Homocedasticidade dos dados utilizando o teste de Levene. As análises foram realizadas no *software* R versão 3.6.0 (2019).

Teste 1

Para testar se há efeito da distância sobre a herbivoria, realizamos uma Regressão Linear utilizando como variável preditora a *Distância da Borda* e como variável resposta a *Proporção de Folhas Herbivorada* e *Proporção da Área foliar Herbivorada* utilizando os dados coletados nos dois lagos. Avaliamos a probabilidade das folhas serem herbivoradas de acordo com a distância da margem. Para isso fizemos uma Regressão Logística utilizando como variável preditora a *Distância da Margem* e como variável resposta a presença ou ausência de herbivoria nas folhas dos lagos.

Teste 2

Para avaliar se há efeito da distância da margem na herbivoria sofrida pelas espécies de *Nymphaeae*, realizamos uma análise covariância. Utilizamos como variável preditora a Distância da Margem, como variável resposta a *Proporção da Área Foliar Herbivorada* e *Proporção de Folhas Herbivoradas* e como covariáveis as espécies de macrófitas (*Nymphaeae* sp1 e *Nymphaeae* sp2).

Teste 3

A partir da observação de campo de que a *Nymphaeae* sp1. apresenta duas colorações diferentes, avaliamos se há diferença na herbivoria sofrida por folhas roxas e folhas verdes. Devido ao baixo número de folhas de cor roxa (N=6), utilizamos dados referentes a 6 folhas da cor verde selecionados por meio de aleatorização. Restringimos a aleatorização para dados dos três quadrantes mais próximos à margem devido à ausência de folhas roxas no quadrante mais distante. Utilizando este conjunto de dados, realizamos um Chi-quadrado para testar se há diferença entre cores das folhas quanto a herbivoria.

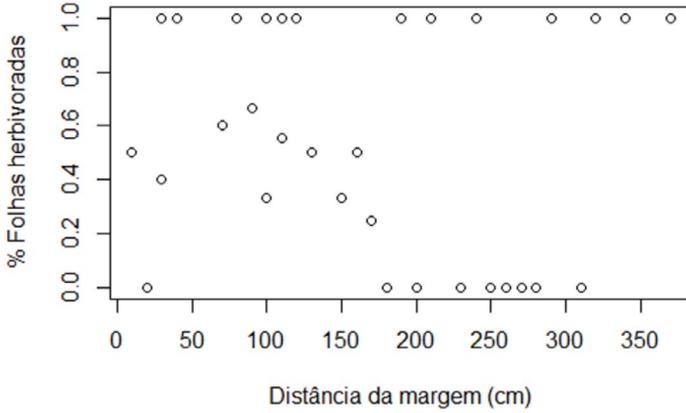
Resultados

Coletamos dados de herbivoria de 86 folhas nas duas lagoas, sendo 29 na Lagoa A e 57 na Lagoa B; a abundância relativa de macrófitas na lagoa A era de $16,11 \pm 8,44$ folhas/m² e $39,58 \pm 42,55$ folhas/m² na lagoa B. Das folhas coletadas na Lagoa A, 20% eram de cor roxa e 80% de cor verde. Considerando que posicionamos o primeiro quadrante de cada transecto na região mais próximo a margem com presença de folhas, na Lagoa A, a menor distância do primeiro quadrante para a margem foi de 30 cm e a maior distância de 370 cm. Na lagoa B, a menor distância foi de 10 cm e a maior de 310 cm. Todas as variáveis respostas não atenderam os pressupostos de normalidade (Shapiro Wilk, $P < 0,05$), mas são homocedásticas (Levene, $P > 0,05$).

Relação Distância x Herbivoria

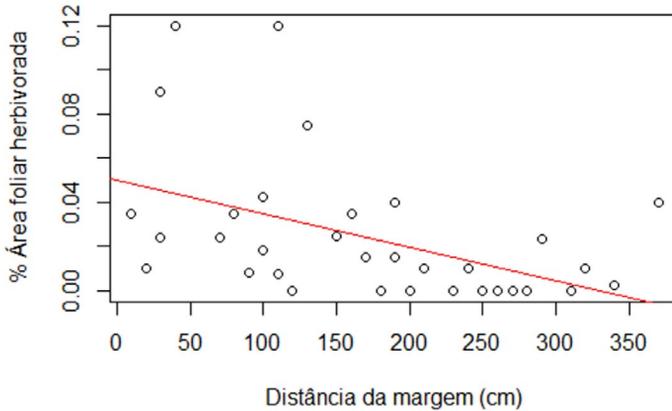
A regressão entre a distância da margem e a proporção de folhas herbivoradas não foi significativa ($y = 0,0628 + x - 0,0006$; $g l = 1$, $F = 0,68$, $r^2 = -0,01$, $P = 0,4$) (Figura 6), mas houve relação entre a proporção da área foliar herbivorada e a distância da margem ($y = 0,0498 + x - 0,00001$; $g l = 1$, $F = 9,47$, $r^2 = 0,19$, $P < 0,01$). Quanto mais distante da margem, menor a proporção da área foliar herbivorada (Figura 7).

Figura 6 - Gráfico da regressão linear entre a proporção das folhas herbivoradas e a distância da margem.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

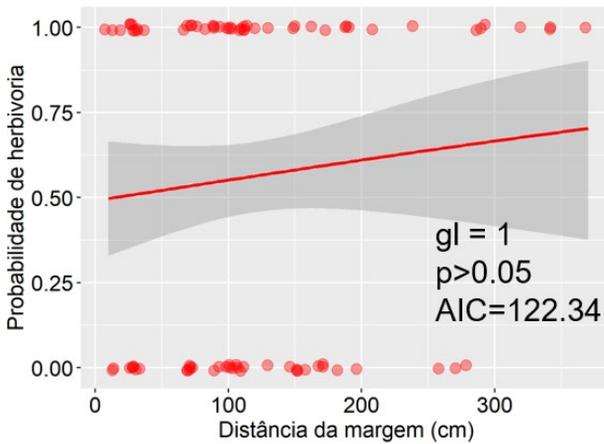
Figura 7 - Gráfico da regressão linear entre a proporção da área foliar herbivorada e a distância da margem.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

A regressão logística não foi significativa, ou seja, folhas mais próximas à margem não possuem uma maior probabilidade de serem herbivoradas ($gl= 1$, $P=0,3$, $AIC=122.34$) (Figura 8).

Figura 8 - Regressão logística analisando a probabilidade de herbivoria de acordo com a distância da margem. A probabilidade de que folhas sejam herbivoradas não diminui com a distância da margem.

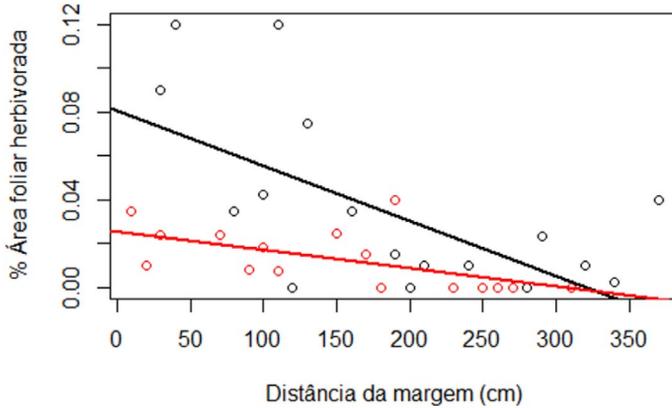


Fonte: elaboração dos autores (2019).

Nymphaea sp1. x Nymphaea sp2.

A análise de covariância mostrou uma relação negativa entre a área foliar herbivorada e a distância da margem para as duas espécies ($gl=3$, $F=0,56$; $r^2=-0,39$; $p<0,01$, Figura 9). Essa relação foi mais acentuada para a *Nymphaea sp1.*, indicando que essa espécie sofre uma maior pressão de herbivoria do que *Nymphaea sp2.* quando próximo à margem.

Figura 9 - Gráfico da análise de covariância entre a proporção da área foliar herbivorada e a distância da margem. Linha preta representa *Nymphæae* sp1 e linha vermelha *Nymphæae* sp2. As duas espécies apresentaram relação significativa quanto a proporção da área foliar herbivorada e distância, sendo mais evidente na *Nymphæae* sp1.

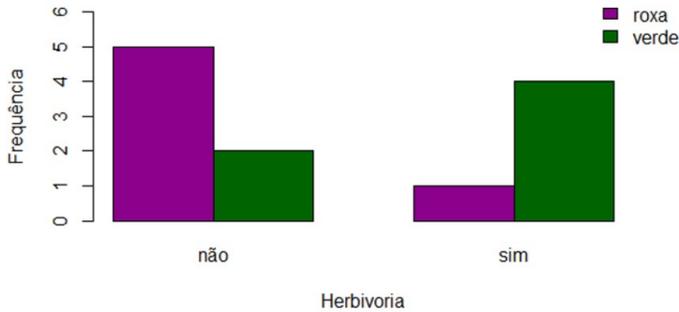


Fonte: elaboração dos autores (2019).

Folhas Verde VS Roxa.

A quantidade de folhas herbivoradas de *Nymphæae* sp1. não diferiu entre folhas de cor verdes e de cor roxa ($\chi^2=3,0857$, $gl=NA$, $P>0,05$) (Figura 10).

Figura 10 - Gráfico da análise de Chi-quadrado testando a diferença na frequência herbivoria entre folhas de *Nymphaea* sp1. e *Nymphaea* sp2. A frequência na herbivoria não diferiu entre folhas de cores diferentes.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

A distância da margem exerce um efeito sobre a herbivoria sofrida por macrófitas. Apesar do número de folhas herbivoradas ser semelhante independente da distância da margem da lagoa, folhas de *Nymphaea* sp1. e *Nymphaea* sp2. apresentam maior proporção da área foliar herbivorada próximo às margens. A proximidade da margem torna folhas de macrófitas susceptíveis a um maior dano causado por herbivoria, possivelmente por servirem de alimento tanto de herbívoros aquáticos, quanto terrestres. As duas espécies analisadas apresentaram aumento na proporção da área foliar herbivorada a medida que se aproxima da margem dos lagos, sendo mais acentuado em folhas de *Nymphaea* sp1.

As duas espécies analisadas apresentavam algumas diferenças: a espécie que ocorria na lagoa B (*Nymphaea* sp. 2) tinha menor tamanho e ocorria apenas na margem do lago, enquanto que a espécie da lagoa A (*Nymphaea* sp. 1) ocorria em em todo o lago e alcançava tamanhos maiores (observação pessoal). A diferença entre a distribuição natural das espécies nas lagoas pode ter influenciado em nosso resultado, fazendo com que a proporção da área foliar herbivorada aumentasse para a sp. 1. Recursos mais abundantes podem ser encontrados com maior facilidade por consumidores e até preferido em relação a outros recursos (JAWORSKI *et al.*, 2013; BEGON, 2007). O maior número de folhas de *Nymphaea* sp. 1. Aumenta a possibilidade que os herbívoros terrestres encontrem esses agregados foliares. Além disso, um maior agregado foliar também pode representar, para invertebrados herbívoros terrestres, uma quantidade maior de recursos disponíveis, maior facilidade de movimentação entre folhas e também maior segurança contra a predação por peixes.

Contudo, de maneira geral, a proporção da área foliar herbivorada de macrófitas não foi alta, não ultrapassando 25% do total da área foliar. Assim, o fator herbivoria pode não ser significativo como controlador do crescimento das macrófitas para as espécies analisadas. Esse padrão é corroborado com a literatura: plantas aquáticas são relativamente pouco herbivoradas, provavelmente dado à recente invasão das angiospermas em habitats aquáticos na escala evolutiva (NEWMAN, 1991).

Por exemplo, um estudo realizado por Neiff e Casco (2003) com a espécie *Eichhornia azurea* demonstrou que a biomassa consumida pelos herbívoros não chegou a ultrapassar 6 %.

As duas lagoas amostradas possuíam diferenças quanto ao formato da lagoa em si e quanto a abundância e distribuição foliar das macrófitas em relação a distância da margem. Uma diferença marcante observada entre os lagos A e B foi a presença de espécies/morfotipos diferentes para cada área: *Nympheae* sp1. Para a lagoa A e *Nympheae* sp2. Para a lagoa B. Apesar de considerarmos que se tratam de duas espécies diferentes, é possível que sejam morfotipos de uma mesma espécie de *Nympheae*: outras espécies do gênero apresentam alta plasticidade fenotípica na anatomia foliar (DABROWSKA *et al.*, 2015) em resposta a variações físicas do ambiente, como turbidez e disponibilidade de nutrientes (CATIAN; SCREMIN-DIAS, 2015). Visto que as lagoas apresentavam diferentes tamanhos e formatos e estavam em proximidades distintas do manguezal, é possível que fatores físico-químicos variem entre as lagoas.

Nossos resultados mostraram que as folhas com coloração roxa foram menos herbivoradas, enquanto que as folhas verdes são preferencialmente predadas pelos herbívoros. Ambas as folhas foram encontradas dentro da mesma proximidade da margem e com tamanhos semelhantes, e mesmo assim as folhas verdes foram mais consumidas. A coloração da folha muitas vezes pode estar associada a compostos químicos secundários

que auxiliam na defesa contra herbivoria (KARAGEORGOU; MANETAS, 2006). Folhas de tonalidade avermelhada, possuem geralmente antocianinas em sua composição, pigmentos que também desempenham um papel na defesa contra herbivoria/patógenos (LEV-YADUN; GOULD, 2009; WAR *et al.*, 2012). A menor quantidade de folhas roxas herbivoradas em relação as verdes talvez seja devido ao fato de possuírem defesas químicas em maior quantidade (BEGON, 2007). Ainda, a alta concentração de antocianinas é importante na defesa de folhas jovens, que no geral são mais moles e fáceis de serem digeridas (KARAGEORGOU; MANETAS, 2006). Estudos futuros podem investigar melhor se a diferença na herbivoria sofrida por folhas de cor roxa e verde se deve a presença de antocianinas e se folhas roxas são folhas mais jovens da *Nympheae* spl.

Concluimos, portanto, que macrófitas aquáticas mais próximas das margens sofrem uma maior pressão de herbivoria. A taxa de herbivoria, por sua vez, diminui linearmente com o aumento na distância da margem. Assim, esse estudo contribui para corroborar a existência de relação entre ecossistemas terrestres e aquáticos, ressaltando a importância das macrófitas como fonte de alimento para organismos de ambos os habitats.

Agradecimentos

Agradecemos à CAPES pelo apoio financeiro. Agradecemos também à nossa orientadora, Juliana Dias, por todo apoio técnico e Científico. Obrigada, Kelly pela ajuda incessante e Maiara, pelo auxílio na análise estatística.

Referências

- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia**: indivíduos a ecossistemas. 4. ed. São Paulo: Artmed, 2007.
- BIANCHINI-JÚNIOR, I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. *In*: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. p. 85–126
- CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; HENRY-SILVA, G. G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. *In*: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. p. 59–84
- CATIAN, G.; SCREMIN-DIAS, E. Phenotypic variations in leaf anatomy of *Nymphaea gardneriana* (Nymphaeaceae) demonstrate its adaptive plasticity. **The Journal of the Torrey Botanical Society**, [S. l.], v. 142, n. 1, p. 18-26, 2015.
- DABROWSKA, M. A. *et al.* Genome size and phenotypic variation of *Nymphaea* (Nymphaeaceae) species from Eastern Europe and temperate Asia. **Acta Societatis Botanicorum Poloniae**, [S. l.], v. 84, n. 2, p. 277-286, 2015.
- ESTEVES, F. A. (coord.). **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.
- JAWORSKI, C. C. *et al.* Preference and Prey Switching in a Generalist Predator Attacking Local and Invasive Alien Pests. **PLoS ONE**, [S. l.], v. 8, n. 12, p. 1-10, dec. 2013.
- KARAGEORGOU, P.; MANETAS, Y. The importance of being red when young: anthocyanins and the protection of young leaves of *Quercus coccifera* from insect herbivory and excess light. **Tree Physiology**, [S. l.], v. 26, n. 5, p. 613-621, may 2006.

LEV-YADUN, S.; GOULD, K. S. Role of Anthocyanins in Plant Defence. *In*: GOULD, K.; DAVIES, K.; WINEFIELD, C. (ed.). **Anthocyanins: biosynthesis, functions, and applications**. New York: Springer, 2009. 345p.

NEIFF, A. S. P.; CASCO, S. L. Biological agents that accelerate winter decay of *Eichhornia crassipes* Mart. Solms. in northeastern Argentina. *In*: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (ed.). **Ecología e manejo de macrófitas acuáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. p. 127-144.

NEWMAN, R. M. Herbivory and Detritivory on Freshwater Macrophytes by Invertebrates: a review. **Journal of the North American Benthological Society**, [S. l.], v. 10, n. 2, p. 89-114, 1991.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. *In*: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. p. 171-188.

PEIRÓ, D. F.; ALVES, R. G. Insetos aquáticos associados a macrófitas da região litoral da represa do Ribeirão das Anhumas (município de Américo Brasiliense, São Paulo, Brasil). **Biota Neotropica**, [S. l.], v. 6, n. 2, p. 1-9, 2006.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003.

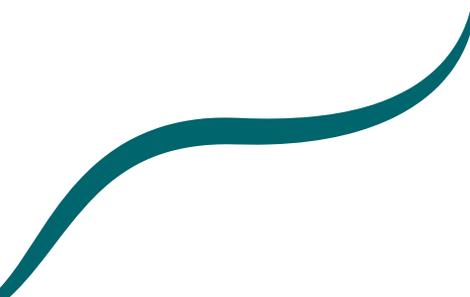
THOMAZ, S. M.; CUNHA, E. R. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [S. l.], v. 22, n. 2, p. 218-236, 2010.

NOGUEIRA, F. M. B. **Importância das macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* Kunth e *Scirpus cubensis* Poepp e Kunth na ciclagem de nutrientes e nas principais características limnológicas da Lagoa do Infernã (SP)**. 1989. 147 f. Dissertação (Mestrado) - PPGERN, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1989.

WAR, A. R. *et al.* Mechanisms of plant defense against insect herbivores. **Plant signaling & behavior**, [S. l.], v. 7, n. 10, p. 1306–1320, oct. 2012.

WATSON, A.; BARMUTA, L. A. Feeding-preference trials confirm unexpected stable isotope analysis results: freshwater macroinvertebrates do consume macrophytes. **Marine and Freshwater Research**, [S. l.], v. 62, n. 10, p. 1248-1257, nov. 2011.

WETZEL, R.G. **Limnología**. Barcelona: Ediciones Omega, 1981. 679 p.



Ilhas em um mar de terra: a biogeografia de ilhas em poças efêmeras

*Brito S. S. H.
Pereira M. L. A.
Souza L. R.*

Resumo

A Teoria de Biogeografia de Ilhas, proposta por MacArthur & Wilson (1967), foi uma grande propulsora dentro da teoria ecológica de um modo geral. Através desta nova visão, pesquisas buscando entender como forças opostas (ex. extinções e colonizações) atuavam na manutenção da constância em características específicas dentro de um sistema começaram a ganhar maior visibilidade. Apesar do que se possa imaginar, a Teoria de Biogeografia de Ilhas não se aplica

apenas a ilhas insulares, podendo também ser observada em outros sistemas, como lagoas, montanhas ou fragmentos de vegetação. Esses locais são ilhas circundadas por terra e seguem as mesmas premissas referentes à teoria proposta por MacArthur & Wilson em 1967. Neste contexto, aplicamos a Teoria de Biogeografia de Ilhas em poças efêmeras e buscamos entender como o tamanho, o isolamento (entre si e da área fonte) e a distância das poças da área fonte (lagoas) influenciam na riqueza e abundância de espécies nas mesmas. Os resultados demonstraram que há uma relação positiva entre número de espécies e área da poça. Além disso, também foi possível constatar que poças mais próximas entre si tendem a apresentar uma composição de espécies mais semelhante do que poças mais distantes uma das outras.

Palavras-chave: ambiente temporário, colonização, chuva.

Introdução

Buscar entender os motivos que fazem com que cada espécie ocorra em seu habitat atual é algo que chama atenção de pesquisadores e naturalistas há séculos. Nesse contexto, surgiu a biogeografia, ciência que está em desenvolvimento desde a época das grandes explorações, buscando entender as razões que explicam os padrões espaciais de biodiversidade (BROWN; LOMOLINO, 2006). Uma mudança marcante no ramo da biogeografia foi a visão proposta por MacArthur & Wilson

(1967): a Teoria de Biogeografia de Ilhas. Essa teoria tem como ideia central o equilíbrio dinâmico, ou seja, por mais que os sistemas estejam sofrendo mudanças contínuas, forças opostas, como extinções e colonizações ou até mesmo condições ambientais e atributos individuais de cada organismo, sempre irão manter certas características de forma constante (BROWN; LOMOLINO, 2006; BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

A ideia por trás do desenvolvimento da Teoria de Biogeografia de Ilhas foi entender o que conduz os padrões de colonização nesses ambientes, observando isto através da relação entre a riqueza, isolamento e padrões de colonização de espécies em ilhas (BROWN; LOMOLINO, 2006). Vários sistemas se encaixam na teoria de biogeografia de ilhas, um exemplo são os ambientes fragmentados de floresta (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Estes ambientes são caracterizados como “ilhas de habitat”, ou manchas, cercadas por um habitat distinto daquele que as compõem (i.e. matriz) (PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006). Sendo assim, alguns padrões observados em ilhas insulares podem ser aplicados a ambientes com tais configurações. Como exemplo, podemos citar a relação espécie-área, com ilhas (ou fragmentos) maiores apresentando um maior pool de espécies que ilhas menores; a relação isolamento-riqueza de espécies, em que ilhas mais isoladas (i.e. distantes do continente ou de outras ilhas) irão abrigar menos espécies do que ilhas próximas entre si ou a uma fonte; e a relação entre taxa de extinção e

colonização, que postula que as espécies extintas em uma ilha (ou ambiente de configuração semelhante) são continuamente substituídas por outras através de processos de colonização (PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006; MACARTHUR; WILSON, 1967).

Partindo do pressuposto de que processos ecológicos não são limitados a uma escala de padrão espacial em particular (ODUM; BARRETT, 2013) e utilizando as previsões da Teoria de Biogeografia de Ilhas em poças efêmeras, formadas a partir de eventos de chuvas pontuais, buscamos entender como o tamanho, o isolamento e a distância das poças efêmeras da área fonte (lagoa) influenciam na riqueza e abundância de espécies nas mesmas. Nós hipotetizamos que a riqueza e abundância de espécies será maior em poças (ilhas) que apresentam uma maior área, assim como naquelas mais próximas de uma fonte (lagoa); por outro lado, também esperamos que poças mais isoladas demonstrarão um padrão contrário.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido durante a noite na Fazenda SAMISA – UFRN (Figura 1), localizada no município de Extremoz/RN, próximo ao rio Ceará-Mirim. A SAMISA possui uma área de 14 hectares com ambientes aquáticos diversos, compreendendo lagoas heterogêneas e manguezais.

Figura 1 - Vista aérea de parte da fazenda SAMISA – UFRN, município de Extremoz.



Fonte: Google Earth (2019).

A área possui estradas de terra com lagos em ambos os lados e forma poças de água quando fortes chuvas caem no local (Figura 2). Neste estudo, as poças formadas pela chuva foram consideradas como ilhas, enquanto os lagos que circundam a estrada foram considerados áreas fonte de espécies, ou continente, seguindo a lógica da Teoria de Biogeografia de Ilhas.

Amostragem

Foram amostradas 32 poças presentes em um transecto previamente estabelecido de 200 m ao longo da estrada principal. A princípio, em cada unidade amostral (poça), foi realizada uma busca ativa por fauna associada com uso de lanternas, que facilitaram a visualização dos animais, e

uma rede para revolver o sedimento na poça em busca de possíveis animais escondidos (Figura 2). Foram contabilizados indivíduos que se encontravam até 20 cm da margem da poça. Adotamos esse critério assumindo que alguns animais poderiam usar a poça como recurso ou condição, dessa maneira, amostramos os indivíduos que se encontravam na “zona de influência” da poça. Os animais contabilizados foram separados em morfotipos, para estimativa de riqueza de espécies e abundância de indivíduos.

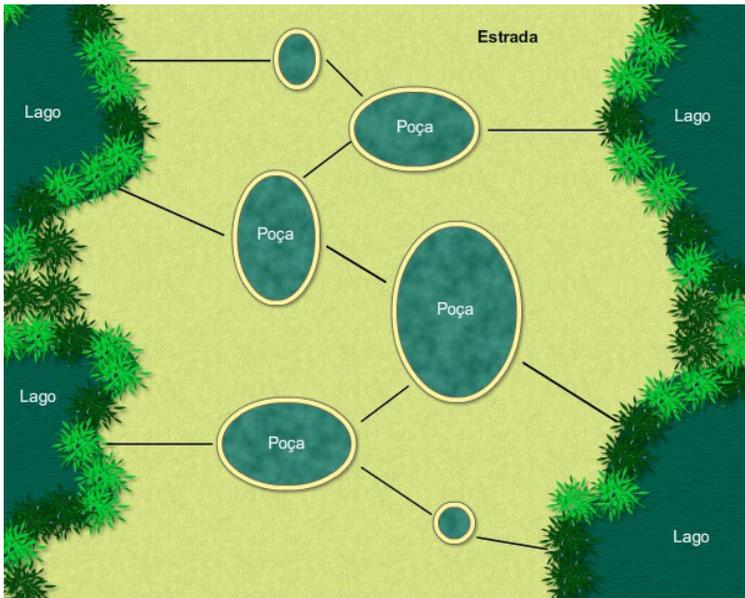
Figura 2 - Realização de coleta de dados através de busca ativa de animais em uma das poças.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Registramos a maior (comprimento) e menor (largura) medida da poça para posterior cálculo da área. Também foi medida a distância até o lago mais próximo à poça, o qual foi considerado uma fonte de organismos (continente) (Figura 3). Essa medida foi feita por meio da distância do ponto da margem da poça mais próximo à margem do lago. Por fim, mensuramos a distância entre poças, ou seja, a distância da poça amostrada de uma outra mais próxima (Figura 3).

Figura 3 - Diagrama esquematizando a realização de medidas da distância da poça até o lago mais próximo e entre poças.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Análises estatísticas

Para obtenção da área total de cada poça, utilizamos a fórmula da área da elipse (1): em que A é resultado de multiplicações entre o valor de π ($\pi \equiv 3,14$), o raio maior (comprimento/2) o raio menor (largura/2) da elipse.

$$A = \pi . ra . rb$$

Utilizamos o teste de Shapiro-Wilk e Levene para explorar, respectivamente, a normalidade e homocedasticidade das variáveis utilizadas nas análises (ZAR, 1996). Regressões lineares (lm) foram feitas para verificar o efeito da área das poças sobre a riqueza e abundância de animais encontrados nas mesmas, assim como o efeito que a distância da fonte apresentou sobre estas variáveis. Por fim, realizamos uma Análise de Dissimilaridade, juntamente com a estatística de matrizes de Mantel, para correlacionar a matriz de distância (euclidiana) entre as poças com as matrizes de riqueza (utilizando índice de dissimilaridade de Jaccard) e abundância (índice de dissimilaridade de Bray-Curtis) para quantificar a relação isolamento-riqueza/abundância. Para essa análise, utilizamos o pacote 'vegan' (OKSANEN *et al.*, 2019). É importante ressaltar que os valores das variáveis amostradas foram log-transformados, sendo indicado no respectivo eixo dos gráficos, para garantir a homogeneidade de variâncias e distribuição normal dos erros, visto que alguns dados não possuíam uma distribuição de caráter normal. Todos os testes

estatísticos foram feitos com auxílio do RStudio (Version 3.6.0 – © 2009-2018 RStudio, Inc.).

Resultados

A área das poças variou de 0,09 a 34m² (mediana: 1,6 m), com distância entre poças mais próximas oscilando entre 0,5 e 29 metros (mediana: 2,5 m) e a distância entre as poças e a área fonte mais próxima (lagoa) de um a 5,1 metros (mediana: 2,5 m). Obtivemos dados de 32 animais distribuídos em 13 morfotipos (Tabela 1). A riqueza por poça variou de zero a cinco indivíduos (mediana: 0,5), enquanto a abundância de animais variou de zero a sete (mediana: 0,5). Das 32 poças amostradas, 16 não apresentaram nenhum animal associado a elas.

Tabela 1 - Morfotipos encontrados durante a amostragem das 32 poças ao longo do transecto de 200 m e suas respectivas abundâncias.

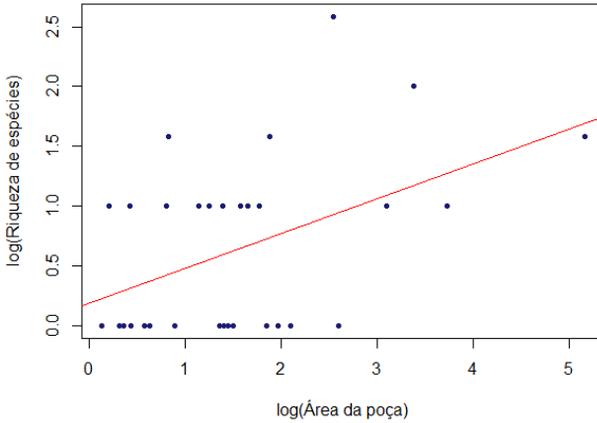
Morfotipo	Abundância
Aranha A	1
Aranha B	8
Aranha C	1
Sapo A	7
Sapo B	3
Inseto saltador A	1
Inseto saltador B	2
Inseto Saltador C	1

Inseto Saltador D	1
Inseto voador A	3
Inseto voador B	1
Inseto voador C	1
Inseto voador D	2

Fonte: elaboração dos autores (2019).

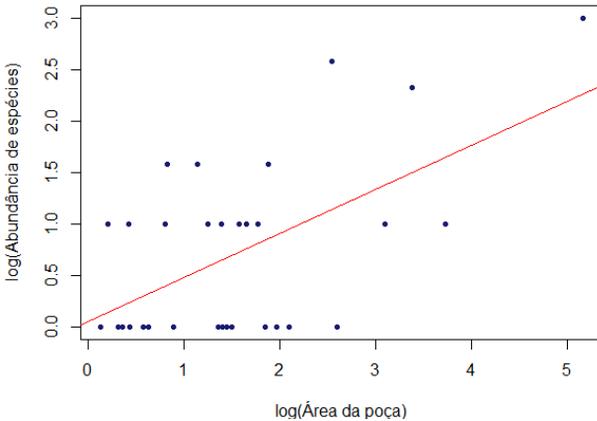
A riqueza dos morfotipos esteve positivamente relacionada ao tamanho das poças ($r^2 = 0,21$; $p < 0,05$) (Figura 3). O mesmo padrão foi encontrado para a abundância de organismos, com mais organismos sendo encontrados em poças com maior área ($r^2 = 0,33$, $p < 0,05$) (Figura 4). A relação entre a riqueza e a distância das poças em função à área fonte não foi significativa ($r^2 = 0,03$; $p > 0,05$), resultado também encontrado para a abundância ($r^2 = 0,03$; $p > 0,05$). A correlação de matrizes de Mantel demonstrou que a similaridade tanto da riqueza ($r = 0,63$; $p < 0,05$) como da abundância ($r = 0,60$; $p < 0,05$) diminuiu com o aumento da distância entre as poças (Figura 5).

Figura 3 - Relação entre riqueza-área representada através de regressão linear (lm).



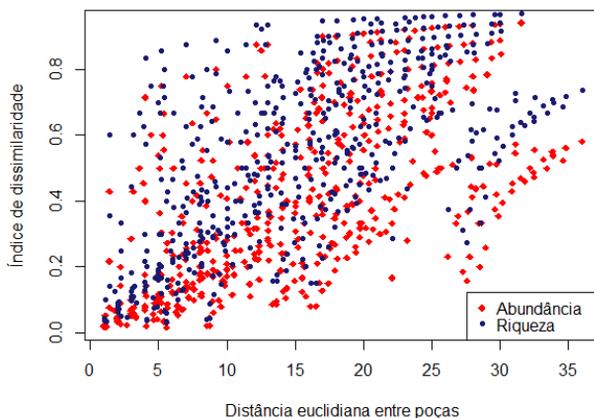
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 4 - Relação entre abundância-área representada através de regressão linear (lm).



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 5 - Índice de dissimilaridade obtido através da correlação da matriz de distância euclidiana das poças com as matrizes de riqueza (dissimilaridade de Jaccard) e abundância (dissimilaridade de Bray-Curtis).



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

Em nosso trabalho, demonstramos que poças maiores apresentam maior riqueza e abundância de espécies, suportando a Teoria de Biogeografia de Ilhas no que diz respeito aos efeitos da área da ilha. O tamanho da ilha é um fator importante para explicar o número de espécies e indivíduos presentes em uma área, uma vez que áreas maiores suportam uma maior densidade de indivíduos por apresentarem maior quantidade de recursos e proporcionarem mais interações ecológicas, o que diretamente afeta a abundância e riqueza de espécies (MACARTHUR; RECHER; CODY, 1966).

A análise da configuração espacial da paisagem (Análise de correlação de Mantel), demonstrou que quanto mais próximas eram as lagoas, mais similar era a riqueza e a abundância de espécies. À medida que as lagoas se tornavam mais distantes, também se tornavam mais dissimilares. A Teoria de Biogeografia de Ilhas diz que o isolamento das manchas afeta negativamente a riqueza e a abundância das espécies (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Nossos dados estão em conformidade com o descrito na literatura, poças mais distantes também continham menor riqueza e abundância.

Não houve uma relação significativa entre a riqueza e abundância de espécies quando consideramos a distância das poças à área fonte. Apesar dessa distância (um a cinco metros), a quantidade de espécies e o número de indivíduos não refletiu este parâmetro (distância poça-fonte). Tem sido demonstrado que áreas que apresentam alto dinamismo, isto é, mudam em uma taxa elevada no tempo e no espaço, tendem a ser utilizadas por bons colonizadores (MACARTHUR; WILSON, 1967; MACARTHUR, 1962). O mecanismo e a taxa de dispersão desses indivíduos permitem que eles cheguem mais rapidamente à mancha antes da sua alteração. Apesar da distância observada entre as poças e as áreas fontes (um a cinco metros), é provável que essa distância não represente uma barreira aos organismos que foram amostrados.

As poças podem ser interpretadas como um recurso temporal efêmero, ou mesmo como condição ambiental, a depender do organismo que a utiliza (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Desse modo é interessante notar que os animais diferiram na utilização das poças amostradas. Os anfíbios, por exemplo, utilizaram as poças como recurso, onde o seu uso limita a disponibilidade para outro organismo. Já alguns insetos, utilizaram as poças como uma condição ambiental, estando sujeitas às suas alterações. Apesar disto, mesmo se tratando de microambientes efêmeros, diferindo quanto ao uso, altamente dinâmicos e distribuídos em uma pequena escala espacial, as poças estudadas seguiram o padrão proposto por MacArthur & Wilson (1967).

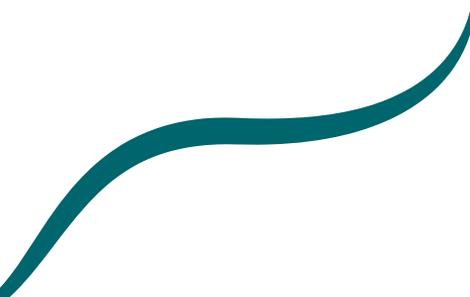
A teoria da biogeografia representa um grande avanço no entendimento de padrões ecológicos espaciais em escala macro, que desde a sua proposição vêm auxiliando no preenchimento de muitas lacunas do conhecimento. Nossos dados demonstram a versatilidade dessa teoria, anteriormente proposta para ser testada em escala macro, também se aplica a microambientes distribuídos em uma pequena escala espacial. Dessa maneira, vemos que os padrões se repetem mesmo quando reduzimos a escala de observação, mudamos o tipo de ambiente e o modelo de estudo.

Agradecimentos

Agradecemos ao professor Franco Teixeira-de-Mello pela excelente companhia, auxílio e bom humor no momento da amostragem e durante toda a realização do trabalho. Agradecemos ao professor Guilherme Longo pela ajuda no delineamento amostral. Agradecemos à professora Juliana Deo Días pela ajuda nas análises estatísticas. Por fim, agradecemos ao professor Edson Vieira pelas considerações na correção do manuscrito.

Referências

- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. São Paulo: Artmed, 2007.
- BROWN, J. H.; LOMOLINO, M. V. **Biogeografia**. 2. ed. Ribeirão Preto: FUNPEC, 2006.
- MACARTHUR, R. H. Some generalized theorems of natural selection. **Proceedings of the National Academy of Science of the USA**, [S. l.], v. 48, n. 11, p. 1893-1897, 1962.
- MACARTHUR, R. H.; RECHER, H.; CODY, M. On the relation between habitat selection and species diversity. **The American Naturalist**, [S. l.], v. 100, n. 913, p. 319-332, 1966.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. New Jersey: Princeton University Press, 1967.
- ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. 5. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2013.
- OKSANEN, J. *et al.* **Vegan**: community ecology package. [S. l.]: CRAN, 2019. R package version 2.5-5. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 23 set. 2021.
- PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; BARROS, C. S. Vivendo em um Mundo em Pedacos: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. *In*: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. (ed.). **Biologia da Conservação: essências**. 1. ed. São Carlos: Editora RiMa, 2006. p. 1-23.
- ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 1996. p. 662.



Influência da complexidade estrutural na diversidade β em comunidades planctônicas de lagos

Coelho F. E. A.

Franco J. R. A.

Vasquez V. L.

Resumo

A relação espécie-área e a heterogeneidade estrutural do ambiente são fatores que influenciam nas propriedades das comunidades, exercendo efeitos na riqueza e na diversidade de espécies. A relação espécie-área, tratada na teoria da biogeografia de ilhas, relata que áreas maiores suportam maior riqueza de espécies comparado às áreas menores. Da mesma forma, a heterogeneidade do ambiente pode explicar diferenças na riqueza através da complexidade estrutural. Por exemplo,

ambientes com maior heterogeneidade apresentam maior variedade de condições ambientais, as quais podem abrigar diferentes organismos e aumentar a diversidade de espécies. Macrófitas aquáticas podem permitir maior complexidade estrutural em lagos gerando uma variedade de abrigos para comunidades planctônicas e contribuindo para o aumento da diversidade. Nosso objetivo foi avaliar a variação na riqueza de espécies de plânctons em relação a diferentes tamanhos de lagos e avaliar a diversidade β em lagos com e sem ocorrência de macrófitas aquáticas. Não encontramos influência do tamanho da área de lagos no número de espécies de plânctons. Em relação à presença de macrófitas, a diversidade β planctônica foi maior em lagos com ocorrência desses organismos, os quais apresentaram diferentes composições, em comparação aos lagos sem macrófitas. Entretanto, a riqueza não foi diferente entre os lagos com e sem ocorrência de macrófitas. Concluímos que espécies de macrófitas podem gerar condições ambientais com papel importante para a diversidade β , apesar de não influenciar na riqueza de espécies. Portanto, além da riqueza de espécies, para entender o efeito da complexidade estrutural, devemos levar consideração outras propriedades da comunidade, como a diversidade β , que mostrou dependência com as diferentes populações de macrófitas. Concluímos também que lagos com áreas menores podem abrigar riquezas semelhantes às aquelas encontradas em lagos maiores, sendo esse resultado importante para conservação de espécies aquáticas em diferentes habitats.

Palavras-chave: fitoplâncton; macrófitas; relação espécie-área; riqueza; zooplâncton.

Introdução

A riqueza e a diversidade de espécies existentes não são homogêneas no planeta (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). O contraste entre os trópicos e regiões temperadas é um exemplo clássico, que intriga pesquisadores desde Darwin até o presente. Condições ambientais e interações ecológicas podem influenciar a composição das comunidades de diferentes formas. Enquanto ambientes extremos podem limitar a distribuição de algumas espécies, interações ecológicas podem possibilitar a expansão da distribuição (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Apesar de generalizações não serem a melhor saída para explicar os padrões observados em um mundo complexo, testar teorias clássicas em escala regional e local pode nos fornecer informações valiosas sobre os mecanismos responsáveis pelos padrões de riqueza e diversidade das comunidades.

A relação número de espécies-área, cunhada na teoria da biogeografia de ilhas, tem sido um dos mecanismos propostos para explicar a riqueza e diversidade de espécies de uma dada região (BROWN; LOMOLINO, 2006). Tida como uma das leis da ecologia de comunidades, a teoria inicialmente proposta para ilhas sugere que áreas maiores possuem mais espécies que

áreas menores (BROWN; LOMOLINO, 2006). Essa premissa pode ser facilmente aplicada e testada em outros sistemas, por exemplo, lagos isolados entre si por uma matriz de terra, que podem ser vistos como ilhas.

Heterogeneidade estrutural também pode explicar diferenças nas propriedades de determinadas comunidades. Ambientes heterogêneos proporcionam abrigo contra predação e contra condições severas a alguns organismos, como altas temperaturas (HECK JUNIOR; CROWDER, 1991). Também permitem certa partição espacial, que pode possibilitar a coexistência de mais espécies no mesmo local (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). O componente responsável pela heterogeneidade pode ser fornecido não apenas por estruturas do meio abiótico, mas também por seres vivos, como plantas ou organismos bentônicos incrustantes (WARFE; BARMUTA, 2006; GRANHAM; NASH, 2012).

Macrófitas aquáticas em lagos reduzem o efeito da predação sofrida por comunidades planctônicas ao proporcionar refúgio (MANATUNGE; ASAEDA; PRIYARDASHANA, 2000; GRANHAM; NASH, 2012). No entanto, o efeito da complexidade estrutural fornecida pelas macrófitas sobre aspectos da comunidade, como a riqueza e a diversidade β , permanece inexplorado (TEIXEIRA-DE-MELLO *et al.*, 2016). Lagos com diferentes áreas e com presença e ausência de macrófitas fornecem um modelo ideal para estimar qual

o efeito da área e da complexidade estrutural sobre a riqueza e a diversidade β de comunidades planctônicas.

Um dos nossos objetivos foi analisar e comparar a riqueza, a diversidade β e a composição de espécies de plânctons em lagos com ocorrência e sem ocorrência macrófitas. Também objetivamos compreender como a riqueza de plânctons varia em lagos de diferentes áreas. Hipotetizamos que ocorra maior riqueza e diversidade β em lagos com espécies de macrófitas. As macrófitas aquáticas submersas e flutuantes podem aumentar a heterogeneidade ambiental e permitir uma diversidade de microhabitats, contribuindo para o aumento da riqueza e maior diversidade β das comunidades planctônicas. Além disso, esperamos que a riqueza de espécies seja maior em lagos de menor área, devido a estes possuírem, proporcionalmente, maior relação perímetro/área com o aporte de nutrientes alóctones em comparação a lagos maiores, permitindo que lagos com menores áreas comportem mais espécies (POLIS; HURD, 1995).

Material e Métodos

Área de Trabalho

O trabalho foi realizado na Fazenda SAMISA, localizada no Centro de Tecnologia de Aquicultura (CTA) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, no município de Extremoz, na região litorânea do Rio Grande do

Norte, Nordeste do Brasil. A fazenda está localizada em um ecossistema de manguezal, e foi utilizado anteriormente para pesquisa com carcinicultura. Os tanques de carcinicultura, de formatos retangulares e de diferentes tamanhos, foram abandonados e a vegetação nativa atualmente se encontra em processo de restauração natural. As bordas dos lagos formados nos tanques são compostas de espécies herbáceas e subarbutivas e tais lagos variam quanto a presença de macrófitas flutuantes e submersas.

Coleta de Dados

Medimos, com uso de uma trena, o comprimento e largura dos lagos. Estimamos a área de cada lago multiplicando suas respectivas larguras e comprimento. Após isso, coletamos amostras de água em seis lagos, sendo três com espécies de macrófitas e três sem macrófitas. Utilizamos uma garrafa de 100 ml para coletar a água de cada lago. Para fazer essa coleta, uma pessoa entrou lentamente no lago e esperou cerca de dois minutos para a redução de turbidez do sedimento e evitar a contaminação da amostra.

Todas as amostras de plâncton foram levadas ao laboratório para serem analisadas. Realizamos as análises com uso de microscópio, lupa eletrônica, pisseta e placa de Petri. Devido a limitação temporal, apenas duas amostras de 2 ml de cada lago foram colocadas na placa de Petri para identificação

dos morfotipos de espécies presentes nos lagos com e sem macrófitas. A cada nova amostra a ser analisada, higienizávamos a pisseta e as placas de Petri para evitar contaminação de amostras anteriores. Um livro guia e especialistas sobre plâncton serviram de suporte para identificação dos morfotipos, os quais foram posteriormente tabelados.

Análises Estatísticas

Anteriormente a todas as análises, foram aplicados os testes de *Levene* para analisar a homocedasticidade dos dados e o teste de normalidade de *Shapiro-Wilk*. Como os dados obedeciam tais premissas, para analisar a relação entre o número de espécies e a área dos lagos foi utilizada uma análise de regressão simples utilizando um modelo linear. Para análises da riqueza de espécies entre lagos com e sem macrófitas, foi utilizado teste-t estatístico para comparar a riqueza em lagos com e sem macrófitas. A diversidade β também foi analisada com auxílio do pacote *Vegan* (2019), utilizando o *PERMIDISP* através da função ‘betadisper’ com métrica ‘Raup-Crick’ para verificar como as macrófitas influenciam as comunidades planctônicas nos lagos com e sem ocorrência de macrófitas. Além disso, a diversidade β permitiu verificar a diferença na composição de espécies entre os lagos através do gráfico de Análise de Coordenadas Principais (PCOA). Todas as análises estatísticas foram feitas no Software R (R CORE TEAM, 2018).

Resultados

Encontramos um total de 29 morfotipos de plâncton com variadas cores e tamanhos em lagos com e sem macrófitas. Os lagos com macrófitas apresentaram três espécies, entre elas nomeadas como Junco, *Nymphaeae1* e *Nymphaeae2*. Foram registrados 22 morfotipos de plâncton em lagos com macrófitas (zooplâncton = 4; fitoplâncton = 18) e 19 em lagos sem macrófitas (zooplâncton = 3; fitoplâncton = 16) (Tabela 1).

Tabela 1 - Lista de espécies de macrófitas e morfotipos de plânctons encontrados nos lagos com e sem ocorrência de macrófitas.

Espécies macrófitas	Macrófitas	Morfotipo	Cor e forma
Nymphae1 + Junco	Presente	Alga_filamentosa1	Médio
Nymphae1 + Junco	Presente	Alga_filamentosa1	Grande
Nymphae1 + Junco	Presente	Alga_filamentosa2	Pequena, roxa
Nymphae1 + Junco	Presente	Alga_quibe	Pequeno, verde
Nymphae1 + Junco	Presente	Alga_unicelular	Verde
Nymphae1 + Junco	Presente	Alga_unicelular	Pequeno
Nymphae1 + Junco	Presente	Alga_unicelular2	Verde
Nymphae1 + Junco	Presente	Cilado	Verde
Nymphae1 + Junco	Presente	Cladocera	Pequeno
Nymphae1 + Junco	Presente	Colônia	Pequeno
Nymphae1 + Junco	Presente	Colônia5	Grande, alga, colônia (cachos)
Nymphae1 + Junco	Presente	Flagelado	Esfera individual pequena
Nymphae1 + Junco	Presente	Protozoario_testacio	Grande
Nymphae1 + Junco	Presente	Rotífera	—
Junco	Presente	Alga_unicelular	Amarelo

Influência da complexidade estrutural na diversidade β em comunidades planctônicas de lagos

Junco	Presente	Alga_unicelular	Pequena
Junco	Presente	Ciliado	Verde
Junco	Presente	Cladocera	Formato oval
Junco	Presente	Cladocera2	—
Junco	Presente	Colônia	Colônia_Médio
Junco	Presente	Colônia	Pequena
Junco	Presente	Colônia2	Formato “S”
Junco	Presente	Colônia3	Grande_Verde
Junco	Presente	Colônia4	Colônias
Junco	Presente	Flagelado	Esfera individual
Junco	Presente	Flagelado	Esfera individual
Junco	Presente	Flagelado3	—
Nymphae2 + Junco	Presente	Alga_unicelular	Grande
Nymphae2 + Junco	Presente	Alga_unicelular	Grande
Nymphae2 + Junco	Presente	Cianobacteria	Colônia
Nymphae2 + Junco	Presente	Diatomacea	Com exoesqueleto e individual
Nymphae2 + Junco	Presente	Filamento	Verde
Nymphae2 + Junco	Presente	Flagelado	Esfera individual
Nymphae2 + Junco	Presente	Flagelado2	Duas esferas
—	Ausente	Alga_quibe	Pequeno, Verde
—	Ausente	Alga_quibe2	Amarelo
—	Ausente	Alga_unicelular	Amarelo
—	Ausente	Alga_unicelular2	Esfera pequena marrom
—	Ausente	Ciliado	Verde
—	Ausente	Colônia	Médio
—	Ausente	Colônia	Grande
—	Ausente	Colônia3	Médio, espiculas
—	Ausente	Flagelado	Esfera individual pequena
—	Ausente	Flagelado2	Duas esferas
—	Ausente	Verd_movel	Pequeno, movel
—	Ausente	Flagelado4	Três esferas

—	Ausente	Alga_unicelular	Grande
—	Ausente	Alga_unicelular3	Escuro
—	Ausente	Antenada	—
—	Ausente	Circular	Médio, movel, vermelho
—	Ausente	Bolota	Grande, transparente
—	Ausente	Colônia	Médio
—	Ausente	Colônia	Pequena
—	Ausente	Flagelado	Esfera individual
—	Ausente	Flagelado2	Duas esferas
—	Ausente	Tail	—
—	Ausente	Rotifera	—
—	Ausente	Flagelado4	Três esferas
—	Ausente	Cladocera	—
—	Ausente	Colônia	Pequena

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

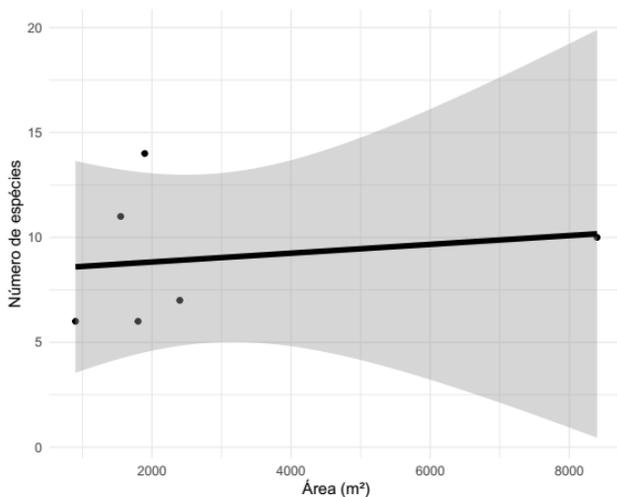
Não encontramos relação entre a riqueza de plâncton e a área do lago ($r^2 = -0,2092$; $F = 0,1348$; $p > 0,05$) (Tabela 2), ou seja, independente da área, os lagos apresentam número semelhante de espécies (Figura 1).

Tabela 2 - Comprimento, largura e área de lagos em metros quadrados para cada lago com e sem ocorrência de macrófitas.

Lago	Macrófitas	Comprimento	Largura	Área(m ²)
1	Presente	158	12	1896
2	Presente	120	70	8400
3	Presente	30	30	900
4	Ausente	16	150	2400
5	Ausente	31	50	1550
6	Ausente	18	100	1800

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

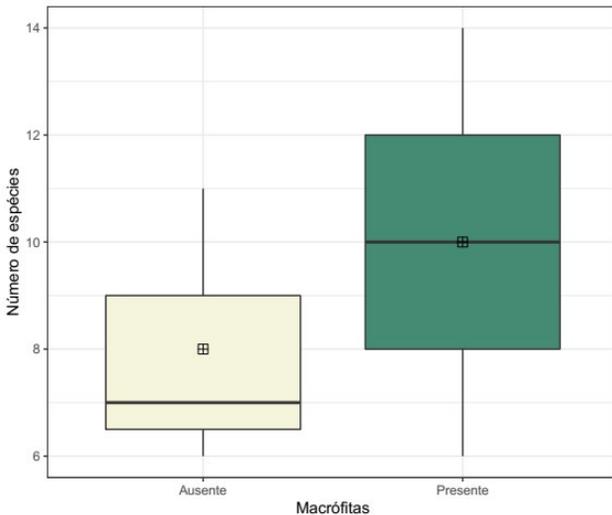
Figura 1 - Riqueza (número de espécies) de plânctons em relação ao tamanho da área do lago em metros quadrados.



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Também não houve diferença para número de espécies entre os lagos com e sem macrófitas ($t = -0,72232$; $p > 0,05$). Apesar disso, os lagos com presença de macrófitas tiveram, em geral, maior riqueza média em relação (10 ± 4 – média \pm desvio padrão) aos lagos sem macrófitas ($8 \pm 1,5$ – média \pm desvio padrão), entretanto apresentaram também a maior variação (Figura 2).

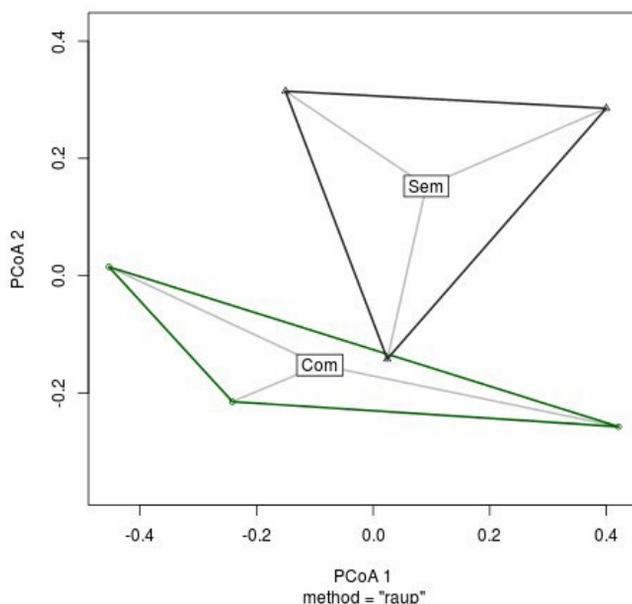
Figura 2 - Riqueza (número de espécies) de plânctons em lagos com presença e ausência de macrófitas. No boxplot, a linha central representa a mediana, as caixas acima e abaixo da linha da mediana representam os terceiros e primeiros quartis, respectivamente, o quadrado no centro representa a média, e as linhas verticais representam a variabilidade dos dados com os valores máximos e mínimos.



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Apesar de não apresentarem diferenças no número de espécies, os lagos com e sem macrófitas apresentaram diferenças na diversidade β ($\beta = 0,25579$ e $\beta = 0,03808$, respectivamente). O gráfico da PCOA também representou as diferentes distâncias em relação ao centroide, a qual indica diferenças na composição de espécies entre os lagos e, portanto, mostrou que existe diferença na diversidade β ($p < 0,05$) (Figura 3).

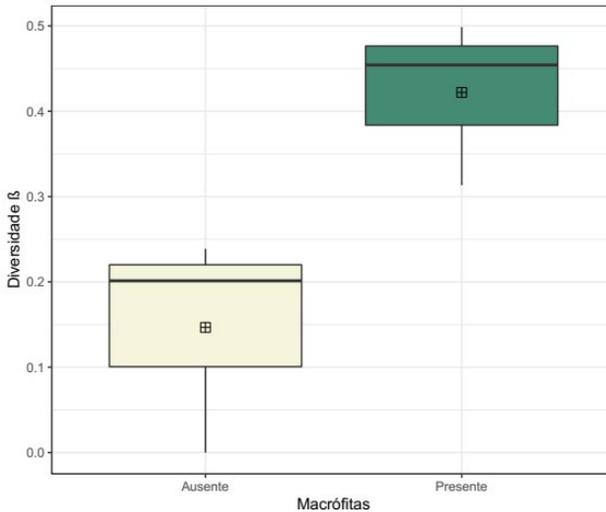
Figura 3 - Distâncias da diversidade β de plânctons entre lagos em relação ao centroide “Com” (com macrófitas) e ao centroide “Sem” (sem macrófitas). Gráfico do centroide “Com” apresenta maior distância em relação ao centro e, portanto, maior diversidade β .



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Os lagos com macrófitas tiveram maior diversidade β em comparação aos lagos sem macrófitas. Esse resultado foi comprovado pela estatística do teste-t ($t = 2,9654$; $p < 0,05$) das distâncias em relação ao centroide (Figura 4).

Figura 4 - Diversidade β de plânctons entre lagos com e sem ocorrência de macrófitas. No boxplot, a linha central representa a mediana, as caixas acima e abaixo da linha da mediana representam os terceiros e primeiros quartis, respectivamente, o quadrado no centro representa a média, e as linhas verticais representam a variabilidade dos dados com os valores máximos e mínimos.



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Discussão

A presença de macrófitas em lagos aumenta a diversidade β de comunidades planctônicas, no entanto, não afeta a riqueza destas comunidades, assim também como a área do lago não influenciou no número de espécies. De acordo com a Teoria da Biogeografia de Ilhas, áreas maiores permitem maior riqueza de espécies (BROWN; LOMOLINO, 2006). Porém, essa afirmativa não é verdadeira para todos os sistemas (POLIS; HURD, 1995). Devido a relação perímetro/área, lagos pequenos podem receber proporcionalmente mais recursos do que lagos maiores, então são mais influenciados por energia e matéria alóctones que entram no sistema do que lagos grandes, permitindo maior disponibilidade de recursos para as espécies nesses locais (POLIS; HURD, 1995; BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Além disso, a relação entre volume e recursos alóctones permite que lagos com pequenas áreas tenham menor variabilidade ambiental temporal (i.e.: pequenas variações na temperatura), tornando-os propícios para reprodução e sobrevivência de organismos planctônicos (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

Lagos de diferentes áreas podem apresentar mesmas médias do número de espécies, indicando que o tamanho não implica na complexidade estrutural, mas fatores como proximidade a locais com alta salinidade e pH podem ser importantes. Os lagos que amostramos apresentaram

diferentes distribuições espaciais e isso pode influenciar em uma heterogeneidade ambiental, com diferentes gradientes de salinidade, nutrientes, pH e temperatura. Lagos menores poderiam apresentar maior riqueza de espécies, entretanto, esses lagos apresentaram proximidade com áreas de manguezais, as quais poderiam ser indicativos de uma alta salinidade. Da mesma forma, lagos maiores poderiam apresentar menor riqueza de espécies, caso não se encontrassem em ambientes distantes de ecossistemas de manguezais.

Apesar do número de espécies entre os ambientes não ser significativamente diferente, nossos resultados mostraram que lagos com macrófitas apresentaram maior riqueza média em relação aos lagos sem macrófitas. Outros ambientes podem apresentar essa tendência a qual reflete um padrão em que a heterogeneidade estrutural possibilita a ocorrência de uma maior riqueza de espécies (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007), ou seja, as macrófitas podem servir de refúgios para os organismos planctônicos possibilitando a coocorrência tanto de espécies competidoras quanto de espécies com menor habilidade competitiva (CELEWICZ-GOLDYN; KUCZŃSKA-KIPPEN, 2017).

Em relação à análise da diversidade β , observamos que lagos com presença de macrófitas apresentaram maior diferenciação na composição de espécies em comparação aos lagos sem macrófitas, corroborando com nossa hipótese. A composição de espécies de uma comunidade é influenciada

tanto por fatores bióticos como abióticos e, conseqüentemente, esses fatores também irão afetar a diversidade β (BROWN; LOMOLINO, 2006). Quanto maior for a complexidade entre esses fatores maior será a heterogeneidade ambiental (BROWN; LOMOLINO, 2006) e, dessa forma, quanto maior for a heterogeneidade do ambiente, maior poderá ser a diferenciação de nicho, permitindo uma maior riqueza em espécies (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Outro fator que pode explicar a maior diversidade β em lagos com macrófitas é que os diferentes lagos que amostramos apresentam diferentes comunidades de macrófitas. É possível que macrófitas distintas forneçam diferentes recursos e, por esse fator, se associem com diferentes espécies planctônicas. Também é possível que a ausência de macrófitas em um lago beneficie espécies melhores competidoras. Isso pode selecionar algumas poucas espécies e tornar a comunidade de plânctons desses habitats mais similares.

Sendo assim, concluímos que neste trabalho a presença de macrófitas e a diferença na área dos lagos não explicam a riqueza de espécies, porém, elas explicam a diferença na diversidade β . Para entender o efeito da complexidade estrutural sobre comunidades não podemos levar em consideração somente a riqueza em espécies, é preciso avaliar outras propriedades da comunidade como a diversidade β . Estudos que considerem tanto a diversidade β espacial como a temporal podem ser complementares a este trabalho.

Agradecimentos

Agradecemos aos professores Guilherme, Juliana e Franco pelas contribuições no decorrer do projeto. Às monitoras Kelly e Maiara. Agradecemos também à Dani e à Vanessa pela comidinha gostosa.

Referências

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

BROWN, J. H.; LOMOLINO, M. V. **Biogeografia**. 2. ed. Ribeirão Preto: FUNPEC, 2006. p. 691.

CELEWICZ-GOLDYN, S.; KUCZYŃSKA-KIPPEN, N. Ecological value of macrophyte cover in creating habitat for microalgae (diatoms) and zooplankton (rotifers and crustaceans) in small field and forest water bodies. **PLoS ONE**, [S. l.], v. 12, n. 5, p. 1-14, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177317>.

GRANHAM, N. A. J.; NASH, K. L. The Importance of structural complexity in coral reef ecosystems. **Coral Reefs**, [S. l.], v. 32, n. 2, p. 315-326, 2012. DOI: 10.1007/s00338-012-0984-y

HECK JUNIOR, K. L.; CROWDER, L. B. Habitat structure and predator-prey interactions in vegetated aquatic systems. *In*: BELL, S. S.; MCCOY, E. D.; MUSHINSKY, H. R. (ed.). **Habitat structure: the physical arrangement of objects in space**. New York: Springer, 1991. p. 281-299

OKSANEN, J. *et al.* **Vegan**: community ecology package. [S. l.]: CRAN, 2019. R package version 2.5-4. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 27 set. 2021.

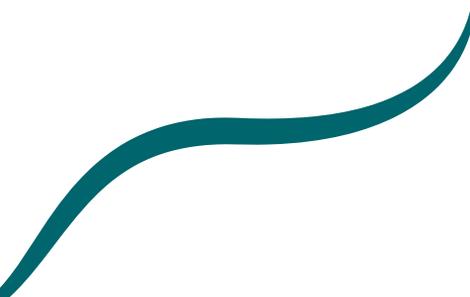
MANATUNGE, J.; ASAEDA, T.; PRIYARDASHANA, T. The influence of structural complexity on fish–zooplankton interactions: a study using artificial submerged macrophytes. **Environmental Biology of Fishes**, [S. l.], v. 58, n. 1, p. 425-438, 2000.

POLIS, G. A.; HURD, S. D. Extraordinarily high spider densities on islands: flow of energy from marine to terrestrial food webs and the absence of predation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [S. l.], v. 92, n. 10, p. 4382-4386, 1995.

R CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2018. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 27 set. 2021.

TEIXEIRA-DE-MELLO *et al.* The structuring role of free-floating plants on the fish community in a tropical shallow lake: an experimental approach with natural and artificial plants. **Hydrobiologia**, [S. l.], v. 778, n. 1, p. 167–178, 2016.

WARFE, D. M.; BARMUTA, L. A. Habitat structural complexity mediates food web dynamics in a freshwater macrophyte community. **Oecologia**, [S. l.], v. 150, n. 1, p. 141- 154, 2006.



Influência da densidade sobre as interações agonísticas em *Uca sp.*

Morais A. B.
Bezerra P. E. S.
Vasquez V. L.
Dantas Y. M.
Longo G. O.

Resumo

Os caranguejos do gênero *Uca*, popularmente conhecidos como chama-marés, são abundantes em estuários tropicais ao redor do mundo e caracterizam-se pelo territorialismo e construção de galerias. O aumento da densidade populacional em *Uca*, pode ocasionar um acréscimo nos embates entre os machos e a ausência de tocas disponíveis pode afetar as interações agonísticas. O objetivo desse estudo foi avaliar qual o ponto de tolerância máximo de densidade para que os

embates entre os caranguejos machos de *Uca* sp. comecem e se o tempo de latência para iniciar o embate muda em relação ao aumento da densidade dos indivíduos. O trabalho foi realizado em um areial, na zona menos inundada do manguezal, por meio da manipulação da densidade em arenas experimentais com formato triangular, sendo cada aresta um refúgio para os caranguejos. O agonismo foi mais frequente em densidades com quatro indivíduos, após a ocupação dos três refúgios. Isso evidencia o comportamento territorialista do gênero. Não houve correlação entre a densidade de indivíduos e o tempo de latência do comportamento agonístico, possivelmente representando uma variação interindividual na agressividade. Nossos resultados corroboram a territorialidade de caranguejos *Uca* sp., uma vez que variações na densidade tiveram pouco efeito sobre seu comportamento agonístico.

Palavras-chave: Caranguejo, chama-maré, comportamento, territorialismo.

Introdução

Os caranguejos do gênero *Uca*, são crustáceos decápodes popularmente conhecidos por “chama-marés”, sua presença ocorre nas zonas entre marés de diversos ecossistemas estuarinos, encontrando-se amplamente distribuídos em regiões tropicais e subtropicais ao redor do mundo (MASUNARI, 2006). As populações de *Uca* estão geralmente associadas a

manguezais, entretanto, em climas temperados algumas espécies podem ser encontradas em habitats estuarinos que apresentam dominância de gramíneas marinhas (BENEDETTO; MASUNARI, 2009). Até o momento foram descritas 100 espécies de *Uca* (BEZERRA, 2009) das quais dez possuem registro para a costa brasileira (BEZERRA, 2012).

As populações de chama-marés são abundantes, apresentando um grande número de indivíduos quando comparadas às de outros caranguejos semiterrestres (BENEDETTO; MASUNARI, 2009). Assim como em outros crustáceos, a densidade populacional nas espécies de *Uca* pode variar em decorrência da temperatura, salinidade, composição do sedimento e nível da maré, bem como em relação aos níveis de competição intra e interespecífica e taxa risco de predação (COSTA; NEGREIROS-FRANSOZO, 2003). De modo que, em cenários ecológicos em que a densidade é aumentada, os indivíduos da população se beneficiam pela diluição do risco de predação, muito embora, ocorra aumento da competição por espaço, alimento, fêmeas (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Entretanto, quando as populações se encontram em baixa densidade o risco de um indivíduo ser detectado por predadores aumenta, em contrapartida, a competição por recursos diminui (VISCIDO; WETHEY, 2002).

Os chama-marés apresentam comportamento de construção de galerias, que são utilizadas como abrigo para protegerem-se de temperaturas extremas, salinidade, dessecação,

oscilações das marés, refúgios de predadores e agressões de caranguejos vizinhos (KOGA *et al.*, 2000). As galerias apresentam complexidade estrutural e podem variar em formato (KOGA *et al.*, 2000). As tocas construídas pelos *Uca* sp. são recursos valiosos, pois, além de ser uma construção energeticamente dispendiosa, também são utilizadas contra a predação, dessecação, inundação e para o acasalamento (BOOKSMYTHE; JENNIONS; BACKWELL, 2010). Sendo assim, a posse da toca implica em embates para manter e defender o recurso (FAYED; JENNIONS; BACKWELL, 2008).

O aumento da densidade populacional de caranguejos do gênero *Uca*, ocasiona um acréscimo nos embates entre os machos (MANSFIELD, 2009). Tendo em vista que as tocas também são abrigo contra possíveis agressões de coespecíficos, em contextos ambientais em que não há presença de tocas disponíveis é possível que o aumento da densidade de caranguejos afete as interações agonísticas, já que os indivíduos que na presença de tocas evitariam os embates não teriam possibilidade de se entocar na ausência dessas (SANTOS *et al.*, 2015)

O objetivo deste trabalho foi avaliar qual o ponto de tolerância máximo de densidade para que os embates entre os caranguejos machos de *Uca* sp. comecem e se o tempo de latência para iniciar o embate muda em relação ao aumento da densidade de indivíduos. Esperávamos que o ponto

de tolerância máximo de densidade esteja relacionado ao número de refúgios disponíveis, ou seja, que os embates se iniciassem no momento em que todos os refúgios estivessem ocupados. E esperávamos também que o tempo de latência para iniciar o embate diminuísse com o aumento da densidade de caranguejos.

Material e Métodos

Área de Trabalho

O trabalho foi realizado em uma área de manguezal no estuário do Rio Ceará-mirim no município de Extremoz, Rio Grande do Norte. A área pertence à Universidade Federal do Rio Grande do Norte, sendo uma antiga fazenda de camarão (Fazenda SAMISA) em processo natural de recuperação. O estudo foi realizado em um areial, na zona menos inundada do manguezal, composto por vegetação rasteira em sua borda.

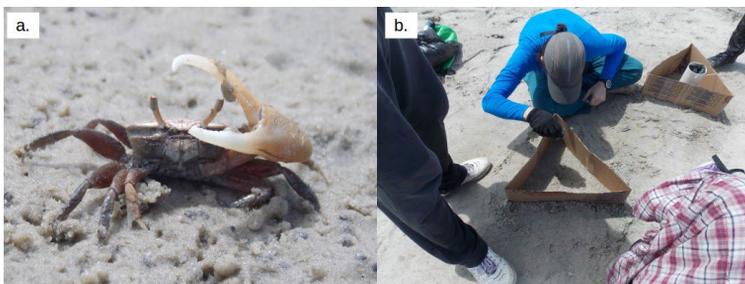
Coleta de Dados

Para contabilizar a densidade natural de indivíduos de caranguejo *Uca* sp. (Figura 1a), selecionamos aleatoriamente uma toca dentro de nossa área de trabalho. Em seguida, definimos uma parcela circular com raio de 50 cm, considerando a toca selecionada o ponto central da parcela. Por fim, contabilizamos o número de tocas presentes dentro da parcela. Repetimos o procedimento 10 vezes e calculamos a

média da densidade das 10 parcelas considerando a área da arena experimental. A arena apresentava o formato de um triângulo equilátero, com lados de 55 cm, área de 1309,9 cm² e altura de 18 cm (Figura 1b).

Realizamos 20 manipulações de densidade de caranguejos dentro da arena onde cada uma das três arestas foram consideradas como refúgio. Indivíduos de *Uca* sp. foram coletados e armazenados para a realização dos embates. A partir do momento que o primeiro indivíduo era colocado na arena o cronômetro era disparado. Após cada minuto um novo indivíduo era adicionado na arena. O tempo era contabilizado até que algum dos indivíduos iniciasse o comportamento agonístico (tempo de latência). As manipulações de densidade foram limitadas ao dobro da densidade natural dos caranguejos em condições naturais para evitar cenários irreais.

Figura 1 - a: Indivíduo de *Uca* sp. utilizado em um dos embates. b: Arena onde as manipulações de densidade de caranguejos *Uca* sp. foram realizadas.

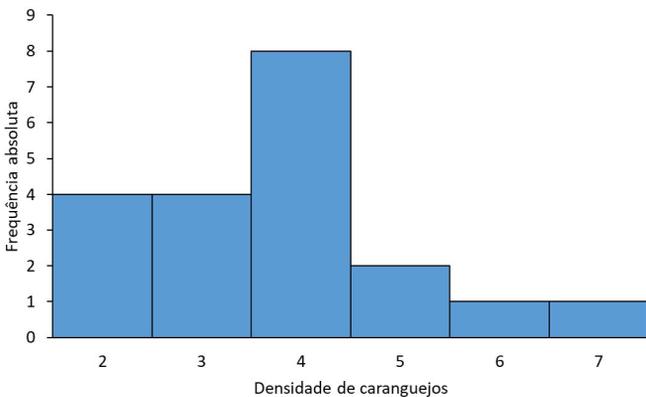


Fonte: elaboração dos autores (2019).

Resultados

A densidade natural de *Uca* sp. foi de $2,99 \pm 2,46$ indivíduos em uma área de $1309,9 \text{ cm}^2$. Nos experimentos, observamos que em densidades com dois e três indivíduos o comportamento agonístico foi registrado em quatro observações, em ambos os tratamentos. O agonismo foi mais frequente em densidades com quatro indivíduos, após a ocupação dos três refúgios. Nessa densidade o comportamento foi registrado em oito observações. As densidades com cinco, seis e sete indivíduos foram as que os embates se iniciaram menos frequentemente, sendo registrados dois embates em manipulações com 5 indivíduos e um embate em manipulações com seis e sete indivíduos. (Figura 3).

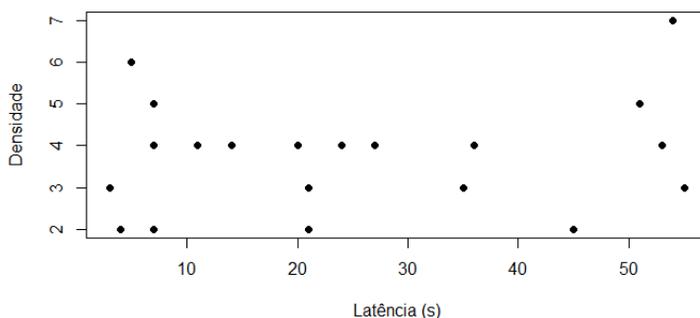
Figura 2 - Frequência absoluta do registro do início de comportamentos agonísticos em diferentes densidades de *Uca* sp.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Não foi observado correlação entre a densidade de indivíduos e o tempo de duração para o início do comportamento agonístico entre os caranguejos (Spearman rho= 0,131, $p = 0,579$) (Figura 4).

Figura 3 - Correlação entre o tempo de latência de embates (em segundos) e a densidade de *Uca sp.* nas arenas experimentais.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

O comportamento agonístico de caranguejos machos de *Uca sp.* foi mais frequente no momento em que os três refúgios disponíveis na arena estavam ocupados, evidenciando o comportamento territorialista do gênero já demonstrado por Jimenez (2016). Isso indica que o indivíduo de caranguejo *Uca sp.* territorialista prefere competir por um refúgio já existente ao começar a construir um novo refúgio do zero. A densidade de três indivíduos, ponto que marca o limite

no aumento da frequência do comportamento agonístico, se aproxima da densidade natural média que encontramos. Demonstrando que em condições naturais esses animais tendem a dividir o território sem a necessidade de que ocorra o comportamento agonístico.

Em contrapartida, alguns indivíduos seguiram para refúgios já ocupados por outros caranguejos e lá permaneceram sem que houvesse nenhum tipo de comportamento agonístico. Isso pode representar uma variação interindividual na agressividade. Essa variação também pode estar relacionada ao fato de o tempo de latência não ter variado em função da densidade. A ausência de interação agonística mesmo quando indivíduos compartilhavam o mesmo refúgio também pode estar relacionada com a avaliação que um indivíduo faz em relação ao embate valer ou não a pena, visto que esse tipo de interação implica em gastos energéticos, através de um aumento imediato na glicose da hemolinfa, que poderiam ser evitáveis (SNEDDON; HUNTINGFORD; TAYLOR, 1998; SANTOS *et al.*, 2015). Em um experimento laboratorial, Mansfield (2009) encontrou que caranguejos do gênero *Uca* tiveram poucos embates na ausência de tocas disponíveis. Ainda de acordo com o autor, na ausência de tocas os caranguejos não tinham motivação para competir, pois a toca é um recurso preponderante nas interações comportamentais do gênero *Uca*.

Nossos resultados corroboram a territorialidade de caranguejos *Uca* sp., uma vez que variações na densidade tiveram pouco efeito sobre seu comportamento agonístico.

Agradecimentos

Agradeço a Kelly e à Mayara pelas contribuições, tanto práticas quanto teóricas. A Dani e sua filha pelo almoço maravilhoso e o pontual café.

Referências

- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.
- BENEDETTO, M. D.; MASUNARI, S. Estrutura populacional de *Uca maracoani* (Decapoda, Brachyura, Ocypodidae) no Baixio Mirim, Baía de Guaratuba, Paraná. **Iheringia**, Porto Alegre, v. 99, n. 4, p. 381-389, 2009.
- BEZERRA, L. E. A. **Taxonomia, filogenia e biogeografia das espécies de caranguejos do gênero *Uca* Leach, 1814 (Decapoda: Ocypodidae) no oceano atlântico e pacífico oriental**. 2009. 361 f. Tese (Doutorado em Oceanografia) - Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.
- BEZERRA, L. E. A. The fiddler crabs (Crustacea: Brachyura: Ocypodidae: genus *Uca*) of the South Atlantic Ocean. **Nauplius**, [S. l.], v. 20, n. 2, p. 203-246, 2012.
- 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**, [S. l.], v. 79, n. 1, p. 419-423, 2010.
- COSTA, T. M.; NEGREIROS-FRANSOZO, M. L. Population biology of *Uca thayeri* Rathbun, 1900 (Brachyura, Ocypodidae) in a subtropical south American mangrove area: results from transect and catch-per-unit-techniques. **Crustaceana**, [S. l.], v. 75, n. 10, p. 1201-1218, nov. 2002.
- FAYED, S. A.; JENNIONS, M. D.; BACKWELL, P. R. Y. What factors contribute to an ownership advantage?. **Biology Letters**, [S. l.], v. 4, n. 2, p. 143-145, 2008.

HIROSE, G. L. *et al.* Comparison of body size, relative growth and size at onset sexual maturity of *Uca uruguayensis* (Crustacea: Decapoda: Ocypodidae) from different latitudes in the south-western Atlantic. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, [S. l.], v. 93, n. 3, p. 781-788, 2013.

JIMENEZ, P. J. **O competidor interespecífico pode alterar a agressividade intraespecífica? Um estudo com caranguejos do gênero Uca.** 2016. 42 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu, SP, 2016.

KOGA, T. *et al.* Underground mating in the fiddler crab *Uca tetragonon*: the association between female life history traits and male mating tactics. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, [S. l.], v. 248, n. 1, p. 35-52, 2000.

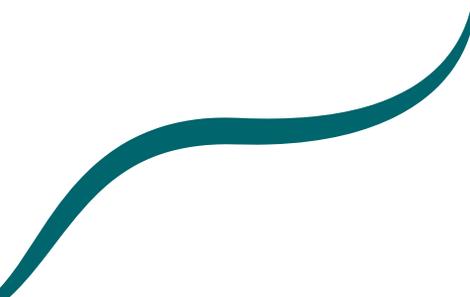
MANSFIELD, C. **The effects of density on intraspecific aggression in the fiddler crab, *Uca crassipes*, on Mo'orea, French Polynesia.** California: University of California, 2009. UCB Moorea class: biology and geomorphology of Tropical Islands. Disponível em: <http://escholarship.org/uc/item/2jz4s7z8>. Acesso em: 27 set. 2021.

MASUNARI, S. Distribuição e abundância dos caranguejos *Uca* Leach (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, [S. l.], v. 23, n. 4, p. 901-914, 2006.

SANTOS, L. C. *et al.* Agonistic interactions in the male fiddler crab *Uca leptodactyla* Rathbun, 1898 at varying densities. **Crustaceana**, [S. l.], v. 88, n. 6, p. 625-640, 2015.

SNEDDON, L. U.; HUNTINGFORD, F. A.; TAYLOR, A. C. Impact of an ecological factor on the costs of resource acquisition: fighting and metabolic physiology of crabs. **Functional Ecology**, [S. l.], v. 12, n. 5, p. 808-815, 1998.

VISCIDO, S. V.; WETHEY, D. S. Quantitative analyses of fiddles crab flock movement: evidence for 'selfish herd' behaviour. **Animal Behaviour**, [S. l.], v. 63, n. 4, p. 735-741, 2002.



Influência da luz e da competição interespecífica na distribuição vertical de macroalgas e corais

Coelho F. E. A.

Dantas Y. M.

Favero I. T.

Franco J. R. A.

Longo G. O.

Resumo

Fatores ambientais e competição entre organismos podem influenciar a distribuição de espécies. Em ambientes recifais, espécies de macroalgas e de corais competem por luz e por espaço do substrato. Investigamos a distribuição vertical de macroalgas e corais em manchas de recifes rasos, analisando como a luz e a competição afetam a distribuição desses

organismos. Para isso, amostramos dez manchas de recifes, em cada mancha colocamos nove quadrados de 35 x 35 cm nas regiões do topo, meio e base desses recifes (cerca de 30 cm, 100 cm e 150 cm de profundidade, respectivamente), sendo, portanto, três quadrados em cada profundidade, totalizando 90 quadrados no delineamento amostral. Esses quadrados ficaram distantes cerca de 1 m entre si. Em cada um deles estimamos visualmente a porcentagem de cobertura de macroalgas e corais, e contamos o número de colônias de corais saudáveis e em processo de branqueamento. A cobertura de macroalgas foi semelhante nas três regiões amostradas do recife, entretanto, os corais apresentaram menor cobertura no topo em comparação ao meio e à base. A região do topo apresentou maior diferença de cobertura entre macroalgas e corais em comparação com outras regiões. Para o número de colônias de corais não houve variação entre as regiões amostradas. Do total de 208 colônias de corais registradas, 109 apresentaram pelo menos uma região em processo de branqueamento, no entanto, a proporção de colônias brancas não variou verticalmente. Algas apresentaram maior cobertura que corais, potencialmente pelo fato de serem mais resistentes à fotoinibição e competidoras superiores, além de apresentarem maiores taxas de crescimento, o que explica seu predomínio em todas as três regiões estudadas.

Palavras-chave: branqueamento de corais; cobertura de recifes; coexistência; fotoinibição.

Introdução

Fatores ambientais e a competição entre organismos podem influenciar a distribuição de espécies (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). A tolerância fisiológica de uma espécie a diferentes condições determina sua área de ocorrência, no entanto, essa área pode ser reduzida por efeito da competição interespecífica (CONNELL, 1961). A competição interespecífica por recursos ocorre quando a fecundidade, a sobrevivência ou crescimento de uma espécie é afetado pela presença de outra (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Quando espécies com nichos semelhantes ocorrem na mesma área, a superioridade competitiva de uma espécie pode levar ao aumento da sua abundância ou até mesmo à exclusão da outra, com menor capacidade competitiva (MACARTHUR, 1958).

Em ambientes recifais, espécies de macroalgas e de corais competem por espaço no substrato e pela luz (MCCOOK; JOMPA; DIAZ-PULIDO, 2001). Os dois grupos de organismo realizam fotossíntese e precisam de energia luminosa para completar seus processos bioquímicos. Portanto, a distribuição vertical das espécies é influenciada pela capacidade competitiva de cada grupo e pela intensidade luminosa que atinge diferentes profundidades da coluna d'água (MCCOOK; JOMPA; DIAZ-PULIDO, 2001). Várias espécies de macroalgas podem se apresentar como competidores superiores devido ao seu crescimento rápido e maior resistência à alta incidência

de luz. Enquanto que corais apresentam crescimento lento e maior sensibilidade à luz (ZILBERBERG *et al.*, 2016).

Em ambientes de alta competitividade, organismos que apresentam crescimento rápido podem colonizar o substrato disponível mais rápido, garantindo uma vantagem competitiva inicial (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Além do rápido crescimento quando comparadas aos corais, as macroalgas também apresentam compostos químicos alelopáticos envolvidos na competição. Esses compostos podem inibir o crescimento ou causar a morte de corais (ZILBERBERG *et al.*, 2016), abrindo clareiras no substrato que são rapidamente ocupadas pelas macroalgas. Em contraste com os corais, produtores primários, como as macroalgas, podem ser mais tolerantes à alta intensidade luminosa (RAVEN; EVERT; EICHHORN, 2014) e a maioria das espécies não costuma apresentar inibição do crescimento em ambientes de alta incidência solar, como no topo de recifes de corais (ZILBERBERG *et al.*, 2016).

Corais são organismos mixotróficos que possuem microalgas endossimbióticas no seu interior, as zooxantelas, responsáveis pelos processos fotossintéticos. Quando expostos a altas taxas de incidência luminosa ou temperaturas elevadas, as zooxantelas apresentam um crescimento acelerado. A grande quantidade de microalgas, resultante desse rápido crescimento, gera uma alta demanda de dióxido de carbono (CO₂) que o coral não é capaz de fornecer, interrompendo

o processo de fotossíntese (ZILBERBERG *et al.*, 2016). Na ausência de fotossíntese as zooxantelas aumentam a sua produção de compostos danosos, o que levam os corais a expulsar as microalgas do seu interior, processo conhecido como branqueamento (PALUMBI *et al.*, 2014; ZILBERBERG *et al.*, 2016). Corais branqueados apresentam uma capacidade competitiva ainda menor e acabam perdendo espaço no substrato para as macroalgas, capazes de tolerar luminosidade e temperaturas elevadas.

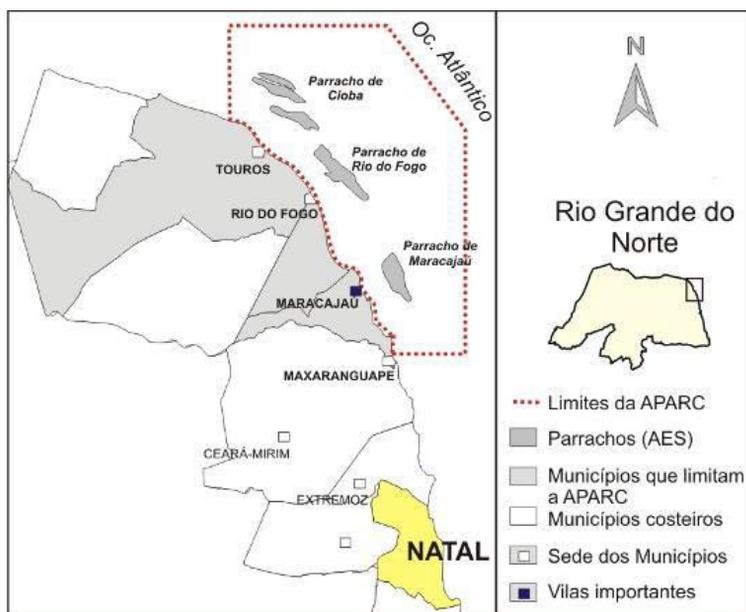
Assim sendo, nosso objetivo foi investigar a distribuição vertical de macroalgas e corais em recifes, analisando como a luz e a competição afetam a distribuição. Hipotetizamos que macroalgas e corais são afetados diferentemente pela incidência de luz, o que pode influenciar sua distribuição vertical e, conseqüentemente, a competição entre esses organismos. Enquanto macroalgas tendem a ser mais tolerantes a alta incidência luminosa, microalgas endossimbiontes de corais são mais suscetíveis à fotoinibição, levando ao branqueamento. Portanto, esperávamos encontrar mais macroalgas e menos corais onde há maior incidência luminosa, já que a maior tolerância das macroalgas à luz confere vantagens competitivas, e também esperávamos encontrar maior proporção de corais branqueados onde há mais incidência de luz.

Material e Métodos

Área de Estudo

A pesquisa foi realizada na Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais (APARC), mais precisamente na região dos flutuantes turísticos dos Recifes de Maracajaú, município de Maxaranguape, Rio Grande do Norte (Figura 1).

Figura 1 - Localização da APARC, no estado do Rio Grande do Norte. O local apresenta atividades turísticas devido à presença de recifes de corais (parrachos) na região.



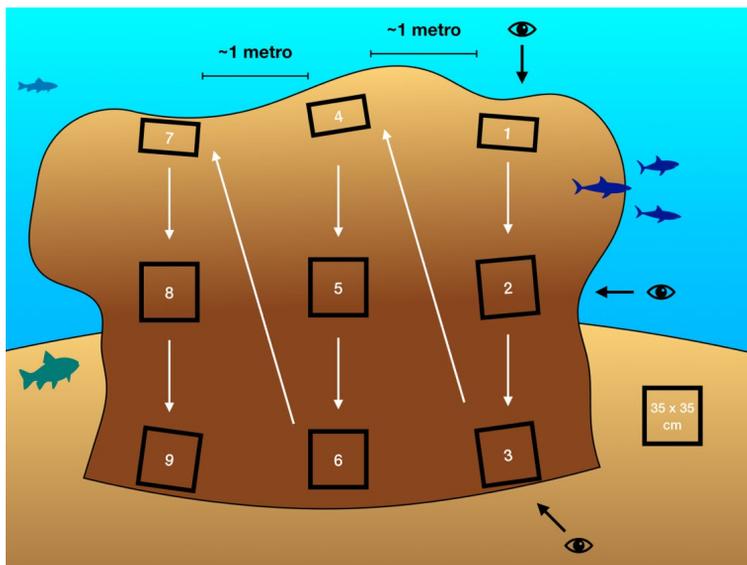
Fonte: Amaral *et al.* (2005).

Os recifes de Maracajaú se encontram a aproximadamente sete quilômetros da costa, distribuindo-se por nove quilômetros de extensão (paralelo à costa) e três quilômetros de largura, totalizando uma área de 15,74 km² (AMARAL *et al.*, 2005). Os recifes apresentam estrutura coralínea, com base arenítica, tamanho variável e superfície irregular com profundidades de zero a três metros na maré baixa (AMARAL *et al.*, 2005).

Delineamento Experimental

Amostramos três regiões (topo, meio e base) de dez recifes semelhantes em altura. Colocamos três quadrados de 35 x 35 cm em cada região, distantes aproximadamente 1 m entre si, totalizando nove quadrados por recife (Figura 2). A coleta seguiu paralelamente ao longo de uma linha guia, distanciando-se para evitar observações repetidas.

Figura 2 - Desenho experimental da coleta de dados nos recifes de Maracajaú, estado do Rio Grande do Norte. O esquema mostra um recife com nove quadrados distribuídos em três regiões (topo, meio e base) distantes 1 m entre si para coletas de dados de macroalgas e corais.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Coleta de Dados

Os quadrados foram colocados sobre o recife com o objetivo de observar a cobertura percentual de macroalgas e corais, o número de colônias de corais e o número de colônias em processo de branqueamento. Visualizamos perpendicularmente a área delimitada pelo quadrante (Figura 2) e estimamos a cobertura percentual de algas e corais. Já na contagem de

corais branqueados, consideramos aqueles que continham qualquer parte da colônia com sinal de branqueamento.

Análises estatísticas

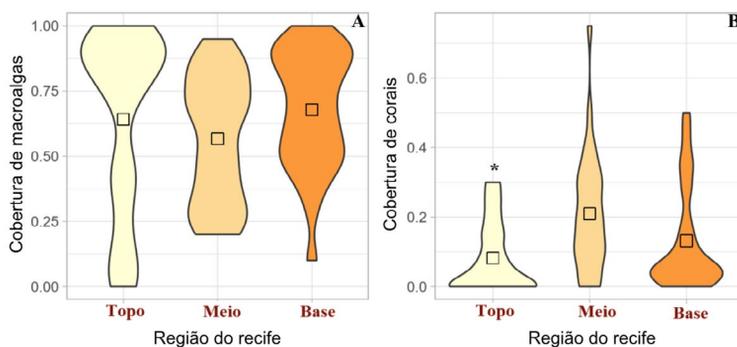
Para analisar a influência das diferentes regiões (topo, meio e base; variáveis preditoras) dos recifes na cobertura proporcional de macroalgas e corais, na diferença entre a cobertura desses dois organismos, e na proporção de corais branqueados (variáveis respostas) utilizamos Análise de Variância de um fator (ANOVA). A diferença na cobertura entre macroalgas e corais também foi analisada para cada região através da ANOVA. Anteriormente às análises, as premissas de normalidade e homocedasticidade dos dados foram testadas utilizando o teste de Shapiro e o teste de Levene, respectivamente. Todas as análises foram feitas no programa R 3.6.0.

Resultados

A cobertura de macroalgas foi semelhante nas três as regiões do recife ($df = 87$; $F = 1,5$; $P = 0,2$; Figura 3A), enquanto que corais apresentaram menor cobertura no topo em comparação ao meio e à base do recife ($df = 87$; $F = 6,2$; $P = 0,003$; Figura 3B). O número de colônias de corais foi igualmente distribuído nas regiões amostradas ($df = 87$; $F = 2,2$; $P = 0,1$; Figura 4). A diferença na proporção da cobertura entre macroalgas

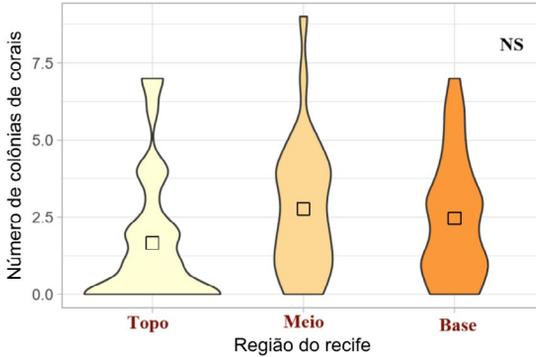
e corais foi mais acentuada no topo, diferindo das outras regiões (df = 87; F=3,39; P=0,03; Figura 5). Do total de 208 colônias registradas, pouco mais da metade (109) estavam com pelo menos uma região branca, no entanto, a proporção de colônias brancas não variou entre as regiões amostradas (df= 87; F= 2,6; P= 0,08; Figura 6).

Figura 3 - A) Diferenças na cobertura de macroalgas nos recifes Maracajaú/RN entre as três regiões dos recifes. B) Diferenças na cobertura de corais nos recifes de Maracajaú/RN entre as três regiões do recife. Os quadrados centrais representam os valores médios de cobertura e os perímetros dos boxplot representam as densidades de probabilidade.



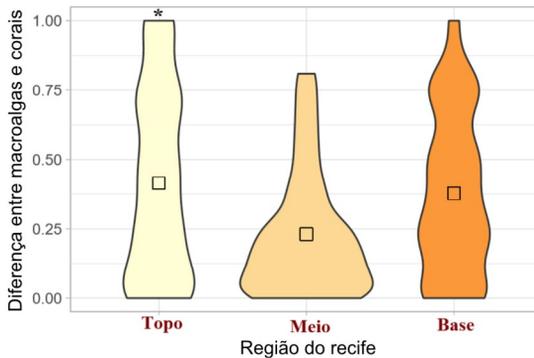
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 4 - Número de colônias de corais nos recifes de Maracajaú/RN por região do recife. Os quadrados centrais representam os valores médios do número de colônias e os perímetros do boxplot representam as densidades de probabilidade.



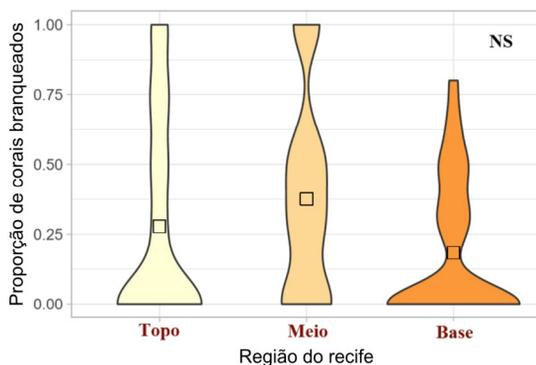
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 5 - Diferenças na proporção de cobertura entre macroalgas e corais nos recifes de Maracajaú/RN em diferentes regiões do recife. Os quadrados centrais representam os valores médios de diferença e os perímetros dos boxplot representam as densidades de probabilidade.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 6 - Proporção de corais branqueados nas três regiões nos recifes de Maracajaú/RN. Os quadrados centrais representam os valores médios de proporção e os perímetros dos boxplot representam as densidades de probabilidade.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

Observamos maior dominância de macroalgas em todas as regiões do recife (topo, meio e base) em comparação à cobertura de corais, os quais apresentaram maior proporção no meio e na base dos recifes. A cobertura de corais em relação à cobertura de algas foi diferente principalmente para a região do topo, onde ocorreu maior dominância de macroalgas. A tendência de macroalgas tolerarem maior incidência de luz, presente no topo dos recifes, permite a ocupação de regiões próximas à superfície da água (RAVEN; EVERT; EICHHORN, 2014). A cobertura de macroalgas semelhante nas três regiões amostradas pode ser um reflexo da tolerância de algas

pardas, como as encontradas na região (AUED *et al.*, 2018), a uma grande amplitude luminosa. Espécies diferentes podem ter variados requerimentos de recursos como luz, espaço e nutrientes, os quais apresentam diferentes disponibilidades por todo o recife, isso pode explicar a cobertura de diferentes espécies de macroalgas nas regiões dos recifes (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; DAYTON, 1975). Além disso, a distância da costa pode permitir uma claridade na água que influencia na maior infiltração de luz e conseqüente maior cobertura de macroalgas (AUED *et al.*, 2018).

Assim como as macroalgas, os corais conseguem colonizar e persistir no topo dos recifes, apresentando também números de colônias semelhantes no topo, no meio e na base. Entretanto, macroalgas possuem crescimento mais acelerado e maior tolerância à elevada incidência de luz quando comparado a corais. Tais características tornam as macroalgas melhores competidoras, explorando o espaço no topo dos recifes de forma mais eficiente (ZILBERBERG *et al.*, 2016).

A interação entre competição e condições ambientais desfavoráveis pode afetar a distribuição de espécies. Por exemplo, a competição com macroalgas e a maior incidência solar pode estar promovendo a menor cobertura de coral observada no topo dos recifes, enquanto que as condições nas outras regiões parecem ideais para os corais, reduzindo a diferença de cobertura entre os competidores (CONNELL, 1961)

Para avaliar a distribuição e abundância de espécies, é necessário entender quais mecanismos explicam esses processos, como a competição (intraespecífica e interespecífica) e os fatores físicos na comunidade (CONNELL, 1983). Uns dos principais conceitos que envolvem competição é a coexistência de espécies e a abundância de competidores. Duas espécies competem quando ocorre limitação de recursos (espaço ou luz) e quando uma delas é superior (maior tolerância à condição ambiental), havendo competição e possível eliminação de algumas espécies (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Se a competição intraespecífica de uma espécie for mais forte, esta não terá densidade necessária para eliminar outras da comunidade (CONNELL, 1983).

Apesar da menor abundância de corais, duas espécies, *Siderastrea stellata* e *Favia gravida*, foram encontradas nas três regiões dos recifes. Alguns modelos teóricos também supõem estável coexistência de espécies que competem entre si. Uma das hipóteses para esse mecanismo é a partição de recursos em que os competidores agem em direção opostas seja utilizando outros recursos ou habitats (CONNELL, 1983). O alcance de distribuição de uma espécie pode ser limitado pela presença de outra espécie com requerimentos de recursos semelhantes (CONNELL, 1961). Além da competição por espaço, macroalgas competem por luz com os corais, algumas espécies dominam no ambiente e não permitem o recrutamento desses organismos (CONNELL, 1983; DAYTON, 1975).

Essa interação pode explicar a variação espacial na distribuição dos dois grupos, observados neste estudo.

Além de menor cobertura de corais, característica comum em recifes brasileiros (AUED *et al.*, 2018), observamos que muitos estavam em processo de branqueamento nas três regiões do recife, desde o topo até a base. Branqueamento de corais ocorre quando algas simbiontes sofre estresse ambiental e são eliminadas dos corais revelando um branqueamento no esqueleto dos organismos (HUGHES *et al.*, 2018). O branqueamento pode ser causado por aumento da incidência luminosa, aumento da temperatura da água em decorrência de ondas de calor provocadas por mudanças climáticas globais. No caso do estudo, pode estar intrinsecamente relacionado ao aquecimento da água ocorrido recentemente na costa brasileira (CORAL WATCH, 2019).

Outros fatores que podem explicar a menor abundância de corais no topo dos recifes são os efeitos de distúrbios naturais, que ocorrem nos recifes e são geralmente relacionados às oscilações do nível do mar (DAYTON, 1975). Topos de recifes são mais expostos à erosão marinha, forte radiação solar, altos níveis de sedimentação e turbidez da água (LEÃO *et al.*, 2016), além de ações antrópicas, como o pisoteamento ou manipulação, durante passeios turísticos. O branqueamento prolongado leva a uma redução na habilidade fisiológica e nutricional dos corais, reduzindo a

sua população na comunidade e, conseqüentemente, a sua habilidade competitiva (HUGHES *et al.*, 2018).

A comunidade de corais apresentou menor cobertura em comparação às macroalgas, provavelmente devido a maior resistência das macroalgas à fotoinibição e ao seu rápido crescimento que as tornam competidoras superiores, favorecendo sua maior distribuição no ambiente.

Agradecimentos

Agradecemos ao IDEMA pela autorização para realizarmos este trabalho, à Maracajá Diver pelo apoio logístico com conforto e segurança em todo o percurso no mar, e a todos aqueles que zelam e contribuem para a preservação da APARC.

Referências

- AMARAL, R. F. *et al.* **Diagnóstico ambiental da área de uso turístico intensivo (AUTI) no Parracho de Maracajaú**. Natal: IDEMA, 2005. Relatório Interno.
- AUED, A. W. *et al.* Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian Province. **PLoS ONE**, [S. l.], v. 13, n. 6, p. 1-15, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198452>
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.
- CONNELL, J. H. The influence of interspecific competition and other factors on the distribution of the barnacle *Chthamalus stellatus*. **Ecology**, [S. l.], v. 42, n. 4, p. 710-723, 1961.
- CONNELL, J. H. On the prevalence and relative importance of interspecific competition: evidence from field experiments. **American Naturalist**, [S. l.], v. 122, n. 5, p. 661-696, 1983.
- CORAL Watch. Queensland, Australia: CORALWATCH, 2019. Disponível em: <https://coralwatch.org>. Acesso em: 27 set. 2021.
- DAYTON, P. K. Experimental evaluation of ecological dominance in a rocky intertidal algal community. **Ecological Monographs**, [S. l.], v. 45, n. 2, p. 137-159, 1975.
- HUGHES, T. P. *et al.* Spatial and Temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. **Science**, [S. l.], v. 359, n. 6371, p. 80-83, 2018.
- LEÃO, Z. M. A. N. *et al.* Brazilian coral reefs in a period of global change: a synthesis. **Brazilian Journal of Oceanography**, [S. l.], v. 64, n. 2, p. 97-116, 2016.

MACARTHUR, R. H. Population ecology of some warblers of northeastern coniferous forests. **Ecology**, [S. l.], v. 39, n. 4, p. 599-619, 1958.

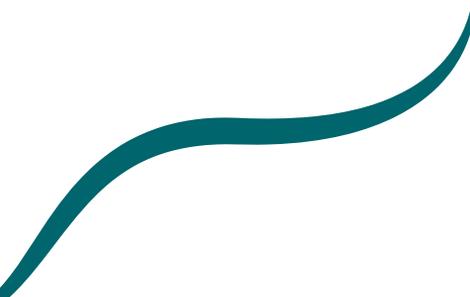
MCCOOK, L.; JOMPA, J.; DIAZ-PULIDO, G. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. **Coral reefs**, [S. l.], v. 19, n. 4, p. 400-417, 2001.

PALUMBI, S. R. *et al.* Mechanisms of reef coral resistance to future climate change. **Science**, [S. l.], v. 344, n. 6186, p. 895-898, 2014.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2018. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 27 set. 2021.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. **Biologia Vegetal**. 8. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2014

ZILBERBERG, C. *et al.* (ed.). **Conhecendo os recifes brasileiros: rede de pesquisas Coral Vivo**. Rio de Janeiro: Museu Nacional: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2016.



Influência de condições ambientais na distribuição espacial de tocas de caranguejos do gênero *Uca*

*Franco, J. R. A.
Lopes, L. C.
Morais, A. O. de.*

Resumo

A distribuição e abundância dos indivíduos de uma espécie é influenciada por fatores bióticos e abióticos. No ecossistema de manguezal, caranguejos são animais detritívoros que apresentam importância ecológica para a decomposição da matéria orgânica e para a cadeia trófica das comunidades. A distribuição desses organismos varia de acordo com requisitos

ambientais, sendo a construção de suas tocas dependente de microhabitats específicos. Os caranguejos do gênero *Uca*, por exemplo, constroem tocas com a finalidade de acasalamento, proteção contra dessecação e refúgio. Assim, nosso objetivo foi avaliar quais fatores bióticos e abióticos influenciam na disposição espacial de tocas de espécies do gênero *Uca*. Coletamos os dados na Fazenda SAMISA, localizada no estado do Rio Grande do Norte, em uma área exposta de manguezal. Disponibilizamos dez transectos lineares perpendicularmente a corpos de água, e em cada transecto, distribuimos cinco quadrantes em um gradiente de distância da margem de áreas alagadas, sendo o primeiro quadrante localizado próximo ao corpo d'água e outros em distâncias de 3 m, 6 m, 9 m, 12 m e 15 m dessas margens. Em cada quadrante contabilizamos o número de tocas e caracterizamos três tipos de condições ambientais: coloração do substrato (representativo de matéria orgânica), sombreamento da vegetação arbórea próxima e tipo de microhabitat (areia, gramínea, herbácea rasteira ou raízes de *Rhizophora mangle*). Nossos resultados mostraram que existem áreas restritas para a construção de tocas das espécies de *Uca*. No geral, a maior quantidade de tocas está diretamente associada à distância de corpos d'água, com locais alagados apresentando maior número de tocas, e também associada a microhabitats de areia e herbácea rasteira. Assim, identificamos esses fatores ambientais como os principais influenciadores para construção de tocas por espécies de *Uca*.

Palavras-chave: Abundância de indivíduos; Áreas alagadas; Fatores abióticos; Manguezal; Microhabitats;

Introdução

A distribuição e abundância de uma espécie é influenciada por fatores abióticos, pela sua história evolutiva, seus requerimentos de recursos, suas interações intra e interespecíficas, suas taxas de migração e por dinâmicas populacionais (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Dentre estes fatores, as condições ambientais impõem importantes limites sobre os organismos de acordo com suas características fisiológicas. Esse efeito sobre a distribuição de espécies é observável tanto a nível global quanto a nível microclimático (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Por exemplo, a temperatura exerce efeitos exponenciais sobre reações metabólicas, afetando também taxas de crescimento e desenvolvimento de diversas espécies (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

Os manguezais são ecossistemas dinâmicos que impõe condições ambientais restritivas. Por exemplo, fatores abióticos como temperatura, salinidade, luminosidade e profundidade da água podem variar significativamente ao longo de um gradiente espacial e temporal de diferentes escalas (MEDINA, 1999). Esse complexo ecossistema é de grande importância ecológica, pois contribui para a proteção da costa e para a regulação do escoamento terrestre, além de servir como sítio

de reprodução, alimentação e berçário de uma ampla fauna de organismos (ODUM; HEALD, 1972; IMBERT; ROUSTEAU; SCHERRER, 2000).

Um grupo taxonômico abundante são os caranguejos, importantes detritívoros na cadeia trófica dos manguezais (NORDHAUS; WOLFF; DIELE, 2006). Algumas espécies consomem resíduos orgânicos que são transformados em material fecal parcialmente digerido, esse material se torna facilmente decomposto pelos caranguejos detritívoros (CAMILLETTI, 1989; NORDHAUS; WOLFF; DIELE, 2006). Um exemplo desses animais são os *Uca* (Ocypodidae, *Uca*), caracterizados por serem supra e intertidais, de tamanhos pequenos e bem conhecidos pelo grande dimorfismo sexual e assimetria de quelípodos (ROSENBERG, 2001). Os *Ucas* constroem tocas utilizadas como refúgio contra predação, acasalamento e proteção contra dessecação ou inundação (CHRISTY, 1982). Essas tocas são recursos importantes, defendidos territorialmente (MAUTZ; JENNIONS, 2001; SANTOS *et al.*, 2015). Várias espécies desse gênero ocupam diferentes áreas do manguezal de acordo com requisitos ambientais específicos, principalmente em relação à composição do substrato e o nível de alagamento. As espécies *U. leptodactyla* e *U. rapax*, por exemplo, são abundantes em áreas de manguezais expostos (SANTOS *et al.*, 2015).

Assim, nosso objetivo foi avaliar quais condições ambientais, como distância de corpos d'água, sombreamento de vegetação arbórea, matéria orgânica, através das análises de coloração do solo, presença de raízes e presença de vegetação herbácea influenciam na disposição espacial de tocas de *Uca* sp. Considerando que áreas sombreadas implicam em maior proteção contra dessecação, solos escuros são mais ricos em matéria orgânica e vegetação ao redor da toca auxilia na redução da temperatura e menor exposição a predadores, nossa predição é que ocorra maior quantidade de tocas próximos a corpos d'água, em áreas sombreadas, com solo escuro e com vegetação herbácea.

Material e Métodos

Área de Estudo

Nosso estudo foi realizado na Fazenda SAMISA, centro de pesquisa da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (Figura 1), localizada no município de Extremoz, do estado do Rio Grande do Norte. A fazenda possui uma área de 14 hectares, contendo ambientes aquáticos heterogêneos, com nível de salinidade crescente em direção ao interior do manguezal. O manguezal do rio Ceará-Mirim é composto predominantemente por duas espécies arbóreas de mangues, a *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*, possui cerca de 17000 m², temperatura média de 26.1 °C e umidade relativa

de 77% (IDEMA, 2005; SANTOS *et al.*, 2015). A coleta foi realizada em Maio de 2019 no período da manhã, em condição de maré alta e céu ensolarado.

Figura 1 - Vista aérea de parte da Fazenda SAMISA – UFRN, no Município de Extremoz, Rio Grande do Norte.



Fonte: Google Earth (2019).

Coletamos os dados no Areal, área exposta não inundada de cerca de 50 m² localizada no interior do manguezal (Figura 2). O Areal possui vegetação herbácea espaçada e espécies arbóreas nas bordas laterais em proximidade a um canal do rio. Muitos indivíduos do gênero *Uca* ocorrem na área, como as espécies *U. leptodactyla* e *U. rapax*.

Figura 2 - Areal, área exposta no interior do manguezal da SAMISA onde os dados de densidade de *Uca* sp. foram coletados.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Coleta

Analisamos as tocas de *Ucas* ao longo de um gradiente de distância da água. Transectos lineares de 15 m espaçados em 5 m entre si, foram dispostos perpendicularmente ao corpo de água. Em cada transecto foram colocados cinco quadrantes de PVC com tamanhos de 30 x 30 cm. As distâncias foram medidas com auxílio de uma trena. Esses quadrantes foram espaçados 3 m entre si e dispostos em cinco categorias de distância do corpo d'água: 0 m, 3 m, 6 m, 9 m, 12 m e 15 m. Em cada quadrante, quantificamos as tocas e caracterizamos a área de acordo com as variáveis: *substrato* (cinza, cinza alagado ou branco) (Figura 3), *sombreamento* (presença ou

ausência de cobertura arbórea) e *microhabitat* (área, gramínea, herbácea rasteira ou raízes de *Rhizophora mangle*).

Figura 3 - Tipos de substrato categorizados em cada quadrante de acordo com a condição de umidade e matéria orgânica: coloração cinza e alagado a esquerda (mais molhado e com matéria orgânica), coloração cinza no centro (menos molhado e com matéria orgânica) e coloração branca a direita (menos molhado e com menos matéria orgânica).



Fonte: elaboração dos autores (2019).

No total, foram analisados 10 transectos, sendo cinco transectos posicionados em relação ao canal do rio e cinco em relação a área alagada do manguezal. Essas áreas apresentavam uma diferença: a área próxima ao rio continha maior densidade de vegetação rasteira, enquanto a área alagada apresentava baixa densidade ou nenhuma vegetação (Figura 4). Ainda, posicionamos os quadrantes à esquerda do transecto e nos movimentamos sempre pelo lado direito, de forma a não pisotear a área e interferir na contagem de tocas.

Figura 4 - Área próxima à região alagada (acima) e próxima ao canal do rio (abaixo). A presença de vegetação rasteira e arbórea ocorre nas proximidades do rio.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

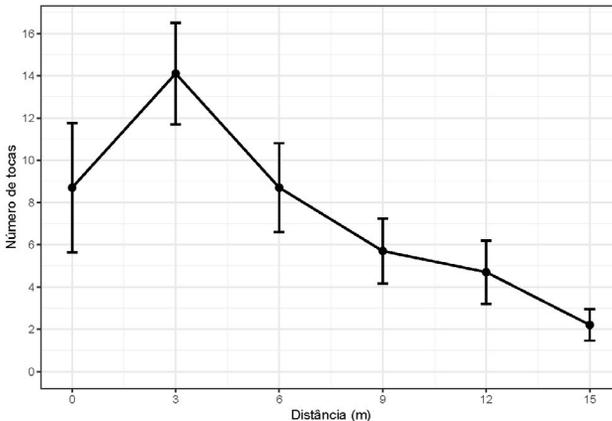
Análise Estatística

Antes de aplicar um teste estatístico, realizamos uma Análise Exploratória dos Dados (ZUUR; IENO; ELPHICK, 2009) para verificação de outliers. Inicialmente, utilizamos gráficos descritivos de forma a relacionar a quantidade de tocas com as variáveis ambientais mensuradas. Para isso, elaboramos gráficos de Box-Plot que permitiram verificar claramente a influência de cada variável ambiental sobre os valores de médias e medianas, e valores máximos e mínimos do número de tocas. Posteriormente, utilizamos modelos de regressão linear múltipla para avaliar a relação das variáveis ambientais com a construção de tocas pelos *Uca* spp. Nessa análise, utilizamos a quantidade de tocas como variável resposta, e como variáveis explanatórias, a distância do quadrante amostrado em relação à distância da água, a coloração do solo, sombreamento e microhabitat (areia, vegetação herbácea, raízes). Utilizamos o critério de Akaike para a seleção do melhor modelo. Para a quantidade de tocas, testamos a normalidade dos dados utilizando o Teste de Shapiro-Wilk, e a Homocedasticidade utilizando o teste de Levene. As análises foram realizadas no *software* R versão 3.6.0 (2019) considerando $\alpha=0.05$ (ZAR, 1996).

Resultados

O número de tocas variou em relação à distância de corpos de água (canal do rio e áreas alagadas), havendo maior ocorrência de tocas em distâncias menores ao corpo d'água. Áreas mais distantes, entre 9 m e 15 m de distância, apresentaram uma média de 2 a 5 tocas por parcela, entretanto, distâncias menores de até 6 m apresentaram uma média de 14 tocas. Distâncias com cerca de 3 m em relação à água do rio foram as que apresentaram maior número de tocas em comparação às outras distâncias, indicando restrições para construção de tocas em áreas úmidas, mas não alagadas (Figura 5).

Figura 5 - Número de tocas de caranguejos do gênero *Uca* ao longo de diferentes distâncias (m) em relação a corpos de água. Pontos centrais representam os valores médios do número de tocas com seus respectivos desvios padrão.

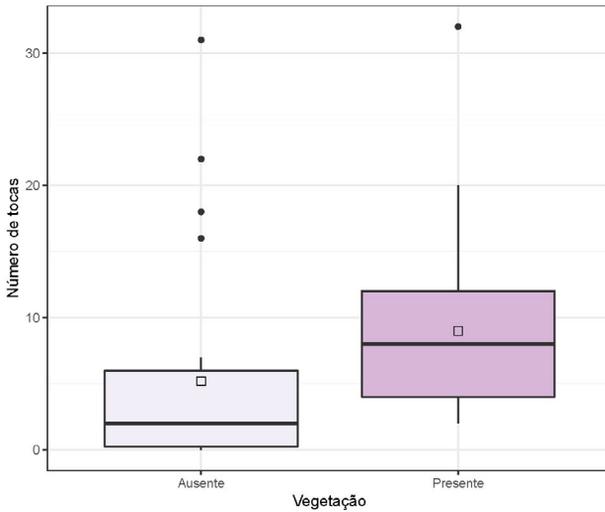


Fonte: elaboração dos autores (2019).

O número médio de tocas e a mediana foram maiores em solos com presença de vegetação, entretanto, algumas parcelas apresentaram valores discrepantes, com alto número de tocas tanto em áreas com vegetação quanto em locais sem vegetação herbácea. Nossas análises descritivas mostraram que o número médio de tocas nos solos com vegetação foi de $9 \pm 1,08$ (média \pm desvio padrão) e nos solos sem vegetação foi de $5,2 \pm 1,5$ (média \pm desvio padrão) (Figura 6).

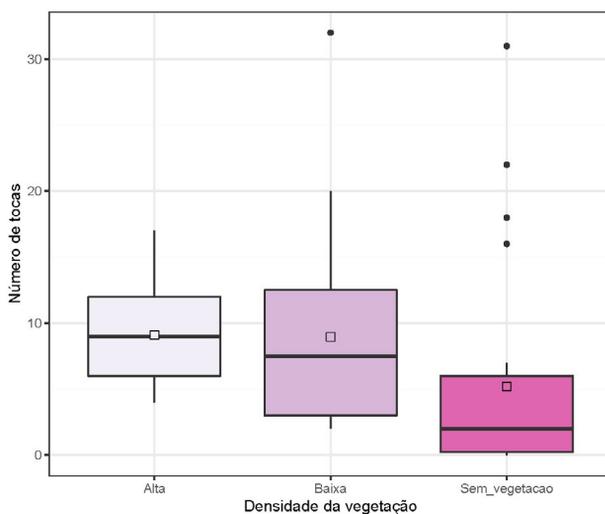
Em relação à densidade da vegetação, solos com vegetação em baixas densidades apresentaram valores aproximados de número de tocas com solos de baixa densidade, $8,9 \pm 1,6$ (média \pm desvio padrão) e $9 \pm 1,1$ (média \pm desvio padrão), respectivamente (Figura 7). Locais sem vegetação apresentou média do número de tocas menor ($5,1 \pm 1,5$ média - desvio padrão), entretanto, foi possível encontrar até 30 tocas nessa condição ambiental.

Figura 6 - Número de tocas de caranguejos do gênero *Uca* em relação à presença e ausência de vegetação. Traços horizontais e quadrados centrais do box plot representam a mediana e a média do número de tocas, respectivamente. Pontos e traços verticais representam os valores máximos e mínimos.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

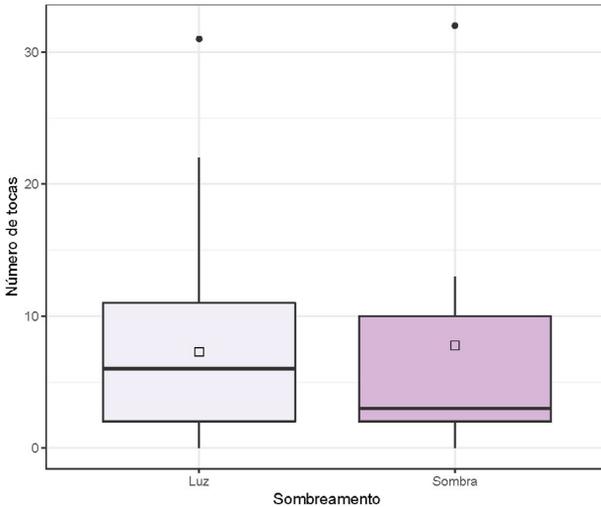
Figura 7 - Número de tocas de caranguejos do gênero *Uca* em densidades de vegetação alta e baixa e em solos sem vegetação. Traços horizontais e quadrados centrais do box plot representam a mediana e a média do número de tocas, respectivamente. Pontos e traços verticais representam os valores máximos e mínimos.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Considerando o sombreamento de vegetação arbórea, áreas com diferentes luminosidades apresentaram, em média, valores semelhantes número de tocas. O número médio de tocas em solos com sombreamento da vegetação arbórea foi de $7,2 \pm 0,94$ (média \pm desvio padrão) e o número médio em solos com maior luminosidade foi de $7,8 \pm 3,4$ (média \pm desvio padrão) (Figura 8).

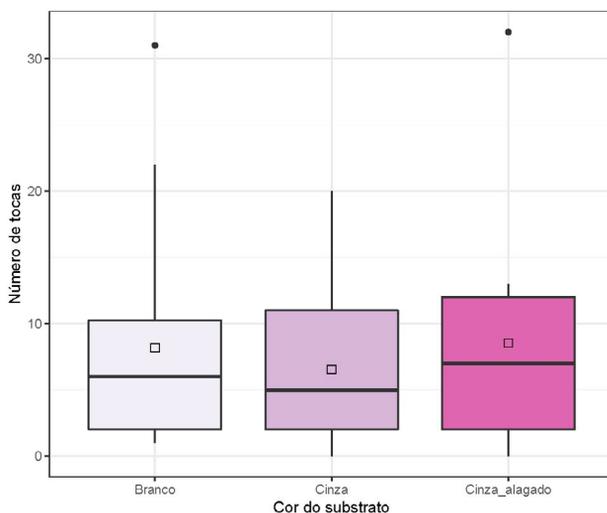
Figura 8 - Número de tocas de caranguejos do gênero *Uca* em relação ao sombreamento. Traços horizontais e quadrados centrais do box plot representam a mediana e a média do número de tocas, respectivamente. Pontos e traços verticais representam os valores máximos e mínimos.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Da mesma forma, substratos com diferentes colorações não influenciaram na presença de tocas, apresentando valores semelhantes. Solos brancos apresentaram valor médio de número de tocas de $8,2 \pm 2$ (média \pm desvio padrão), solos cinzas apresentaram valor de $6,5 \pm 1$ (média \pm desvio padrão) e solos cinzas alagados apresentaram valor médio de tocas de $8,5 \pm 2,8$ (média \pm desvio padrão).

Figura 9 - Número de tocas de caranguejos do gênero *Uca* em relação a substratos com diferentes condições de matéria orgânica, representados a partir de diferentes colorações do solo. Solos brancos apresentavam indicativos de menor quantidade de matéria orgânica e umidade, além de menor cobertura de vegetação. Traços horizontais e quadrados centrais do box plot representam a mediana e a média do número de tocas, respectivamente. Pontos e traços verticais representam os valores máximos e mínimos.



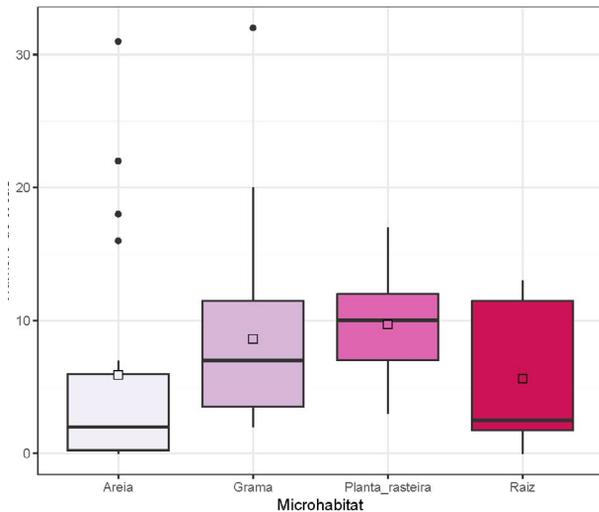
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Portanto, a quantidade e efeito de matéria orgânica do solo, analisada a partir da coloração do solo, não mostrou efeito no número de tocas da área de estudo (Figura 9).

O número de tocas, considerando os tipos de microhabitats areia, grama, herbácea rasteira e raiz, apresentaram valores similares. Os valores médios e de desvios padrão para areia, grama, herbácea e raízes foram, respectivamente, $6 \pm 1,8$

(média \pm desvio padrão), $8,6 \pm 1,5$ (média \pm desvio padrão), $9,7 \pm 1,8$ (média \pm desvio padrão), $5,6 \pm 2$ (média \pm desvio padrão). Apesar disso, ocorreu grande variação no ambiente arenoso e com gramínea, os quais apresentaram até 30 tocas. Solos com presença de gramas e herbáceas rasteiras foram os microhabitats que apresentaram maiores médias do número de tocas, corroborando com os resultados descritivos sobre a presença de vegetação (Figura 10).

Figura 10 - Número de tocas de caranguejos do gênero *Uca* em diferentes microhabitats de areia, grama, planta rasteira e raízes de *Rhizophora mangle*. Traços horizontais e quadrados centrais do box plot representam a mediana e a média do número de tocas, respectivamente. Pontos e traços verticais representam os valores máximos e mínimos.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

O melhor modelo de regressão múltipla para explicar a variação na quantidade de tocas em relação aos fatores analisados foi o modelo que relacionou a quantidade de tocas com a distância da parcela ao corpo d'água e o microhabitat encontrado. O modelo indicou significativa influência desses dois fatores com a quantidade de galerias de *Uca* spp. De acordo com os coeficientes, a variável distância da água apresentou uma relação inversamente proporcional com a quantidade de tocas ($p = 0.0001656$) enquanto que os microhabitats de areia e herbáceas apresentaram uma relação direta ($p=0.0032195$) em relação ao microhabitat de raízes (Tabela 1).

Tabela 1 - Resultados estatísticos do modelo de regressão para a relação do número de tocas de caranguejos do gênero *Uca* com a distância de corpos de água e com microhabitats de areia, herbáceas rasteiras e gramas.

	Estimate	Std. Erro	t value	P
(Intercept)	5.6250	2.1053	2.672	0.009905 **
Distância	-1.0041	0.1906	-5.269	2.36e-06 ***
Areia	10.2790	3.1052	3.310	0.001650 **
Rasteira	10.5439	3.3164	3.179	0.002424 **
Gramas	11.1034	2.8894	3.843	0.000317 ***

Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

Existem áreas específicas para construção de tocas por caranguejos do gênero *Uca*, e os habitats selecionados estão de acordo com diferentes condições ambientais. No geral, os dados sugerem que esses animais apresentam mais atividade para construção de tocas em áreas próximas a locais alagados em detrimento de áreas distantes de corpos de água. Sendo assim, pode-se inferir que esses animais ocorrerão em maior abundância em áreas mais próximas aos corpos de água (mais úmidas). Além disso, foi observado também que existe uma maior associação desses animais aos microhabitats de areia e herbácea rasteira nas áreas não alagáveis, em relação aos ambientes de raízes das áreas alagáveis. A partir desse resultado, infere-se que, embora esses organismos sejam dependentes do ambiente aquático, a heterogeneidade das áreas não alagáveis também pode ter influenciar no comportamento de construção de tocas desses animais, por exemplo, áreas menos úmidas podem conter vegetação e isso determinar a construção de tocas nesse ambiente

As tocas apresentam uma grande importância para várias espécies do gênero *Uca*. Eles são utilizados como refúgio de predadores, nos comportamentos de corte e reprodução e, principalmente são utilizadas para manter a brânquias úmidas durante os períodos de maré baixa (WOLFRATH, 1992). A dependência de água para manutenção fisiológica de sua

respiração, pode ser um fator decisivo para que as áreas mais próximas aos corpos de água sejam utilizadas como áreas preferenciais para a construção das galerias desses organismos.

A alimentação dos chama-marés geralmente é realizada fora das tocas e durante a maré baixa, o que deixa os caranguejos expostos à predação. Sendo assim, microhabitats que promovam maior proteção, diminuam a exposição desses animais e, conseqüentemente, diminuam as taxas de predação, podem também ser preferencialmente escolhidas para a elaboração de suas galerias. Microhabitats de plantas herbáceas podem apresentar, para esses animais, exatamente essas características, o que explica as maiores quantidades médias de tocas registradas nesses ambientes, mesmo que mais distantes da água. Apesar disso, o efeito da vegetação pode co-variá com outras variáveis não analisadas no presente estudo, como por exemplo, elevação do terreno e a distância da água na modulação da preferência dos caranguejos.

Os estudos existentes sobre os caranguejos *Uca* têm chamado atenção para a influência de fatores abióticos na distribuição desses animais (MOUTON; FELDER, 1996; KOCK, 2005). No presente estudo, foi evidenciado que as áreas mais próximas a locais alagados e com a presença de vegetação herbácea, apresentam as maiores atividades para construção das tocas, sendo considerados então condições importantes na determinação da distribuição das tocas desses organismos.

Agradecimentos

Agradecemos ao professor Franco e à professora Juliana pelas contribuições valiosas. À Mayara pela ajuda no delineamento amostral e construção da hipótese e a Kelly pela ajuda contínua e pelo pensamento crítico. Aos demais colegas, pelo apoio e aos funcionários da SAMISA pelo acolhimento e manutenção da estrutura que nos possibilita pesquisar.

Referências

- AMARAL, R. F. *et al.* **Diagnóstico Ambiental da Área de Uso Turístico Intensivo (AUTI) no Parracho de Maracajaú**. Natal: IDEMA-RN, 2005. p. 128. Relatório Interno.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.
- ASPEY, W. P. Fiddler Crab Behavioral Ecology : burrow density in *Uca pugnax* (Smith) and *Uca pugilator* (Bosc) (Decapoda Brachyura). **Crustaceana**, [S. l.], v. 34, n. 3, p. 235–244, 1978.
- CAMILLERI, J. Leaf choice by crustaceans in a mangrove forest in Queensland. **Marine Biology**, [S. l.], v. 102, p. 453-459, 1989.
- CHRISTY, J. H. Burrow structure and use in the sand fiddler crab, *Uca pugilator* (Bosc). **Animal Behaviour**, [S. l.], v. 30, n. 3, p. 687–694, 1982
- IMBERT, D.; ROUSTEAU, A.; SCHERRER, P. Ecology of mangrove growth and recovery in the Lesser Antilles: state of knowledge and basis for restoration projects. **Restoration Ecology**, [S. l.], v. 8, n. 3, p. 230–236, 2000.
- KOCK, N. Media richness or media naturalness? The evolution of our biological communication apparatus and its influence on our behavior toward E-communication tools. **EEE Transactions on Professional Communication**, [S. l.], v. 48, n. 2, p. 117-130, jun. 2005.
- MAUTZ, B; JENNIONS, M. D. The effect of competitor presence and relative competitive ability on male mate choice. **Behaviour Ecology**, [S. l.], v. 22, n.4, p. 769-775, may. 2001.
- MEDINA, E. **Mangrove Physiology: the challenge of salt, heat, and light stress under recurrent flooding**. [S. l: s. n.], 1999. p. 109–126.

MOUNTON, E. C.; FELDER, D. L. Burrow distributions and population estimates for the fiddler crabs *Uca spinicarpa* and *Uca longisignalis* in a Gulf of Mexico salt marsh. **Estuaries**, [S. l.], v. 19, p. 51-61, mar. 1996

NORDHAUS, I.; WOLFF, M.; DIELE, K. Litter processing and population food intake of the mangrove crab *Ucides cordatus* in a high intertidal forest in northern Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [S. l.], v. 67, n. 1-2, p. 239-250, 2006.

ODUM, W. E.; HEALD, E. J. Trophic Analyses of an Estuarine Mangrove Community. **Bulletin of Marine Science**, [S. l.], v. 22, n.3, p. 671-738, sep. 1972.

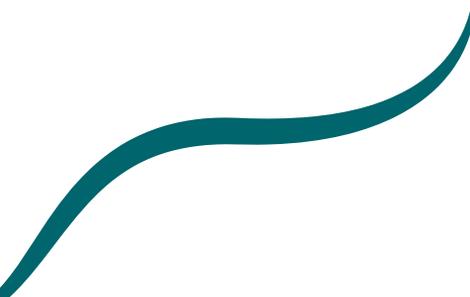
ROSENBERG, M. S. The Systematics and Taxonomy of Fiddler Crabs: a Phylogeny of the Genus *Uca*. **Journal of Crustacean Biology**, [S. l.], v. 21, n. 3, p. 839-869, 2001.

SANTOS, L.C. *et al.* Agonistic interactions in the male fiddler crab *Uca leptodactyla* Rathbun, 1898 at varying densities. **Crustaceana**, [S. l.], v. 88, n. 6, p. 625-640, 2015.

WOLFRATH, B. Burrowing of the fiddler crab *Uca tangeri* in the Ria Formosa in Portugal and its influence on sediment structure. **Marine Ecology Progress Series**, [S. l.], v. 85, n. 1, p. 237-243, 1992.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. London, England: Prentice-Hall International, 1996.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**, [S. l.], v. 1, n. 1, p. 3-14, 2009.



Interferência de compostos secundários na herbivoria sofrida por espécie de macrófita aquática

Alves W. F.
Coelho F. E.
Favero I. T.

Resumo

As características morfológicas das plantas e seu estágio de desenvolvimento podem afetar a ação dos herbívoros. Nesse contexto, as macrófitas aquáticas também são alvo de herbivoria por diferentes grupos de animais. Nosso objetivo foi verificar a influência da coloração e do tamanho das folhas da macrófita *Nymphaea* sp. sobre a taxa de visitação de insetos e herbivoria. Para tanto, durante um período de 3 minutos, contabilizamos a visitação por insetos em 25

pares de folhas verdes e roxas presentes no local de estudo. Também medimos o diâmetro e a proporção de área herbivorada de todas as folhas coletadas. Por fim, avaliamos extratos alcóolicos de folhas das duas colorações. Nossos resultados revelaram que não existe uma seleção visual por parte dos insetos para a visitação, no entanto, a cor da folha exerceu influência sobre a herbivoria, sendo folhas verdes as mais herbivoradas. A diferena na colorao dos extratos alcóolicos revelou a existência de diferentes compostos químicos nos dois tipos de folhas. O diâmetro não exerceu influência na herbivoria sofrida por folhas de *Nympheae* sp. Tendo em vista que a visitao não difere entre folhas das duas colorao, a maior herbivoria em folhas verdes e a existência de compostos químicos diferentes dependendo da colorao,   possível que compostos químicos apresentem uma funo de defesa em *Nympheae* sp. contra a herbivoria.

Palavras-chave: *Nympheae* sp.; Compostos fenólicos; Colorao; Invertebrados Terrestres.

Introduo

As características morfológicas das plantas e seu estágio de desenvolvimento podem afetar a ao dos herbívoros, com consequências contrastantes sobre os vegetais (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Por exemplo, alguns insetos herbívoros são menos eficientes na assimilao de energia

para o seu crescimento e por isso, necessitam consumir uma quantidade maior de biomassa vegetal em comparação aos mais eficientes (GAVLOSKI; LAMB, 2000). Além disso, as concentrações mais altas de proteínas vegetais são encontradas em tecidos de crescimento, como: meristemas das gemas e axilas foliares (RAVEN; EVERT; EICHHORN, 2014). A pressão seletiva exercida por essa interação estimulou o desenvolvimento de várias estratégias de defesas físicas e químicas nas plantas, especialmente nos tecidos vegetais mais susceptíveis à herbivoria (PARÉ; TUMLINSON, 1999; RICKLEFS, 2013).

Assim como os produtores primários terrestres, macrófitas aquáticas também são alvo de predação por diferentes grupos de animais herbívoros (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007), fenômeno que pode ser observado nas espécies do gênero *Nymphaea* (ninfeias). Ninfeias são plantas vasculares com rizomas que se fixam no fundo de corpos d'água e apresentam uma parte aérea composta por folhas flutuantes (JUDD *et al.*, 2009). As folhas localizadas nas proximidades das zonas litorâneas dos corpos d'água podem apresentar taxas de herbivoria maiores que as localizadas nas zonas limnética (COELHO *et al.*, 2019), um provável indicativo do efeito acumulativo da herbivoria por organismos aquáticos e terrestres. Um dos principais grupos de herbívoros terrestre são os insetos, que apresentam uma grande diversidade taxonômica e ampla distribuição (RICKLEFS, 2013). Muitos desses

animais são capazes de alcançar macrófitas aquáticas para se alimentar e em seguida retornar para o ambiente terrestre. Dentre os insetos, os principais grupos predadores do gênero *Nymphaea* são Coleoptera e larvas de Lepidoptera (KOUKI, 1991; ROSENTHAL *et al.*, 2005; CHERRY; GOUGH, 2009).

Por muito tempo as relações entre macrófitas aquáticas e herbívoros foi negligenciada. Embora defesas físicas contra herbivoria não sejam comumente encontradas, como no caso das ninfeias, sabe-se que, assim como as plantas terrestres, essas espécies apresentam defesas químicas. O principal grupo de compostos secundários encontrados em macrófitas aquáticas são os compostos fenólicos, que apresentam uma correlação negativa com a preferência pelos herbívoros (LODGE, 1990). Alguns compostos fenólicos, como as antocianinas, são responsáveis pela pigmentação de tons azuis, violeta e vermelho nos tecidos vegetais (ABE *et al.*, 2007). Algumas espécies do gênero *Nymphaea* apresentam variação fenotípica na coloração de suas folhas, variando entre o verde e o roxo (COELHO *et al.*, 2019), o que pode afetar a relação entre essas espécies e insetos herbívoros.

Diante do que foi exposto, o objetivo do presente estudo foi verificar a influência da coloração e do tamanho das folhas da macrófita *Nymphae* sp. sobre a taxa de visitação de insetos e de herbivoria. Nós testamos cinco hipóteses-chave. Em primeiro lugar, hipotetizamos que a cor da folha influencia a taxa de visitação de insetos. Nesse contexto, assumindo que

folhas roxas tornam insetos visitantes (independente do hábito alimentar ou ordem) mais expostos a predadores devido ao contraste de cores, esperávamos que as folhas verdes fossem mais visitadas do que as roxas, fato que facilita a visualização por predadores. Em segundo lugar, testamos a hipótese de que a cor da folha diferiria com o tamanho. As folhas roxas seriam menores, pois seriam mais jovens do que as verdes. Terceiro lugar, hipotetizamos que a cor das folhas afeta a herbivoria, pois a coloração roxa pode ser um indicativo da presença de compostos químicos secundários. Por último, testamos se o tamanho da folha afeta a herbivoria. Esperávamos que as folhas maiores tivessem uma maior chance de serem encontradas por herbívoros. Por fim, testamos se a coloração das folhas difere devido à presença de compostos químicos secundários, que podem atuar como defesas químicas contra herbívoros.

Material e Métodos

Coleta de Dados

O trabalho foi realizado na Fazenda Samisa-UFRN, localizada no município de Extremoz-RN (Figura 1). A fazenda possui uma área de 14 hectares, com ambientes lacustres formados a partir de tanques de cultivo de camarão desativados. A lagoa amostrada apresenta formato retangular, medindo cerca de 6 metros de largura e foi selecionada pela presença da espécie alvo (Figura 2), *Nymphæae* sp., que apresenta folhas

de duas colorações: roxo e verde. Realizamos as coletas em pares de folhas, uma roxa e uma verde, a uma distância limite de um metro da margem.

Figura 1 - Vista aérea de parte da Fazenda SAMISA – UFRN, no Município de Extremoz-RN.



Fonte: Google Earth (2019).

Figura 2 - Lagoa onde foi realizada a coleta de *Nymphaea* sp. na Fazenda SAMISA – UFRN, Extremoz-RN.



Fonte: Fazenda SAMISA

Para coleta dos dados de visitação das folhas por insetos, após 1 min de habituação, realizamos observações de 3 min em um par de folhas focais (uma folha de cada cor) com aproximadamente a mesma distância da borda. Cada vez que um inseto tocou a superfície da folha, nós contabilizamos uma visitação, independente do tempo de permanência e da identificação individual do inseto. Para cada observação, registramos a cor da folha, o número de visitas e, quando possível, a identificação taxonômica, a nível de ordem do inseto visitante. Após cumprimento do tempo de observação, coletamos cada par e armazenamos as folhas para análises posteriores.

Em laboratório, medimos o diâmetro das folhas com o auxílio de uma trena. Para estimar a porcentagem de área foliar herbivorada, nós dividimos a área de cada folha em quatro setores, cada um correspondendo a 25% da área foliar total. Analisamos cada setor individualmente para obter uma estimativa da porcentagem herbivorada de cada folhas.

Devido a limitação das ferramentas disponíveis e do tempo, utilizamos um par de amostras (uma folha verde e uma folha roxa) para produzir extratos alcoólicos das folhas de *Nymphaea* sp. e verificar a presença de compostos químicos diferentes. Fragmentamos as folhas que foram submetidas à 100ml de álcool 70% em Erlenmeyer de 125 ml de volume total. Após 5 minutos, fizemos uma avaliação qualitativa dos extratos observando a olho nu se a cor diferiu entre os dois tipos de folha.

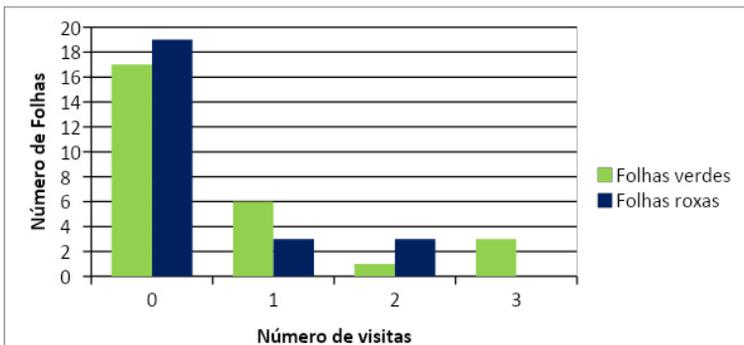
Análise de Dados

Avaliamos a homocedasticidade, a normalidade e a presença de outliers nos dados coletados. A visitação de insetos foi explorada apenas através da estatística descritiva devido a quantidade de zeros que impossibilitou a realização de análises quantitativas. Utilizamos Teste t para avaliar se folhas verdes e roxas diferem em diâmetro e na proporção da área foliar herbivorada. Também realizamos uma Regressão Linear para avaliar se a cor das folhas varia com o tamanho. Todas as análises foram realizadas no programa R versão 3.6.0.

Resultados

Registramos a visitação de insetos em 25 folhas verdes e 25 roxas de *Nymphæae* sp. Observamos 20 visitas em 14 folhas, das quais 6 eram roxas e 8 verdes (Figura 3). Identificamos indivíduos da ordem Hemíptera (N=2), Diptera (N=6), Coleoptera (N=1) e Orthoptera (N=3). Não conseguimos identificar as ordens que realizaram as demais visitas.

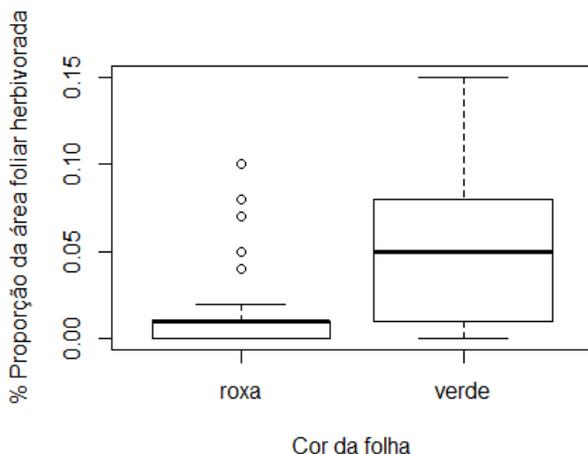
Figura 3 - Gráfico de frequência do número de visitas em folhas verdes e roxas de *Nymphæae*.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Folhas roxas e verdes possuem tamanhos semelhantes (Diâmetro = 1 3.23cm, $dp = 2.7$; $t = -1.2317$, $df = 47.43$, $P = 0.2$). No entanto, folhas roxas têm menor área foliar herbivorada ($t = -3.1309$, $df = 41.003$, $P = 0.003$; Figura 4). Além disso, folhas maiores não são mais herbivoradas ($df = 48$, $F = 0.29$, $r^2 = -0.01$, $P = 0.5$).

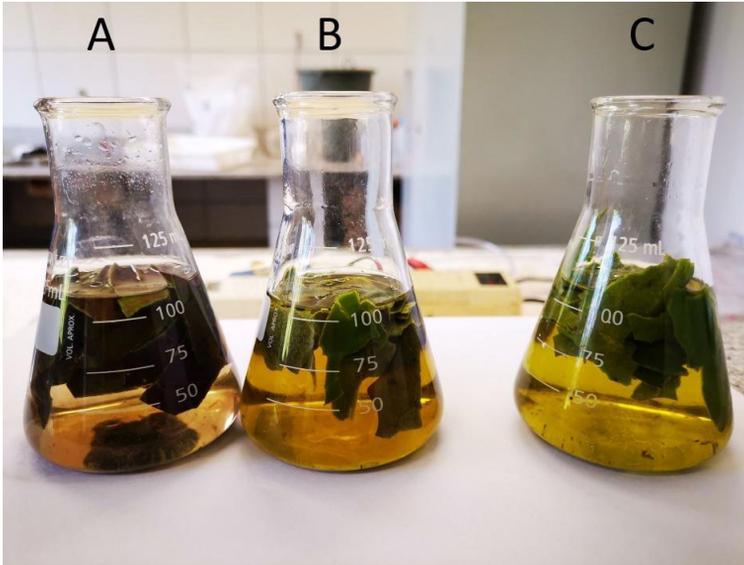
Figura 4 - Boxplot da proporção da área foliar herbivorada em folhas de cor roxa e verde de *Nymphaea*.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Os extratos alcóolicos analisados diferiram em cor (Figura 5). Enquanto o extrato de folhas verdes apresentou coloração esverdeada, o extrato de folhas roxas foi inicialmente roxo, tornando-se verde com o tempo. Apesar da mudança de coloração, o extrato de folhas roxas possuía tonalidade de verde mais escuro quando comparado ao extrato verde.

Figura 5 - Figura 5. Extratos alcóolicos de folhas roxas (A e B) e folha verde (C) de *Nymphaea*. A e B diferem quanto ao tempo o qual a folha foi submetida ao extrato. Enquanto A exibe a cor no momento exato do preparo, B exibe a cor após 5 minutos.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

As folhas de *Nymphaea* sp. apresentam dois tipos de cor: verde e roxa. As folhas das duas colorações são igualmente visitadas por invertebrados terrestres e possuem tamanho similar. No entanto, folhas roxas são menos herbivoradas que as verdes e possuem compostos químicos diferentes. A herbivoria sofrida pelas folhas maiores não difere da sofrida por folhas de menor tamanho. Dado que as folhas das duas

colorações não diferem em tamanho nem visitação, outras variáveis (i.e. compostos químicos ou rigidez) podem explicar a diferença na herbivoria sofrida.

Na natureza, colorações diferentes podem ter diversas implicações ecológicas, como por exemplo, atrair a atenção de polinizadores ou alertar perigo (i.e. aposematismo) (OBERRATH; BÖHNING-GAESE, 1999; RUXTON, SPEED; BROOM, 2007; BRABY; NISHIDA, 2010; COONEY *et al.*, 2012). Por outro lado, a coloração pode levar ao aumento da susceptibilidade à predação, quando presas possuem cores contrastantes com o substrato (LEV-YADUN *et al.*, 2004; KARAGEORGOU; MANETAS, 2006). Por esse motivo, esperávamos que houvesse diferença na frequência de visita às folhas de *Nymphaea* sp., independentemente do nível trófico ou ordem do inseto visitantes. No entanto, a similaridade na frequência de visitas, pode indicar que não existe uma seleção visual por parte de insetos devido à vulnerabilidade à predação. Devido ao tempo hábil para execução do estudo, realizamos observações apenas no período da manhã e por isso não podemos descartar a possibilidade de que em outros turnos ocorra diferença na visitação.

Apesar de não haver diferença entre a frequência de visitação, a taxa de herbivoria menor em folhas roxas pode ser um indicativo da ação de outro mecanismo de defesa da planta. Plantas apresentam diversas formas de defesas químicas

constitutivas e/ou induzidas, que reduzem a eficiência da herbivoria (PARÉ; TUMLINSON, 1999). A coloração da folha roxa de *Nymphaea* sp. pode ser apenas um subproduto de compostos secundários envolvidos na defesa da planta. Ainda, a dureza das folhas poderia explicar a diferença na herbivoria. Entretanto, as folhas de colorações diferentes apresentam dureza semelhante (observação pessoal) e acreditamos que esta seja a alternativa menos provável, dado que folhas jovens, como as folhas roxas, geralmente são menos rígidas.

A coloração roxa em tecidos vegetais geralmente se deve à pigmentação por antocianinas, que são uma classe de compostos fenólicos, resultantes do metabolismo secundário das plantas (ABE *et al.*, 2007). A presença de compostos fenólicos em macrófitas aquáticas e em outras plantas é reconhecida por exercer um efeito de redução na seleção dessas plantas por herbívoros (LODGE, 1990; KARAGEORGOU; MANETAS, 2006), relação que pode explicar os resultados encontrados. Como evidenciado na coloração das folhas e no extrato alcoólico, as folhas roxas apresentam compostos químicos diferentes das folhas verdes. No entanto, novos testes são necessários para avaliar se tais compostos realmente se tratam de antocianinas e se exercem efeito na redução da herbivoria sofrida por *Nymphaea* sp.

A variação na concentração de pigmentos de cor roxa nas folhas de *Nymphaea* sp. pode estar relacionada ao estágio de

vida das folhas, onde as concentrações podem ser maiores em folhas jovens. Semelhante ao observado por Karageorgou & Manetas (2006) em um estudo com a espécie *Quercus coccifera*, onde suas folhas verdes são mais maduras do que as de tons avermelhados que são mais jovens e possuem um maior acúmulo de antocianinas. Apesar de não termos encontrado diferenças de tamanho entre folhas verdes e roxas, isso não significa que ambas estejam no mesmo estágio de desenvolvimento. A variação no tamanho foliar pode estar relacionada com questões ambientais, tais como disponibilidade de nutrientes e radiação solar (RICKLEFS, 2013). A similaridade na herbivoria entre diferentes tamanhos de folha pode estar relacionada com a proximidade da borda, onde a herbivoria é mais intensa do que na zona limnética (COELHO *et al.*, 2019). É provável que folhas maiores sejam mais herbivoradas em locais onde essa interação é menos intensa.

Este estudo contribui para a compreensão das relações ecológicas entre macrófitas aquáticas e invertebrados. Podemos inferir que compostos químicos apresentam uma função de defesa em *Nymphaea* sp. contra a herbivoria, que prevalece sobre o sinal visual. A identificação de quais compostos e de que maneira atuam contra a herbivoria permanece desconhecida e merece mais investigação.

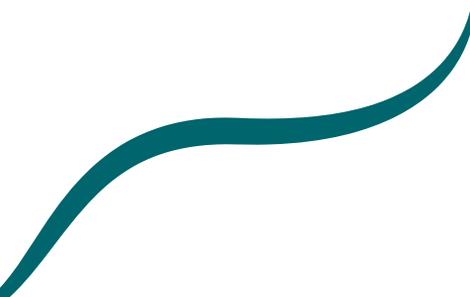
Agradecimentos

Agradecemos a Maiara pelas dicas e pelo apoio. Também agradecemos a professora Juliana pelo apoio no delineamento amostral, análises estatísticas e sugestões. Por fim, agradecemos ao professor Franco pela ajuda na produção dos extratos alcóolicos.

Referências

- ABE, A. L. T. *et al.* Compostos fenólicos e capacidade antioxidante de cultivares de uvas *Vitis labrusca* L. e *Vitis vinifera* L. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Campinas, v. 27, n. 2, p. 394-400, 2007.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia**: indivíduos a ecossistemas. 4. ed. São Paulo: Artmed, 2007.
- BRABY, M. F.; NISHIDA, K. The immature stages, larval food plants and biology of Neotropical mistletoe butterflies (Lepidoptera: Pieridae). II. The *Catasticta* group (Pierini: Aporiina). **Journal of Natural History**, [S. l.], v. 44, n. 29-30, p. 1831-1929, 2010.
- CHERRY, J. A.; GOUGH, L. Trade-offs in plant responses to herbivory influence trophic routes of production in a freshwater wetland. **Oecologia**, [S. l.], v. 161, n. 3, p. 549-557, 2009.
- COELHO, F. A. *et al.* **Macrófitas aquáticas**: existe relação entre herbivoria e isolamento?. Extremoz: Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2019. Relatório de Curso de Campo. Programa de Pós-Graduação em Ecologia.
- COONEY, L. J. *et al.* Red leaf margins indicate increased polygodial content and function as visual signals to reduce herbivory in *Pseudowintera colorata*. **New Phytologist**, [S. l.], v. 194, n. 2, p. :488–497, 2012.
- GAVLOSKI, J. E.; LAMB, R. J. Specific impacts of herbivores: comparing diverse insect species on young plants. **Environmental Entomology**, [S. l.], v. 29, n. 1, p. 1–7, 2000.
- JUDD, W. S. *et al.* **Sistemática Vegetal**: um enfoque filogenético. 3. ed. São Paulo: Artmed, 2009.

- KARAGEORGOU, P.; MANETAS, Y. The importance of being red when young: anthocyanins and the protection of young leaves of *Quercus coccifera* from insect herbivory and excess light. **Tree Physiology**, [S. l.], v. 26, n. 5, p. 613– 621, 2006.
- KOUKI, J. Small-scale distributional dynamics of the yellow water-lily and its herbivore *Galerucella nymphaeae* (Coleoptera: Chrysomelidae). **Oecologia**, [S. l.], v. 88, n. 1, p. 48-54, 1991.
- LEV-YADUN, S. *et al.* Plant coloration undermines herbivorous insect camouflage. **BioEssays**, [S. l.], v. 26, n. 10, p. 1126–1130, 2004.
- LODGE, D. M. Herbivory on freshwater macrophytes. **Aquatic botany**, [S. l.], v. 41, n. 1-3, p. 195-224, 1990.
- OBERRATH, R.; BÖHNING-GAESE, K. Floral color change and the attraction of insect pollinators in lungwort (*Pulmonaria collina*). **Oecologia**, [S. l.], v. 121, n. 3, p. 383-391, 1999.
- PARÉ, P. W.; TUMLINSON, J. H. Plant Volatiles as a Defense against Insect Herbivores. **Plant Physiology**, [S. l.], v. 121, n. 2, p. 325-331, 1999.
- RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. **Biologia Vegetal**. 8. ed. Campo Grande, RJ: Guanabara Koogan, 2014.
- RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 6. ed. Campo Grande, RJ: Guanabara Koogan, 2013.
- ROSENTHAL, S. K. *et al.* Comparing macrophyte herbivory by introduced Louisiana crayfish (*Procambarus clarkii*) (Crustacea: Cambaridae) and native Dytiscid beetles (*Cybister tripunctatus*) (Coleoptera: Dytiscidae), in Kenya. **African Journal of Aquatic Science**, [S. l.], v. 30, n. 2, p. 157-162, 2005.
- RUXTON, G. D.; SPEED, M. P.; BROOM, M. The importance of initial protection of conspicuous mutants for the coevolution of defense and aposematic signaling of the defense: a modeling study. **Evolution**, [S. l.], v. 61, n. 9, p. 2165–2174, 2007.



O camarão *Pseudopalaemon* sp. seleciona habitats mais complexos?

*Favero I. T.
Lopes, L. C.
Souza, L. R.*

Resumo

A complexidade estrutural de ambientes aquáticos tem relação direta com a oferta de abrigos que podem servir de refúgio contra predadores. Em lagos, macrófitas e macroalgas que ocupam o corpo d'água podem promover essa complexidade ao habitat, sendo que macroalgas submersas oferecem maior complexidade quando comparadas à macrófitas flutuantes, devido ao desenvolvimento em agregados e sua complexidade estrutural. Camarões são um exemplo do uso desses habitats para proteção e alimentação. Sendo assim, nosso objetivo foi investigar a influência da complexidade de habitat na

densidade do camarão *Pseudopalaemon* sp., a partir da comparação entre macroalgas e macrófitas. Coletamos macrófitas e macroalgas em um lago da fazenda SAMISA (Extremoz/RN), assim como os camarões associados. Contabilizamos a densidade de camarões por grama de biomassa de vegetação associada aos dois habitats. Ainda, em laboratório realizamos um experimento de seleção de habitat, simulando o ambiente natural da espécie utilizando a água turva advinda do lago habitado pelos animais. Nossas análises mostraram que os camarões foram mais abundantes nas macroalgas submersas, que oferecem uma maior complexidade de hábitat, do que nas macrófitas flutuantes. No entanto, os resultados experimentais demonstram que o camarão não seleciona nenhum dos dois tipos de habitats, esse fato pode ter sido influenciado pela turbidez da água, que por sua vez diminui a visibilidade. Estudos já realizados apontam uma seleção de habitats mais complexos em ambientes de águas claras, devido à oferta de refúgio contra predação; o mesmo não foi visto em águas turvas, onde a baixa visibilidade parece diminuir a importância dos refúgios. Portanto, concluímos que em águas turvas, como a vista no presente estudo, a complexidade do habitat não exerce influência sobre a seleção do habitat do camarão *Pseudopalaemon* sp. e a maior abundância de animais associados à macroalgas submersas reflete o hábito alimentar detritívoro da espécie, uma vez que essas acumulam mais matéria orgânica em sua estrutura.

Palavras-chave: Camarão de água doce; Seleção de hábitat; Turbidez.

Introdução

A complexidade estrutural dos habitats é um dos fatores que guia as interações ecológicas (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Em ambientes aquáticos, macrófitas aquáticas possuem um papel importante na estruturação e aumento da complexidade ambiental (CARPENTER; LODGE, 1986; JEPPESEN *et al.*, 1997), especialmente para a comunidade de macroinvertebrados (GALLARDO *et al.*, 2017). Elas oferecem aos animais abrigos físicos, diminuindo assim a eficiência dos predadores em capturar suas presas. Macrófitas flutuantes podem oferecer refúgios da luminosidade, diminuindo visibilidade. Já macrófitas submersas, por sua vez, fornecem maior oferta de abrigo, pelo desenvolvimento agregado e sua complexidade estrutural.

Nesses ambientes, a estrutura e complexidade do habitat dependem da forma, tamanho, densidade e volume das macrófitas (SCHRIVER *et al.*, 1995; LAURIDSEN; LODGE, 1996; BURKS; JEPPESEN; LODGE, 2001; NURMINEN; HORPPILA, 2002). Essas características influenciam a disposição de refúgios e alimento, podendo assim causar mudanças na riqueza e abundância da fauna associada a esses habitats. Contudo, fatores como a turbidez da água, que podem afetar

a preferência e escolha por habitats mais complexos ou não (TEIXEIRA-DE-MELLO *et al.*, 2016).

Um dos principais representantes da fauna associada nesses sistemas é o camarão, um organismo de hábito alimentar onívoro ou detritívoro e com ampla distribuição, habitando a comunidade bentônica, a coluna d'água e/ou plantas aquáticas (COLLINS; WILLINER; GIRI, 2004). Fatores bióticos e abióticos, como a vegetação aquática, disponibilidade de alimento e a abundância de predadores podem modular a abundância desses indivíduos em seu habitat e têm sido alvo de diversos estudos que visam compreender a ecologia desses animais (COLLINS; WILLINER; GIRI, 2004). Um gênero de camarão que é endêmico da América do Sul e estritamente dulcícola é o *Pseudopalaemon*, comumente associado a macrófitas (MANTELATTO *et al.*, 2016). Estudos anteriores já compararam características populacionais de uma espécie de *Pseudopalaemon* em relação à diferentes composições e abundâncias de macrófitas (CARNEVALI; COLLINS; NEIFF, 2012), porém não se analisou diretamente a influência da complexidade estrutural das macrófitas sobre espécies desse gênero.

Assim, buscamos investigar a influência da complexidade de habitat na densidade de uma espécie de camarão do gênero *Pseudopalaemon*, a partir da comparação entre macrófitas submersas e flutuantes. Hipotetizamos que a abundância de camarão é influenciada pela complexidade. Com base na

literatura, consideramos que a macrófita submersa apresenta uma estrutura mais complexa e com maior oferta de abrigo e alimento (GRENOUILLET; PONT; SEIP, 2002), e esperamos assim que a abundância de camarões seja maior no habitat mais complexo (GALLARDO *et al.*, 2017). Para testar se ocorre de fato uma seleção de habitat por *Pseudopalaemon* sp., realizamos um experimento de seleção controlado em laboratório. Hipotetizamos que os camarões selecionam com maior frequência o habitat mais complexo, representado pela macrófita submersa.

Material e Métodos

Área de estudo

Realizamos o estudo na Fazenda SAMISA-UFRN, no município de Extremoz-RN (Figura 1), próximo ao rio Ceará-Mirim. A fazenda possui uma área de 14 hectares e contém lagos formados por tanques de cultivo de camarão desativados. A lagoa amostrada tem formato quadrangular, medindo cerca de 900 m² (Figura 2) e foi selecionada por apresentar uma espécie de macrófita flutuante do gênero *Nymphaeae* e uma espécie de macrófita submersa do gênero *Ceratophyllum*. Realizamos as coletas em pontos distantes da borda em que as duas espécies ocorriam próximas; coletamos aos pares.

O camarão *Pseudopalaemon* sp. seleciona habitats mais complexos?

Figura 1 - Vista aérea de parte da Fazenda SAMISA – UFRN, no Município de Extremoz-RN.



Fonte: Google Earth (2019).

Figura 2 - Lagoa onde foi realizada a coleta da *Nymphaea* sp, *Ceratophyllum* sp. e camarões associados, na Fazenda SAMISA – UFRN, Extremoz-RN.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Coleta de Dados

Para a coleta de camarões *Pseudopalaemon* sp. (Figura 3) e macrófitas (Figura 4), realizamos um arrasto perpendicular ao solo, sem revolver o substrato e com o auxílio de peneiras de 50 cm de largura por 70 cm de comprimento. Cortamos próximo ao substrato as macrófitas ou macroalgas que se encontravam dentro o perímetro da peneira e as coletamos junto com o arrasto. O conteúdo das peneiras foi lavado no lago para retirada do excesso de sedimento, quando necessário.

Em seguida lavamos as peneiras com o auxílio de uma pisseta para remover completamente o conteúdo e transferi-lo para bandejas plásticas. Na sequência o conteúdo foi armazenado em sacos plásticos etiquetados.

Figura 3 - Exemplar de *Pseudopalaemon* sp. adulto coletado em lagoa da Fazenda SAMISA, Extremoz-RN.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 4 - A) Macrófita submersa do gênero *Ceratophyllum*, representando o habitat complexo B) Macrófita do gênero *Nymphaea*, representando o habitat simples.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Em laboratório, lavamos as amostras individualmente em água corrente com o uso de uma peneira e filtro para remoção do sedimento remanescente. Então, transferimos o material para uma bandeja e triamos. Removemos da amostra todos os camarões, depositamos em postes plásticos e contamos os indivíduos. Para contabilizar a densidade de animais e controlar a abundância de cada réplica de acordo com a biomassa úmida (indivíduos/grama), as macrófitas foram secadas e posteriormente pesadas.

Experimento de Seleção de Habitat

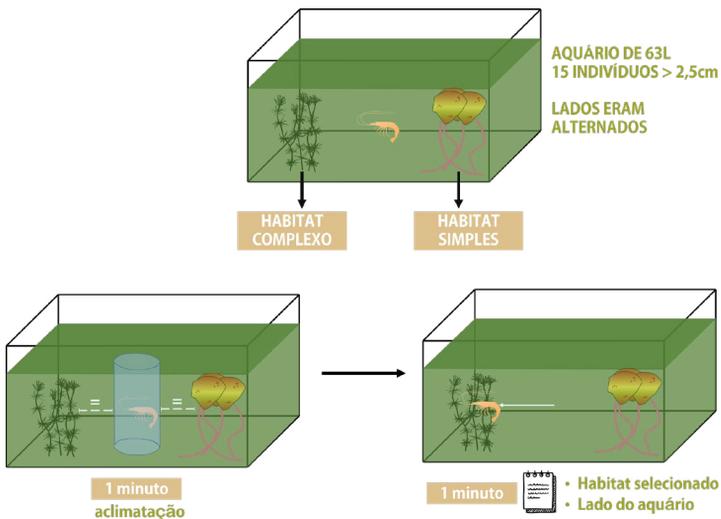
Para o experimento de seleção de habitat, exemplares do *Pseudopalaemon* sp. foram coletados por busca ativa com o auxílio da mesma peneira de 50x70 cm. Transferimos os animais capturados para uma garrafa de 500 ml e os transportamos até o laboratório, onde os animais foram mantidos em um aquário de espera com água do lago e aeração. Buscando reproduzir as condições naturais do habitat da espécie, coletamos água do próprio lago (aspecto turbido) para o experimento. Filtramos a água em laboratório para retirar o excesso de matéria orgânica e permitir visibilidade, mantendo ainda a turbidez.

O experimento foi realizado em um aquário retangular de 63 L. Para garantir que a seleção ocorria de acordo com a complexidade do habitat e não de acordo com a densidade das diferentes macrófita, adicionamos um par de nossas amostras contendo a mesma biomassa (32 gramas) de cada uma. Mantivemos as macrófitas flutuantes em uma extremidade do aquário e as macroalgas submersas do lado oposto. Para controlar a luminosidade, as paredes do aquário foram cobertas com folhas A4.

Selecionamos 15 indivíduos medindo a partir de 2,5 cm de comprimento. Cada animal era colocado em uma redoma de vidro transparente disposto equidistante dos dois habitats. Após aclimação de um minuto dentro da redoma, esta era

removida e o camarão podia se movimentar para ambos os lados; aguardávamos a seleção do habitat por até um minuto (Figura 5). A cada dois indivíduos testados, trocamos a posição dos habitats para assegurar que não houvesse influência de fatores externos na seleção. Registramos a opção de habitat selecionado (complexo ou simples) e a posição do habitat no aquário (esquerda ou direita). Os testes foram individuais e não houve repetição do mesmo animal de forma a evitar pseudoréplicas.

Figura 5 - Esquema representando o experimento de seleção de habitat por *Pseudopalaemon* sp. Nesta representação, o lado esquerdo do aquário é o habitat complexo (Macrófita *Ceratophyllum*) e o lado direito é o habitat simples (Macrófita *Nymphaea*); posições eram alternadas.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Análise de Dados

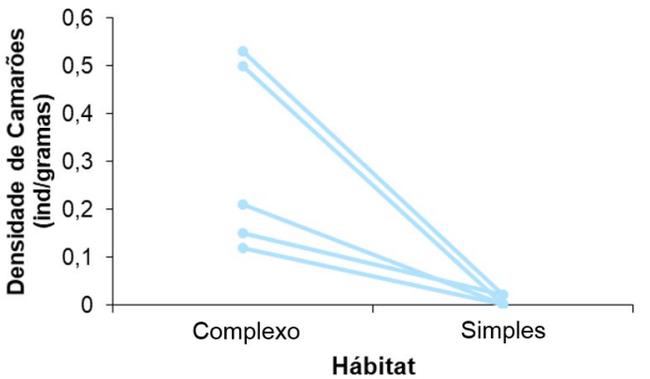
Antes de aplicar uma análise inferencial, realizamos a AED conforme Zuur, Ieno & Elphick (2010) para avaliar homocedasticidade, normalidade e presença de outliers. Levando em consideração que os dados eram heterocedásticos e a coleta dos habitats ocorreu de forma pareada, utilizamos o teste não paramétrico de Wilcox para analisar se houve diferença na abundância entre os habitats. Nossa variável resposta era então a densidade de camarões (indivíduos/grama) e nossa variável preditora era o tipo de habitat (complexo - macrófita submersa ou simples - macrófita flutuante). Para avaliar se houve seleção de habitat no experimento, realizamos um qui-quadrado. As análises foram realizadas no programa R statistics (R CORE TEAM, 2019) versão 3.6.0.

Resultados

Registramos a presença de camarões em todas as réplicas da macrófitas submersas (N=5) e em duas réplicas de macrófitas flutuantes (N=5). No total, coletamos 51 animais, equivalentes à 0,134 camarões por grama de biomassa total (incluindo macrófitas submersas e macrófitas flutuantes). Desses, 49 estavam no habitat das macrófitas submersa, sendo 0,259 camarões/grama, enquanto dois animais ocorreram em macrófitas flutuantes, totalizando 0,0104 camarões/grama. A comparação por par de réplica pode ser observada na

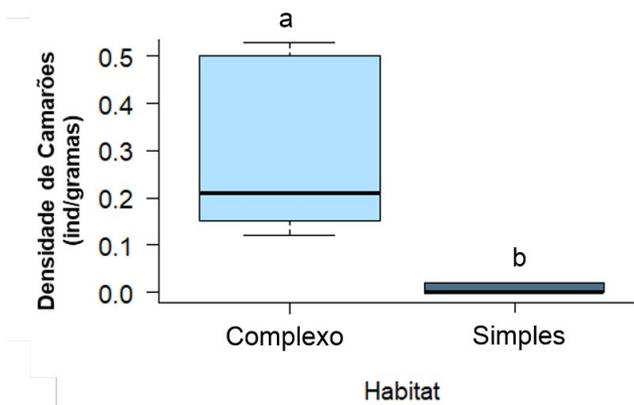
Figura 6. Outros macroinvertebrados ocorreram também nos dois habitats, incluindo Odonatas e Moluscos. O teste de Wilcoxon revelou que houve diferença entre os tratamentos ($w= 25$, $P= 0,01091$), de forma que habitats complexos apresentaram densidades significativamente superiores de camarão (Figura 7).

Figura 6 - Densidade de camarões (indivíduos por grama de biomassa) encontrada em cada par de réplicas de habitats complexos (macrófita submersa) e simples



Fonte: elaboração dos autores (2019).

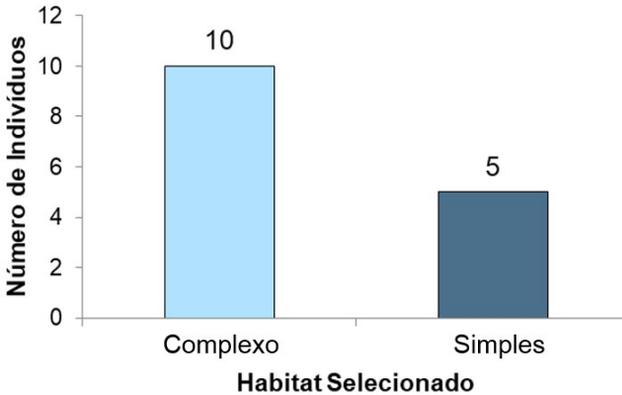
Figura 7 - Boxplot da densidade de camarões (indivíduos/grama de biomassa) encontrada em habitats de diferente complexidade: macrófitas submersas (complexo) ou macrófitas flutuantes (simples). Letras representam significância estatística.



Fonte: Elaboração dos autores (2019).

Em relação ao experimento, cinco indivíduos selecionaram o habitat simples e 10 selecionaram o habitat complexo (N=15) (Figura 8). Não houve tendência na posição do aquário selecionada, de forma que os animais realmente escolheram de acordo com o habitat. Contudo, o teste de qui-quadrado revelou que não houve diferença ($\chi^2 = 1,6667$; $df = 1$; $P > 0,05$) entre a escolha. Em outras palavras, os animais não selecionaram o habitat complexo e escolheram indiscriminadamente entre macrófitas submersas e flutuantes.

Figura 8 - Número de camarões que selecionaram habitats complexos (Macrófitas submersa) e simples (Macrófitas flutuantes) no experimento em laboratório (N=15).



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

Conforme esperado pela nossa primeira predição, nossos resultados apontam que há uma maior densidade de camarões associados à habitats mais complexos, estando mais presentes em macrófitas submersas. Contudo, essa associação entre camarões e macrófitas submersas não necessariamente indica uma seleção deste habitat pela sua complexidade. É preciso levar em consideração o hábito alimentar da espécie (COSTA *et al.*, 2007), que faz com que esses animais estejam associados principalmente ao substrato de lagos e rios onde encontram mais recursos alimentares. Uma vez que a macrófita submersa

está diretamente associada ao fundo, enquanto a macrófita flutuante é mais associada à superfície, a seleção de macrófitas submersas pode ter ocorrido pela maior oferta de alimento (CARNEVALI; COLLINS; NEIFF, 2012).

Esse fato é elucidado pelo nosso resultado experimental. Na ausência do substrato e em situação de turbidez similar à encontrada em ambiente natural, os camarões não selecionaram o habitat mais complexo. Resultados similares são encontrados na literatura (TEIXEIRA-DE-MELLO *et al.*, 2016), evidenciando que em ambientes de águas turvas onde a visibilidade é baixa, camarões não selecionam o habitat de acordo com a complexidade. No entanto, em águas claras, em que a visibilidade é maior e o animal está mais exposto à predação, habitats complexos oferecem refúgios de melhor qualidade e são mais selecionados (TEIXEIRA-DE-MELLO *et al.*, 2016). Assim, nossa segunda predição foi refutada quando considerada a condição de turbidez da água.

Contudo, alguns fatores limitam a extrapolação de nossos resultados. Primeiro, não foi possível testar a seleção de habitats pelos camarões em diferentes condições de turbidez. Seria interessante utilizar diferentes tratamentos de visibilidade em estudos futuros, incluindo água límpida, para poder afirmar de fato que a turbidez foi um fator influente sobre a seleção de habitat por *Pseudopalaemon* sp. Por sua vez, seria útil também incluir o fundo do substrato nos próximos experimentos, uma vez que este se relaciona diretamente com

o hábito alimentar da espécie; tratamentos poderiam incluir também a presença de apenas um tipo de macrófita por vez, na ausência da outra, de forma a elucidar a utilização de cada uma destas por *Pseudopalaemon* (e.g., na ausência de macrófitas submersas, as macrófitas flutuantes são utilizadas?).

Ainda assim, o experimento foi importante para dar pistas sobre o que está acontecendo em ambiente natural. Considerando os resultados amostrais e experimentais, podemos inferir que a complexidade do habitat não apresenta influência aparente na seleção de habitat pelo camarão *Pseudopalaemon* sp. A maior abundância de animais associados às macrófitas submersas reflete seu hábito alimentar detritívoro e não se relaciona com a utilização das mesmas como refúgio. Assim, este estudo contribui para a melhor compreensão da influência da complexidade na seleção do habitat de espécies aquáticas, influenciada também por condições abióticas do meio.

Agradecimentos

Agradecemos ao professor Franco Teixeira pelas valiosas contribuições, tanto na elaboração do experimento quanto na provisão de literatura. Agradecemos também ao professor Guilherme Longo pelo senso crítico e orientação. Somos gratos aos funcionários da SAMISA por manter a estrutura que nos possibilita pesquisar.

Referências

- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia:** indivíduos a ecossistemas. 4. ed. São Paulo: Artmed, 2007.
- BURKS, R. L.; JEPPESEN, E.; LODGE, D. M. Littoral zone structures as refugia for *Daphnia* against fish predation. **Limnology and Oceanography**, [S. l.], v. 46, n. 2, p. 230–237, 2001.
- CARNEVALI, R. P.; COLLINS, P. A.; NEIFF, A. S. G. P. Trophic ecology of the freshwater prawn, *Pseudopalaemon bouvieri* (Decapoda: Palaemonidae) in Northeastern Argentina: with remarks on population structure. **Rev. Biol. Trop.**, [S. l.], v. 60, n. 1, p. 305–316, mar. 2012.
- CARPENTER, S. R.; LODGE, D. M. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. **Aquatic Botany**, [S. l.], v. 26, n. 1, p. 341–370, 1986.
- COSTA, I. A. S. *et al.* The occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semi-arid reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, [S. l.], v. 66, n. 1, p. 211–219, 2006.
- COLLINS, P. A.; WILLINER, V.; GIRI, F. Crustáceos Decápodos del Litoral Fluvial Argentino. (Crustacea: Eucarida). **INSUGEO. Miscelánea**, [S. l.], v. 12, n. 1, p. 253–264, 2004.
- GALLARDO, L. I. *et al.* Does the effect of aquatic plant types on invertebrate assemblages change across seasons in a subtropical wetland?. **Limnetica**, Madrid, v. 36, n. 1, p. 87–98, 2017.
- GRENOUILLET, G.; PONT, D.; SEIP, K. L. Abundance and species richness as a function of food resources and vegetation structure: juvenile fish assemblages in rivers. **Ecography**, [S. l.], v. 25, n. 6, p. 641–650, 2002.

JEPPESSEN, E.; SONDERGAARD, M.; CHRISTOFFERSON, K. **The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes**. New York: Springer-Verlag, 1997.

LAURIDSEN, T. L.; LODGE, D. M. Avoidance by *Daphnia magna* of fish and macrophytes: chemical cues and predator-mediated use of macrophyte habitat. **Limnology and Oceanography**, [S. l.], v. 41, n. 4, p. 794–798, 1996.

MANTELATTO, F. L. *et al.* Avaliação dos camarões palemonídeos (decapoda: palaemonidae). *In*: PINHEIRO, M. A. A.; BOSS, H. (org.). **Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil: avaliação 2010-2014**. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Carcinologia, 2016. p. 252-257.

MEERHOFF, M. *et al.* Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. **Freshwater Biology**, [S. l.], v. 52, n. 6, p. 1009–1021, 2007.

NURMINEN, L.; HORPPILA, J. A. A diurnal study on the distribution of filter feeding zooplankton: effect of emergent macrophytes, pH and lake trophy. **Aquatic Sciences**, [S. l.], v. 64, n. 2, p. 198–206, 2002.

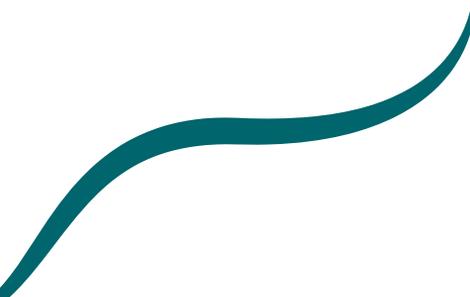
R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2019.

SCHRIVER, P. E. R. *et al.* Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. **Freshwater Biology**, [S. l.], v. 33, n. 2, p. 255–270, 1995.

TEIXEIRA-DE-MELLO, F. *et al.* The structuring role of free-floating plants on the fish community in a tropical shallow lake: an experimental approach with natural and artificial plants.

Hydrobiologia, [S. l.], v. 778, n. 1, p. 167–178, 2016.

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



O caranguejo fora da curva: Decisões de fuga que não se alinham à teoria do escape ótimo

Bezerra P. E. S.

Dantas Y. M.

Brito S. S. H.

Resumo

A predação é uma interação ecológica capaz de influenciar fortemente a abundância e distribuição dos organismos, atuando como uma pressão de seleção que age sobre a história evolutiva das espécies. Neste sentido, a teoria do escape ótimo prevê que após a detecção do predador pela presa, a fuga só se inicia quando o risco de predação se iguala ao custo do escape. Testamos essa premissa para *Uca* sp. hipotetizando que (i) distâncias de fuga diferem em relação ao tamanho

dos indivíduos e (ii) maiores distâncias entre predador-presa resultam em menores distâncias finais de fuga. Amostramos um total de 30 indivíduos “focais” e, simulando investidas do predador, mensuramos as distâncias iniciais e finais de fuga em relação ao predador. Após isso mensuramos seus respectivos tamanhos. Encontramos uma relação positiva entre as distâncias iniciais e finais de fuga, contrariando a premissa do Escape Ótimo testada. As distâncias entre predador e presa no momento da fuga resultaram em maiores distâncias finais de fuga. Não houve diferença significativa nas distâncias de fuga em relação ao tamanho dos indivíduos, sugerimos que para organismos com capacidade locomotora baixa, comunicação visual ativa e gregários este padrão mude, e sendo insensível ao tamanho corporal. A premissa central da teoria do Escape Ótimo não se aplicou ao nosso modelo de estudo. É provável que o custo da fuga para algumas espécies, como a estudada, seja baixo e qualquer investida do por parte do predador possa ultrapassar esse custo, resultando em padrões semelhantes ao encontrado por nós neste estudo.

Palavras-chave: *Uca* sp.; FID; Display comportamental; Interação predador-presa.

Introdução

A predação é uma interação ecológica capaz de influenciar fortemente a abundância e distribuição dos organismos, atuando como uma pressão seleção que age sobre a história evolutiva das espécies (BULOVA, 1994). A dinâmica da predação pode afetar mutuamente aspectos demográficos e comportamentais das populações de predadores e presas, sendo o comportamento de fuga um importante atributo dessa relação (BLUMSTEIN, 2006)

Ao desempenhar suas atividades diárias, os animais estão continuamente expostos a diferentes riscos de predação (CARO, 2005). Quando as presas detectam a presença de um predador, decisões devem ser tomadas em termos de gastos energéticos e diferentes estratégias comportamentais podem ser utilizadas para minimizar a probabilidade de encontro com predadores (COOPER JUNIOR; BLUMSTEIN, 2015). Os animais podem reduzir o tempo de atividade e a taxa de deslocamento entre manchas, aumentar a vigilância ou escolher manchas com densidades maiores de presas e menores de predadores (LIMA; DILL, 1990). O estudo das interações predador-presa em decorrência do comportamento de fuga é um dos temas centrais na ecologia comportamental e investigar a natureza dessas interações torna-se importante para o entendimento das dinâmicas populacionais e relações coevolutivas entre as espécies (COOPER JUNIOR; FREDERICK, 2007).

A teoria do escape, levando em consideração o custo-benefício do comportamento antipredação, prevê que quando uma presa detecta a aproximação de um predador ela pode não fugir imediatamente, dependendo da distância do predador. A fuga só se inicia quando o risco de predação se iguala ao custo do escape (YDENBERG; DILL, 1986). A distância a ser considerada nessa análise é a distância inicial de fuga (FID), compreendida como a distância em que a presa se encontra em relação a um estímulo de ameaça, geralmente humano, logo antes do início da fuga. No geral, a FID é superior quando a aproximação do predador acontece diretamente do que indiretamente e quanto maior for a distância da presa ao refúgio, já que o risco foi incrementado (COOPER JUNIOR; WHITING, 2007). A FID também pode ser considerada uma medida de coragem (RÉALE *et al.*, 2007), uma vez que a probabilidade de ataque pode ser reduzida quando a presa mostra sua habilidade de escape permitindo uma FID reduzida (COOPER JUNIOR, 2015).

Algumas espécies apresentam estruturas que auxiliam no combate aos predadores. Caranguejos do gênero *Uca* apresentam explícito dimorfismo sexual com machos tendo um dos quelípodos hipertrofiados utilizada em exibições para as fêmeas, no combate com outros machos e para se defender de potenciais predadores (CHRISTY, 1983). Essa assimetria no tamanho dos quelípodos afeta negativamente o desempenho locomotor do animal, perdendo a eficiência da fuga na presença do predador (JORDÃO; OLIVEIRA, 2001).

O objetivo do presente estudo foi investigar o comportamento de fuga em *Uca* sp. Nossa hipótese é que as distâncias de fuga diferem em relação ao tamanho dos indivíduos. Nós esperávamos (i) que caranguejos com tamanhos maiores apresentassem menores distâncias de fuga; (ii) que maiores distâncias entre predador e presa no momento da fuga resultassem em menores distâncias finais de fuga.

Material e Métodos

Área de estudo

A pesquisa foi conduzida numa área aberta de manguezal em estado de recuperação, conhecida como Areal, que fica localizada na Fazenda SAMISA, no Centro de Tecnologia de Aquicultura (CTA) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, município de Extremoz, região litorânea do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil.

O Areal é um ambiente formado por solos arenosos inconsolidados que em geral apresenta menos matéria orgânica em relação às áreas adjacentes do manguezal. A vegetação é esparsa com ocorrência de mangue vermelho, mangue branco, gramíneas, suculentas e presença abundante de caranguejos do gênero *Uca*.

Coleta de Dados

Para a coleta de dados sobre comportamento de fuga do caranguejo *Uca* sp, o observador moveu-se ativamente pela área à procura de caranguejos machos que estivessem solitários ou em baixa densidade, com intuito de evitar os possíveis efeitos da comunicação visual sobre o escape dos indivíduos “*focais*”. Quando os indivíduos eram visualizados numa situação adequada ao método focal, simulações “predador - presa” eram prontamente iniciadas a uma distância mínima de 3 metros.

O observador simulou um predador movendo-se na direção do caranguejo (1 metro/s) até que ele apresentasse o comportamento de fuga ou a exibição do display “encarada”. No presente estudo, o comportamento de fuga foi identificado quando o caranguejo “*focal*” se deslocou mediante investida do observador e o display “encarada” quando após a fuga o indivíduo rotacionava o corpo e expunha o quelípodo hipertrofiado abrindo-o frente a frente com o observador. Amostramos um total de 30 indivíduos “*focais*” de *Uca* sp.

Os parâmetros quantitativos mensurados foram “DA - distância de aproximação” distância em que as simulações eram iniciadas, “FID – distância inicial da fuga” distância entre predador e presa no momento inicial da fuga e “FD– distância percorrida pela presa entre o ponto inicial e final da fuga (YDENBERG; DILL, 1986; COOPER JUNIOR; FREDERICK,

2007). Ao término de cada simulação “predador - presa” os caranguejos “*focais*” eram capturados e com a utilização de uma fita métrica foram mensuradas, no campo, as medidas de DA, FID e FD (diagramação no material suplementar). Adicionalmente, medidas do tamanho do quelípodo e do maior comprimento da carapaça foram mensuradas com o auxílio de um paquímetro digital Lee Tools® 150mm com precisão de 0,02mm.

Análise dos dados

Inicialmente, realizamos uma análise exploratória dos dados, de acordo com Zuur, Ieno e Elphick (2010). Para isso, verificamos a homocedasticidade e a normalidade das variáveis “tamanho da quelípodo” e “tamanho da carapaça”, a partir dos testes de Shapiro-Wilk e Levene. Ambas as variáveis não apresentaram normalidade e homocedasticidade. Verificamos a colinearidade entre o tamanho da carapaça com o tamanho da quelípodo para ver qual medida refletiria melhor o tamanho do indivíduo.

Executamos uma correlação linear de Spearman para avaliarmos a associação entre a distância inicial de fuga, a distância de fuga e o tamanho dos indivíduos. Para avaliarmos o comportamento de enfrentamento (display comportamental) em função do tamanho dos indivíduos, distância inicial de fuga (FID) e distância de fuga (FD), executamos uma

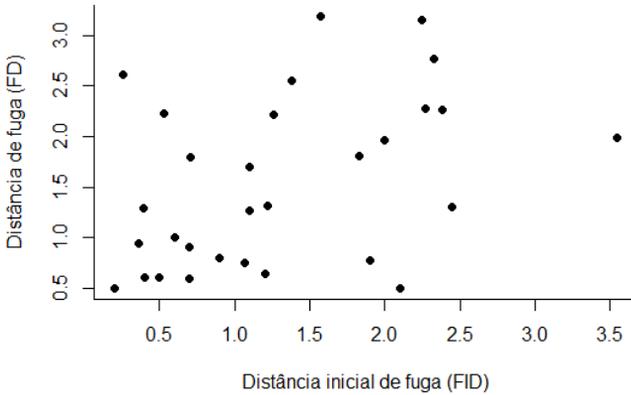
regressão logística. Por fim, para testarmos a relação entre distância inicial de fuga e distância de fuga realizamos uma correlação linear de Spearman. Realizamos todas as análises no programa R statistics versão 3.5.1 (R CORE TEAM, 2018).

Resultados

O tamanho da carapaça variou entre oito e 30 milímetros (mediana = 13 mm), enquanto o tamanho da quelípodo variou de oito à 40 mm (mediana = 20 mm).

Não houve diferença significativa na distância inicial de fuga em relação ao tamanho dos indivíduos ($p = 0,1$). O mesmo foi observado para a distância de fuga ($p = 0,6$). Quanto ao display comportamental, 12 indivíduos apresentaram comportamento de enfrentamento, enquanto 18 indivíduos não realizaram este display. Este comportamento não esteve relacionado ao tamanho dos indivíduos ($p = 0,09$), à distância inicial de fuga ($p = 0,6$), ou à distância de fuga ($p = 0,08$).

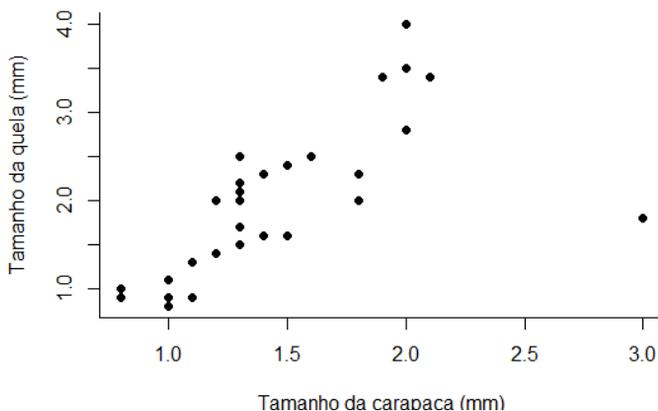
Figura 1 - Correlação entre o tamanho da carapaça e o tamanho da quela ($\rho = 0,83$; $p < 0,05$). Em nosso estudo, indivíduos com maior tamanho corporal possuíam quela maior.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

A distância inicial de fuga variou entre 0,2 e 3,5 metros (mediana = 1,1 m), e a distância de fuga variou de 0,5 e 3,1 metros (mediana = 1,3). Ambas estiveram positivamente correlacionadas ($\rho = 0,44$; $p = 0,01$) (Figura 2), demonstrando que uma maior distância inicial de fuga levava a uma maior distância de fuga.

Figura 2 - Correlação positiva entre distância inicial de fuga (FID) e distância final de fuga (FD) em caranguejos *Uca* sp ($\rho = 0,44$; $p = 0,01$).



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

Contrariando a premissa central da Teoria do Escape Ótimo, os caranguejos observados apresentaram amplificação da estratégia de fuga, isto é, as distâncias entre predador e presa no momento da fuga resultaram em maiores distâncias finais de fuga. A predição central da teoria do escape ótimo (YDENBERG; DILL, 1986) prevê que quando as presas detectam a aproximação de um predador não devem fugir imediatamente. Dependendo da distância do predador, a fuga só se inicia quando o risco de predação se iguala ao custo do escape.

Apesar da variação de tamanho entre os indivíduos amostrados, isto não influenciou no comportamento de fuga dos caranguejos, refutando nossa primeira hipótese. A distância inicial de fuga (FID) reflete a distância entre o predador e a presa no momento da fuga e nós esperávamos que ela fosse menor em caranguejos maiores. Tem sido demonstrado que indivíduos ágeis como, por exemplo, lagartos e aves (BLUMSTEIN; SAMIA; COOPER JUNIOR, 2016), o tamanho corporal maior permite uma maior aproximação do predador. Nossos dados confrontam esta observação. É provável que para organismos com capacidade locomotora baixa, comunicação visual ativa e gregários este padrão mude, e sendo insensível ao tamanho corporal. Ademais, a movimentação entre o observador e o animal focal estimula o movimento dos seus co-específicos, e isso pode estar influenciando o comportamento de fuga do indivíduo “*focal*”.

Apesar do display comportamental não ter variado em função do tamanho dos indivíduos ou as distâncias de fuga observadas, nossos dados demonstraram uma tendência ao comportamento de enfrentamento em caranguejos maiores. Assim, é provável que indivíduos tenham sua capacidade de enfrentamento elevada juntamente com a dimensão do quelípodo ($p = 0,09$). A premissa central da teoria do Escape Ótimo não se aplicou ao nosso modelo de estudo, é provável que o custo da fuga para algumas espécies, como a estudada, seja baixo e qualquer investida por parte do predador possa

ultrapassar esse custo, resultando em padrões semelhantes ao encontrado neste estudo.

Agradecimentos

Agradecemos aos professores Guilherme Longo e Juliana Deo Dias pelos comentários e sugestões valiosos durante a realização do estudo e às monitoras Kelly e Maiara pelo apoio. Somos gratos a Dani e a todos os funcionários do CTA pela atenção.

Referências

BLUMSTEIN, D. T. Developing an evolutionary ecology of fear: how life history and natural history traits affect disturbance tolerance in birds. **Animal Behavior**, [S. l.], v. 71, n. 1, p. 389-399, 2006.

BLUMSTEIN, D. T.; SAMIA, D. S. M.; COOPER JUNIOR, W. E. Escape behavior: dynamic decisions and a growing consensus. **Current Opinion in Behavioral Sciences**, [S. l.], v. 12, n. 1, p. 24-29, 2016.

BULOVA, S. J. Ecological correlates of population on individual variation in antipredator behavior of two species of desert lizard. **Copeia**, [S. l.], v. 4, n. 1, p. 980-992, 1994.

CARO, T. **Antipredator defenses in birds and mammals**. Chicago: University of Chicago Press, 2005.

CHRISTY, J. H. Female choice in the resource defense mating system of the sand fiddler crab, *Uca pugilator*. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, [S. l.], v. 12, n. 2, p. 169-180, 1983.

COOPER JUNIOR, W. E.; BLUMSTEIN, D. T. (ed.). **Escaping from predators: an integrative view**. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2015.

COOPER JUNIOR, W. E.; FREDERICK, W. G. Optimal flight initiation distance. **Journal of Theoretical Biology**, [S. l.], v. 244, n. 1, p. 59-67, 2007.

COOPER JUNIOR, W. E.; WHITING, M. J. Universal optimization of flight initiation distance and habitat-driven variation in escape tactics in a namibian lizard assemblage. **Ethology**, [S. l.], v. 113, n. 1, p. 661-672, 2007.

COOPER JUNIOR, W. E. Theory: Cost-benefit and related models of escape behavior and refuge use. *In*: COOPER JUNIOR, W. E.; BLUMSTEIN, D. T. (ed.). **Escaping from predators: an integrative view**. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2015. p. 17-60

JORDÃO, J. M.; OLIVEIRA, R. F. Sex differences in predator evasion in the fiddler crab *Uca tangeri* (Decapoda: Ocypodidae). **Journal of Crustacean Biology**, [S. l.], v. 21, n. 4, p. 948-953, 2001.

LIMA, S. L.; DILL, L. M. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. **Can. J. Zool.**, [S. l.], v. 68, n. 4, p. 619-640, 1990.

RÉALE, D., S. M. *et al.* Integrating animal temperament within ecology and evolution. **Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.**, [S. l.], v. 82, n. 2, p. 291-318, 2007.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2018. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 28 set. 2021.

YDENBERG, R. C.; DILL, L. M. The economics of fleeing from predators. **Adv. Stud. Behav.**, [S. l.], v. 16, n. 1, p. 229-249, 1986.

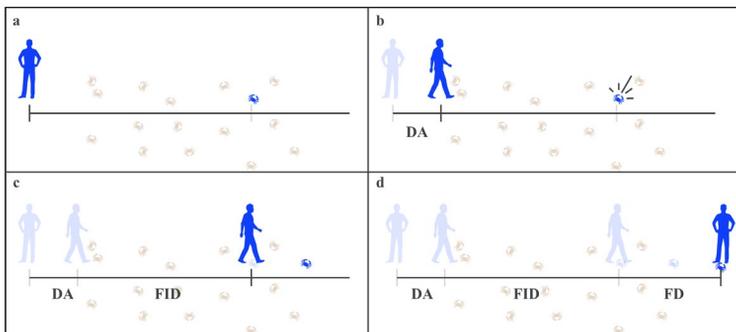
ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**, [S. l.], v. 1, n. 1, p. 3-14, 2010.

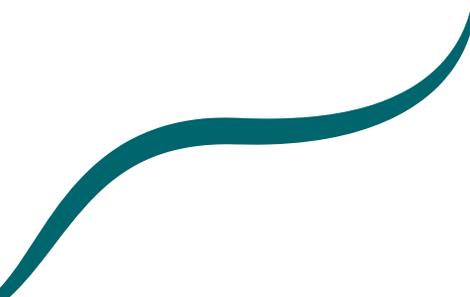
Material Suplementar

Nesse material apresentamos uma figura representando o método utilizado para a medição das distâncias na aproximação predador-presa.

Figura 3 - Figura MS1. Inicialmente escolhemos um “caranguejo focal” (destacado em azul) (a) e mantivemos uma distância na qual a presa não demonstrasse ter percebido o predador. Notamos ao longo do experimento que essa distância era de no mínimo de três metros.

A marcação do ponto inicial e dos demais pontos foi feita através de gravetos de mesmo tamanho soltos ao chão, na lateral do corpo do observador, sendo um em cada ponto marcado. O observador aproximou-se do caranguejo a uma velocidade média de 1m/s. No momento que o caranguejo iniciou a fuga era marcado o comprimento da distância de aproximação (DA) (b). A caminhada seguiu em direção da posição inicial do caranguejo para marcação da distância inicial de fuga (FID) (c). Logo após, seguiu-se a perseguição do caranguejo até que 1- ele se escondesse na toca, 2- ele realizasse o display de encarada ou 3- ele parasse de fugir. Registrou-se a distância de fuga (FD) percorrida pelo caranguejo entre seu ponto de partida e o fim da perseguição (d). Ao final, o caranguejo foi capturado para medição da carapaça e o quelípedo hipertrofiado. Caso um caranguejo não fosse capturado ao fim, seus dados não seriam utilizados em nossa análise.





O inimigo do meu inimigo é meu amigo? Quantidade de vizinhos e comportamento agonístico do peixe-donzela comum (*Stegastes fuscus*)

Lopes, L. C.
Brito S. S. H
Alves W. F.
Vasquez V. L.
Teixeira de Mello, F.

Resumo

A área do habitat exerce influência sobre o comportamento das espécies. Um desses é o comportamento agonístico, que engloba comportamentos agressivos para defesa de recursos. Diferentes fatores podem alterar comportamentos agonísticos,

entre eles, a quantidade de territórios vizinhos, uma vez que vizinhos podem se auxiliar no patrulhamento. Assim, nosso objetivo foi avaliar o comportamento agonístico do peixe-donzela comum (*Stegastes fuscus*), espécie abundante em recifes costeiros rasos, em relação ao tamanho do parracho ocupado. Nossa predição é de que os indivíduos atacariam mais em parrachos menores, uma vez que estes apresentam menos vizinhos. Coletamos os dados no parracho de Maracajaú, Maxaranguape/RN, na Área de Proteção Ambiental dos Recife de Corais (APARC). Os registros subaquáticos seguiram o método animal focal, padronizado em um minuto de habitação e três minutos de observação. Nesse período, eventos comportamentais de ataque eram quantificados. Observamos um total de 11 indivíduos, seis em parrachos pequenos e cinco parrachos grandes. Os animais de parrachos pequenos exerceram um maior número de ataques, contudo, não houve diferença na quantidade de ataques por áreas, contrário ao esperado. Outros fatores podem ser mais influentes sobre o comportamento agonístico, como heterogeneidade ambiental, disponibilidade de recurso e variação intraespecífica. Nosso trabalho contribui para o conhecimento acerca do comportamento agonístico de espécies territorialistas em sistemas recifais, que estão ameaçados pelas atividades humanas.

Palavras-chave: Ambiente recifal, territorialismo, ataque, patrulha.

Introdução

A estrutura da paisagem influencia padrões ecológicos como a riqueza de espécies, distribuição geográfica e interações ecológicas (BROWN; LOMOLINO, 2006). Por exemplo, existe uma relação positiva entre a área e a riqueza de espécies: a riqueza aumenta com o aumento da área (MACARTHUR; WILSON, 1967). O tamanho da área afeta também a abundância de populações, uma vez que a área se relaciona com a disponibilidade de recursos (BROWN; LOMOLINO, 2006). Nesse contexto, o desenvolvimento humano tem causado fragmentação e perda de habitat (FAHRIG, 2003). Em ambientes recifais, por exemplo, a pesca predatória, o despejo de nutrientes e o turismo subaquático indiscriminado podem causar impactos ambientais negativos, levando a diminuição da diversidade da macro-fauna, recrutamento de corais, bem como mudanças na cadeia trófica (BELLWOOD *et al.*, 2004). Esse impacto resulta em áreas habitáveis menores que comportam pequenas populações, mais vulneráveis à extinção (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Por esses fatores, é importante entender as respostas das espécies em relação ao tamanho do habitat.

Da mesma forma, a estrutura da paisagem também pode influenciar direta e indiretamente o comportamento de várias espécies (RICKLEFS, 2013). Indivíduos de uma mesma população podem ter diferentes respostas comportamentais de

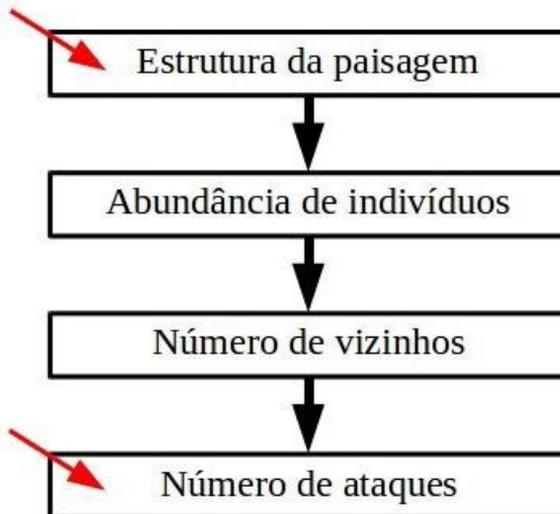
acordo com as condições, estrutura e recursos do ambiente que vivem (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Um exemplo disso é o agonismo, que consiste em comportamento agressivo para defesa de recursos (como território, alimento ou abrigo) (GARCIA; ARROYO, 2002). Para algumas espécies, o comportamento de territorialidade que resulta em competição intra e interespecífica por território, pode apresentar características diferentes. Por exemplo, territórios maiores e estruturalmente mais complexos são mais custosos para serem defendidos, implicando em uma maior frequência de comportamentos agonísticos por parte de seus defensores (PRAW; GRANT, 1999). Em outras situações, podemos observar uma diminuição da exibição desses comportamentos, como devido a um efeito conhecido como “dear enemy”, que consiste no indivíduo territorialista reconhecer seus vizinhos como não ameaçadores, diferenciando-os de potenciais intrusos provenientes de outras áreas e evitando atacá-los (JAEGER, 1981; ITZKOWITZ; LEISER, 1999). Esse reconhecimento pode ser vantajoso, pois permite que o residente direcione o esforço somente para aqueles indivíduos que representam maior perigo. Ainda, territórios de melhor qualidade são aqueles localizados nas regiões mais centrais do habitat (rodeados por mais territórios) e com maior defensibilidade de competidores interespecíficos, indicando que vizinhos podem se auxiliar no patrulhamento (JAEGER, 1981; TEMELES, 1994).

Nesse contexto, o peixe-donzela comum (*Stegastes fuscus*) configura-se como bom modelo para estudar o territorialismo dada a sua ampla abundância em banco de corais rasos (par-rachos) e seu repertório comportamental bem estabelecido (MENEGATTI; VESCOVI; FLOETER, 2003; FEITOSA *et al.*, 2012). Essa espécie é herbívora, forrageia em áreas restritas e apresenta territórios de “cultivo” de algas que são defendidos de invasores através de comportamentos agonísticos estereotipados (MENEGATTI; VESCOVI; FLOETER, 2003; FEITOSA *et al.*, 2012). Além disso, *S. fuscus* apresenta um papel chave para ecossistemas recifais, promovendo uma maior diversidade de macroinvertebrados, algas e produtividade primária em seus territórios (HIXON; BROSTOFF, 1983).

Portanto, nosso objetivo foi avaliar o comportamento agonístico do peixe-donzela comum (*S. fuscus*) em relação à quantidade de vizinhos. Por sua vez, o tamanho do parracho reflete a quantidade de territórios de peixes-donzela existentes: áreas maiores comportam um maior número de territórios e indivíduos apresentam, conseqüentemente, mais vizinhos (Figura 1); assim, utilizamos o tamanho do parracho como representativo para quantidade de vizinhos. A nossa hipótese, deduzida através de observações de campo, é de que existe relação entre o tamanho do parracho e a quantidade de ataques (comportamento agonístico). Levando em consideração que possuir vizinhos implica em maior eficiência no patrulhamento dos arredores, esperamos que quanto maior

a quantidade de vizinhos, menor a quantidade de ataques. Em outras palavras, peixes-donzela devem atacar mais em parrachos pequenos.

Figura 1 - Mapa conceitual que contextualiza a nossa pergunta “A quantidade de vizinhos influencia o comportamento agonístico do peixe-donzela comum?”. A estrutura da paisagem influencia a abundância de uma espécie. Para uma espécie territorial como o peixe-donzela, isto implica em territórios rodeados por mais vizinhos. Por sua vez, a quantidade de vizinhos influencia o comportamento agonístico dos indivíduos, que pode ser mensurado pelo número de ataques. Analisamos então a estrutura da paisagem (proxy: tamanho do parracho) para investigar a relação entre o número de vizinhos e número de comportamentos agonísticos (ataques). Setas vermelhas indicam as variáveis analisadas no presente estudo.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

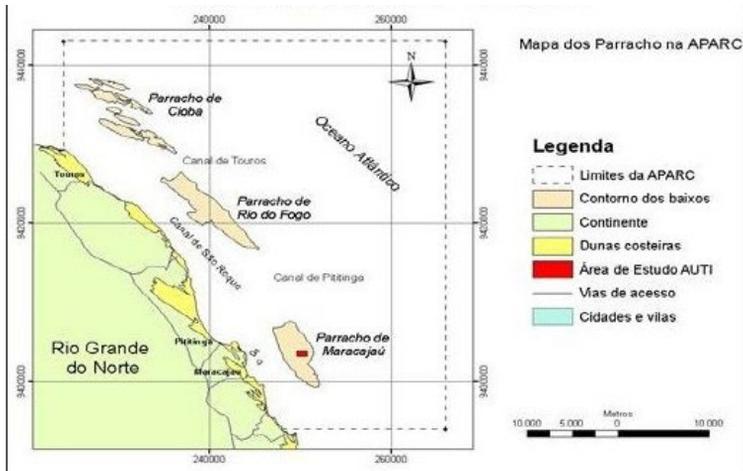
Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no parracho de Maracajaú, um banco de corais rasos (não excedem 3 metros de profundidade) localizado no interior de uma unidade de conservação de uso sustentável, a Área de Proteção Ambiental dos Recife de Corais (APARC). A APARC se localiza a cerca de 7 km da costa do município de Maxaranguape, Estado do Rio Grande do Norte, Brasil (Figura 2). Sua criação ocorreu através do decreto estadual nº 15.746, de 06 de junho de 2001 (RIO GRANDE DO NORTE, 2001).

A região do estudo possui um clima tropical quente, úmido e sub-úmido, com a estação seca e chuvosa bem definidas, ocorrendo principalmente entre os meses de setembro a março e de abril a agosto, respectivamente (AMARAL *et al.*, 2005). A precipitação média anual é de 1.500 mm e os ventos são predominantemente oriundos do Sudeste, apresentando uma velocidade média de 4,4 m/s. A temperatura da água costuma variar de 22°C, na estação chuvosa, para 27°C no período de estiagem (AMARAL *et al.*, 2005).

Figura 2 - Mapa da área de estudo do presente trabalho: parracho de Maracajaú da Área de Proteção Ambiental dos Recife de Corais (APARC) município de Maxaranguape/Rio Grande do Norte, Brasil.



Fonte: Amaral *et al.* (2005).

Coleta de dados

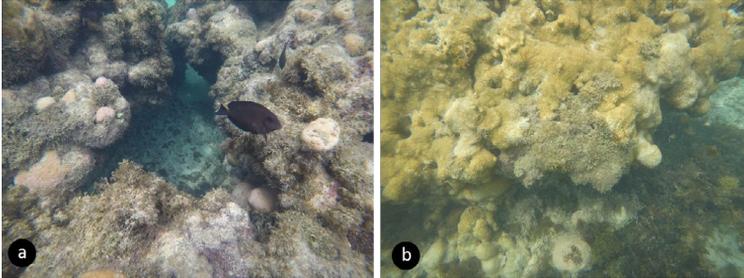
O método utilizado consistiu em observações subaquáticas da quantidade de ataques de *S. fuscus* através da técnica animal focal. Os registros comportamentais foram realizados por dois observadores em mergulho livre: selecionávamos um *S. fuscus* adulto com cultivo de alga identificável (Figura 3), aguardávamos um período de habituação do animal em relação ao observador (de forma a diminuir a interferência sobre o comportamento natural do indivíduo) e quantificávamos os ataques à aos visitantes do território em uma duração

predeterminada. Considerou-se como ataque movimentações bruscas e direcionadas à um invasor, que poderia incluir ou não, contato físico propriamente dito e perseguição até a saída do território.

Antes de iniciar a coleta, realizamos um piloto para a seguinte definição: tratamentos para o tamanho do parracho (parrachos pequenos e grandes); tempo de habituação e duração da observação. Após o piloto, estabelecemos a duração da habituação em 1 minuto e a duração da observação em 3 minutos, suficiente para observar eventos comportamentais agonísticos do *S. fuscus*. O tamanho do parracho era classificado visualmente a partir de cenários contrastantes: parrachos pequenos eram isolados e continham no máximo dois indivíduos de *S. fuscus* durante período da observação (território com tamanho médio de 2 m², OSÓRIO; ROSA; CABRAL, 2006); parrachos grandes eram pelo menos cinco vezes maiores do que os pequenos e continuam mais de cinco peixes-donzela comum (Figura 4). As observações foram feitas no mês de maio de 2019, em condições de visibilidade adequada (mar calmo, maré baixa e boas condições climáticas).

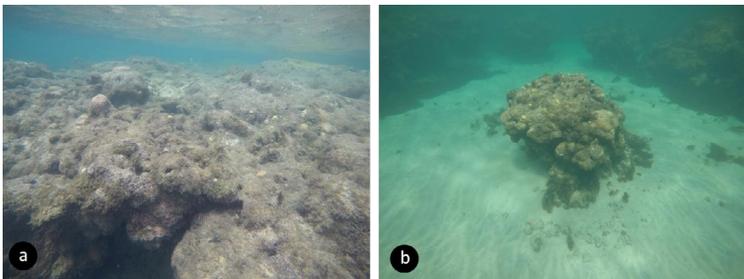
O inimigo do meu inimigo é meu amigo?
Quantidade de vizinhos e comportamento agonístico do
peixe-donzela comum (*Stegastes fuscus*)

Figura 3 - Um indivíduo de peixe-donzela comum (*Stegastes fuscus*) adulto, alvo de nosso estudo (a) e um exemplo da “colônia” de algas cultivada pelo *S. fuscus* (b).



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 4 - Exemplos dos tratamentos considerados para tamanho do parracho, onde se localizavam os territórios do peixe-donzela comum (*Stegastes fuscus*): parracho grandes eram pelo menos cinco vezes maiores do que os pequenos e continham mais de cinco *S. fuscus* (a), enquanto que parrachos pequenos eram isolados e continham no máximo dois *S. fuscus* (b).



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Análise dos dados

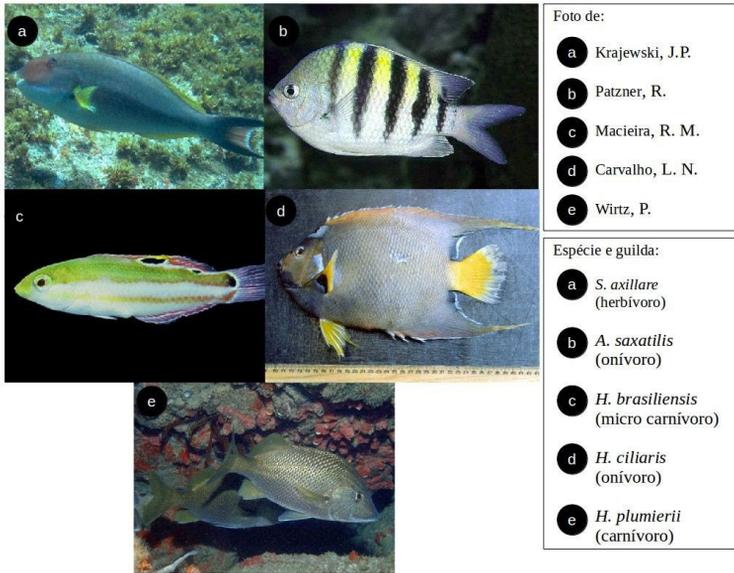
Inicialmente, realizamos uma análise exploratória dos dados, de acordo com Zuur, Ieno e Elphick (2010). Para isso, verificamos a homocedasticidade e a normalidade da variável “quantidade de ataques” a partir dos testes de Levene e de Shapiro-Wilk, que apresentou homocedasticidade e não normalidade. Para testar se havia diferença na quantidade de ataques de *S. fuscus* entre parrachos grandes e pequenos, realizamos uma Análise de Variância (ANOVA). Nessa análise, o tamanho do parracho (pequeno e grande) era a variável independente e a quantidade de ataques era a variável dependente. Realizamos todas as análises no programa R statistics versão 3.5.1 (R CORE TEAM, 2018).

Resultados

Amostramos um total de 11 indivíduos de *S. fuscus*, sendo seis associados a parrachos pequenos e cinco associados a parrachos grandes. Obtivemos um total de 35 ataques, sendo 24 deles em parrachos pequenos e 11 em parrachos grandes. A maior parte dos ataques dos indivíduos de peixes-donzela foram despendidos a peixes herbívoros de tamanho inferior. Apenas em duas ocasiões o peixe atacado tinha um tamanho superior e ambos os registros ocorreram em parrachos pequenos. Algumas espécies envolvidas na interação agonística foram *Sparisoma axillare*, *Abudefduf saxatilis*, *Halichoeres*

brasiliensis, *Holacanthus ciliaris* e *Haemulon spp*; *Abudefduf saxatilis* e *Sparisoma axillare* foram as mais atacadas.

Figura 5 - Espécies envolvidas em interações agonísticas com o peixe-donzela comum (*Stegastes fuscus*).



Fonte: FishBase (2019).

Não houve relação significativa entre o tamanho do parracho e a quantidade de ataques realizados pelos indivíduos de *S. fuscus* ($P > 0,05$) (Tabela 1), evidenciando que os peixes-donzela comum não apresentaram maior quantidade de ataques em parrachos pequenos. Porém, os parrachos pequenos apresentaram maior variação no número de ataques em relação aos parrachos grandes, com valor mínimo de um

e máximo de oito ataques e mediana de 3,5 (quartis de 2,2 e 5,5) (Figura 6). Nos parrachos grandes, o número de ataques variou entre um e três, tendo como mediana dois ataques (quartis de 2 e 3, Figura 6).

Obtivemos uma ocorrência para um, dois, três, quatro, seis e oito ataques de peixes-donzela associados à parrachos pequenos. Para *S. fuscus* associados à parrachos grandes, obtivemos duas ocorrências para dois e três ataques e uma ocorrência para um ataque (Figura 7).

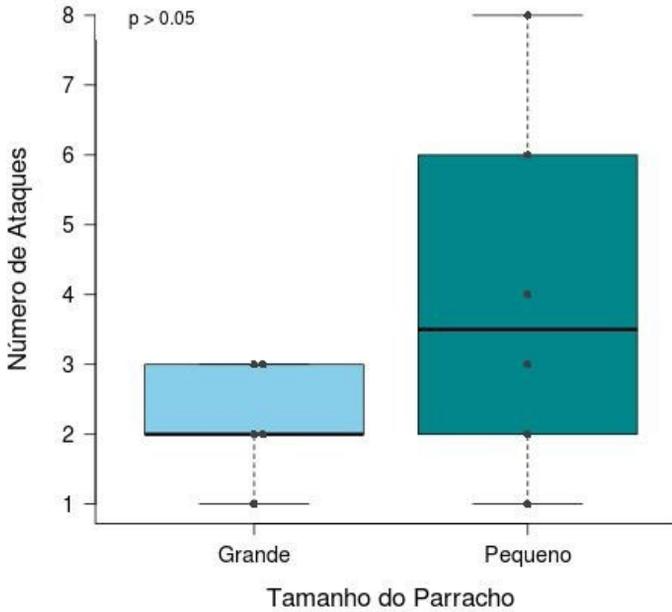
Tabela 1 - Resultados obtidos na ANOVA para avaliar se havia diferença na quantidade de ataques de *S. fuscus* entre parrachos grandes e pequenos.

	Std	Error	T	P
Intercepto	2,20	0,90	2,43	0,04 *
Parracho	1,80	1,22	1,47	0,18

R² ajustado = 0,10; F 1, 9 = 2,161, P > 0,05

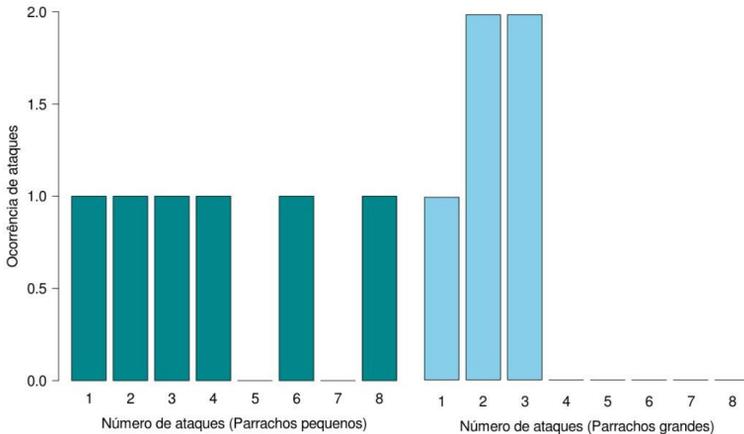
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 6 - Número de ataques agonísticos da espécie *S. fuscus* em relação ao tamanho do parracho. Observe a diferença na variância dos dados (animais em parracho pequenos apresentaram maior variância). MTC= Mediana; MDD= Quartil.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 7 - Frequência de ocorrência de ataques de *S. fuscus* em relação ao número de ataques para parracho pequenos e grandes.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

Não houve relação significativa entre o tamanho dos parrachos e a quantidade de ataques do *S. fuscus*. Levando em consideração que o tamanho do parracho refletia a quantidade de vizinhos, o comportamento agonístico do peixe-donzela comum não diferenciou entre a área com poucos e muitos vizinhos, refutando a nossa hipótese. Portanto, é provável que a presença de vizinhos não seja a principal preditora do comportamento agonístico desse peixe recifal. Em estudos anteriores, o comportamento agonístico de *S. fuscus* mostrou ser positivamente correlacionado com o volume da colônia de

corais, que pode ser considerado representativo de um habitat de melhor qualidade (LEAL *et al.*, 2015). Além disso, para espécies territorialistas, o comportamento agonístico pode ser influenciado por diversos fatores: a presença de predadores, o tamanho do território, heterogeneidade ambiental (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007), presença de ovos no território (SOUZA; ILARRI, 2013), variações intraespecíficas e fase ontogenética (MENEGATTI; VESCOVI; FLOETER, 2003). Por exemplo, a defesa do território pelos peixes-donzela varia de acordo com o tamanho e a agressividade do indivíduo (MENEGATTI; VESCOVI; FLOETER, 2003; LEAL *et al.*, 2015). Ainda, indivíduos maiores podem selecionar territórios melhores em termos de qualidade de hábitat, enquanto indivíduos mais jovens e menores geralmente se encontram na periferia dessas áreas (MENEGATTI; VESCOVI; FLOETER, 2003).

Contudo, apenas animais que habitavam parrachos menores apresentaram mais de três ataques por observação, alcançando os valores mais extremos de nossa amostra: oito ataques em três minutos. Ainda, apesar da relação entre o tamanho do parracho e a quantidade de ataques não ser significativa, nossas observações de campo apontam que possuir mais vizinhos auxilia no patrulhamento: os peixes-donzela comuns que habitavam parrachos grandes expulsavam os invasores em distâncias que perpassavam territórios vizinhos, portanto, eles estariam se auxiliando na defesa do território.

Enquanto isso, os indivíduos de parrachos pequenos não tinham vizinhos para auxiliar na expulsão de invasores. Não observamos ataques contra coespecíficos, ao contrário do observado por Osório e colaboradores (2006). As espécies mais atacadas eram herbívoras/onívoras e menores do que *S. fuscus*, conforme o encontrado em outros estudos, em que ataques eram direcionados à potenciais competidores por alimento (LEAL *et al.*, 2015).

Ainda, uma limitação de nosso estudo pode ter sido o baixo número amostral (6 indivíduos observados em parrachos pequenos e 5 nos grandes). Por exemplo, Osório, Rosa e Cabral (2006) em uma pesquisa com a mesma espécie alvo deste estudo, selecionaram dez espécimes de *S. fuscus* para determinar o tamanho do seu território e outros doze para estimar a taxa de alimentação e descrever o seu comportamento alimentar, ou seja, o dobro do nosso número amostral. Tal limitação é evidenciada na Figura 6, onde observa-se uma baixa frequência de ocorrência de ataques para todos tratamentos observados. Para parrachos pequenos, é impossível identificar uma quantidade de ataques mais usual uma vez que cada indivíduo atacou em quantidades diferentes. Existe ainda a probabilidade de haver diferença entre os tratamentos caso estudos futuros considerem um esforço amostral maior. Assim, o aumento de réplicas é necessário para diminuir a variabilidade dos dados de parrachos recifais pequenos e gerar resultados mais robustos. Ainda, a presença do observador

pode ter causado alterações comportamentais nos indivíduos amostrados; estudos futuros podem optar por gravações de vídeo remotas para eliminar de fato esse tipo de interferência (PEREIRA; LEAL; ARAÚJO, 2016).

Concluimos, portanto, que não há relação entre a quantidade de vizinhos e a quantidade de ataques do peixe-donzela comum (*S. fuscus*). Outros fatores podem explicar mais as variações no comportamento agonístico da espécie e podem ser considerados em estudos futuros. Tais fatores podem ter tanto caráter biológico quanto ambiental, como a presença de predadores (ROBLES; CABAITAN; AURELLADO, 2018) e a heterogeneidade ambiental (QUADROS *et al.*, 2019). Ainda, sugerimos que se quantifique futuramente o número total de visitantes (e assim contabilize o número de ataques por visitante) e utilize também outras métricas comportamentais (SOUZA; ILARRI, 2013; LEAL *et al.*, 2015), uma vez que outros comportamentos podem ser mais influenciados pela quantidade de vizinhos do que as investidas de ataque. Por fim, nosso trabalho contribui para a compreensão acerca do comportamento agonístico de espécies territorialistas em sistemas recifais, que estão ameaçadas pelas atividades humanas.

Lopes, L. C.
Brito S. S. H
Alves W. F.
Vasquez V. L.
Teixeira de Mello, F.

Agradecimentos

Ao professor Franco Teixeira de Mello pela valiosa orientação no projeto. A monitora Kelly pelo apoio na coleta de dados e elaboração da escrita, sempre disposta a nos ajudar. Aos demais professores, Guilherme Longo e Juliana Dias pelas considerações úteis. Aos profissionais do parracho de Maracajaú na Área de Proteção Ambiental dos Recife de Corais (APARC) pelo apoio.

Referências

- AMARAL, R. F. *et al.* **Diagnóstico Ambiental da Área de Uso Turístico Intensivo (AUTI) no Parracho de Maracajaú**. Natal: IDEMA/RN, 2005.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.
- BELLWOOD, D. R. *et al.* Confronting the coral reef crisis. **Nature**, [S. l.], v. 429, n. 1, p. 827–833, 2004.
- BROWN, J. H.; LOMOLINO, M. V. **Biogeografia**. 2. ed. Riberão Preto: FUNPEC, 2006. 691 p.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, [S. l.], v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003.
- FEITOSA, J. L. L. *et al.* Food resource use by two territorial damselfish (Pomacentridae: *Stegastes*) on South-Western Atlantic algal-dominated reefs. **Journal of Sea Research**, [S. l.], v. 70, n. 1, p. 42–49, 2012.
- FROSTMAN, P.; SHERMAN, P. Behavioral response to familiar and unfamiliar neighbors in a territorial cichlid, *Neolamprologus pulcher*. **Ichthyol. Res.**, [S. l.], v. 51, n. 3, p.283-285, 2004.
- GARCIA, J.; ARROYO, B. Intra- and interspecific agonistic behaviour in sympatric harriers during the breeding season. **Animal Behaviour**, [S. l.], v. 64, n. 1, p. 77–84, 2002.
- HIXON, M. A.; BROSTOFF, W. N. Damselfish as keystone species in reverse: intermediate disturbance and diversity of reef algae. **Science**, [S. l.], v. 220, n. 4596, p. 511–513, 1983.

ITZKOWITZ, W.; LEISER, J. K. The benefits of dear enemy recognition in three-contender convict cichlid (*Cichlasoma nigrofasciatum*) contests. **Behaviour**, [S. l.], v. 136, n. 8, p. 983-1003, 1999.

JAEGER, R. G. Dear enemy recognition and the costs of aggression between salamanders. **The American Naturalist**, [S. l.], v. 117, n. 6, p. 962-974, 1981.

LEAL, I. C. S. *et al.* The influence of fire-coral colony size and agonistic behaviour of territorial damselfish on associated coral reef fish communities. **Marine Environmental Research**, [S. l.], v. 108, n. 1, p. 45-54, 2015.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. New Jersey, USA: Princeton Landmarks in Biology, 1967.

MENEGATTI, J. V.; VESCOVI, D. L.; FLOETER, S. R. Interações agonísticas e forrageamento do peixe-donzela, *Stegastes fuscus* (Peciformes: Pomacentridae). **Natureza on line**, [S. l.], v. 1, n. 2, p. 45-50, 2003.

OSÓRIO, R.; ROSA, I. L.; CABRAL, H. Territorial defence by the Brazilian damsel *Stegastes fuscus* (Teleostei: Pomacentridae). **Journal of Fish Biology**, [S. l.], v. 69, n. 1, p. 233-242, 2006.

PEREIRA, P. H. C.; LEAL, I. C. S.; ARAÚJO, M. E. Observer presence may alter the behaviour of reef fishes associated with coral colonies. **Marine Ecology**, [S. l.], v. 37, n. 4, p. 760-769, 2016.

PRAW, J. C.; GRANT, J. W. A. Optimal territory size in the convict cichlid. **Behaviour**, [S. l.], v. 136, n. 10-11, p. 1347-1363, 1999.

QUADROS, A. L. S. *et al.* Structural complexity but not territory sizes influences flight initiation distance in a damselfish. **Marine Biology**, [S. l.], v. 166, n. 65, p. 1-6, 2019.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2018. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 28 set. 2021.

RICKLEFS, R. **A economia da natureza**. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2013.

RIO GRANDE DO NORTE. **Decreto nº 15.746, de 6 de junho de 2001**. Cria a Área de Proteção Ambiental - APA dos Recifes de Corais nos Municípios de Maxaranguape, Rio do Fogo e Touros, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.oads.org.br/leis/1966.pdf>. Acesso em: 28 set. 2021.

ROBLES, L. E.; CABAITAN, P. C.; AURELLADO, M. E. B. Effects of competition on territorial behaviour of a farmer damselfish, *Plectrogliphidodon lacrymatus* (Peciformes: Pomacentridae). **Journal of Fish Biology**, [S. l.], v. 93, n. 6, p. 1197–1206, 2018.

SOUZA, A. T.; ILARRI, M. I. Behavioral changes of a Brazilian endemic damselfish *Stegastes rocasensis* when guarding egg clutches. **Environ Biol Fish**, [S. l.], v. 97, n. 11, p. 1295–1303, 2014.

TEMELES, E. J. The role of neighbours in territorial systems: when are they “dear enemies”? **Animal Behaviour**, [S. l.], v. 47, n. 2, p. 339–350, 1994.

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



O que alimenta o manguezal? Aporte alóctone de matéria orgânica em manguezais

Inagaki, K. Y.

Resumo

O fluxo de energia e a ciclagem de matéria variam entre diferentes ecossistemas devido a características de cada um e também à influência de ecossistemas adjacentes. Em manguezais, tal influência pode vir de ecossistemas terrestres ou aquáticos, e isso varia de acordo com a localização do manguezal e sua história evolutiva. Aqui, busquei entender de onde vem o material orgânico que alimenta o manguezal, de acordo com a influência de corpos d'água, testando duas hipóteses: em áreas mais próximas a corpos d'água, há maior dinamicidade de cheias e um menor acúmulo de material; enquanto áreas mais

distantes de corpos d'água estão sob menor influência de maré e acumulam mais material. Para tanto, comparei morfotipos, abundância e biomassa de material orgânico produzido pelo manguezal com o que chegou ao manguezal, em três distâncias do corpo d'água (perto, intermediário e longe). A distância ao corpo d'água não demonstrou relação com morfotipos de biomassa, mas sim com abundância de material. No entanto, o material que chega ao manguezal possui uma maior biomassa e uma diferente composição de morfotipos do que é produzido no próprio manguezal. Isso demonstra a influência alóctone na ciclagem de matéria em manguezal, o que pode influenciar o funcionamento e o fornecimento de serviços neste ecossistema.

Palavras-chave: aporte alóctone, mangue, ciclagem de matéria, corpo d'água

Introdução

A definição de ecossistema inclui elementos biológicos e físicos, que interagem entre si por meio do fluxo de energia e ciclagem de matéria (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006). Em diferentes ecossistemas a ciclagem de matéria varia de acordo com os ambientes do entorno do ecossistema (aporte alóctone) e também com a produtividade local (aporte autóctone). Estes, por sua vez, são influenciados por fatores biológicos, físicos, químicos, geológicos, meteorológicos e hidrológicos (ODUM, 2004).

Manguezais são ecossistemas altamente produtivos, que conectam ambientes terrestres e aquáticos, e estão localizados em regiões tropicais (HOGARTH, 2007). Assim, recebe e exporta matéria para ambos e isso varia de acordo com sua localização biogeográfica e com a dinâmica dos ecossistemas vizinhos. Manguezais possuem uma diversidade biológica adaptada a viver sob estresse salino e osmótico. Sua alta diversidade taxonômica indica que as adaptações fisiológicas evoluíram de forma independente em cada região (HOGARTH, 2007), o que amplia a possibilidade de vias de fluxo de energia e ciclagem de matéria em manguezais. Tal diversidade dos manguezais, juntamente com sua ampla distribuição geográfica, gera um funcionamento ecossistêmico complexo e, ao mesmo tempo, com particularidades em cada região.

Com essa complexidade, manguezais são ambientes produtivos, o que permite que suportem uma alta biodiversidade e sejam ambientes de refúgio e berçário para diversas espécies (LAEGDSGAARD; JOHNSON, 1995; ACOSTA; BUTLER IV, 1997). De forma geral, manguezais apresentam uma alta produtividade autóctone (KOMIYAMA; ONG; POUNGPARN, 2008), mas também recebem um grande aporte de nutrientes vindos do ambiente terrestre (LUGO; SELL; SNEDAKER, 1976) e estão sob forte influência da dinâmica de maré, o que pode fazer com que recebam mais matéria do que exportam (RIVERA-MONROY *et al.*, 1995). Tais aportes podem ser

advindos de folhas, flores, frutos, galhos, além de materiais de origem animal (FERNANDES *et al.*, 2007).

Sendo assim, neste estudo busquei identificar qual a principal fonte de matéria orgânica presente no manguezal. Dada a influência de marés no aporte de matéria orgânica em manguezais, duas situações são possíveis: i) em locais próximos a um corpo d'água a maior dinâmica de maré e, conseqüentemente, um menor acúmulo de material orgânico; enquanto ii) em áreas distantes de um corpo d'água há menor dinâmica de maré e um maior acúmulo de material orgânico.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado na Fazenda Samisa, antiga fazenda de carcinicultura, localizada no município de Extremoz/RN e hoje pertencente à Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Atualmente os tanques de cultivo estão sob processo de regeneração ambiental, em diferentes estágios, e apresentam habitats característicos do ecossistema manguezal. A coleta foi realizada num tanque (Figura 1) com dimensão de 75 m x 100 m, que possui as espécies de mangue *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle*, e sofre influência do regime de marés no sentido longitudinal (sul-norte).

Figura 1 - Localização da Fazenda Samisa (A) e a seta vermelha indica o tanque onde as coletas foram realizadas (B).



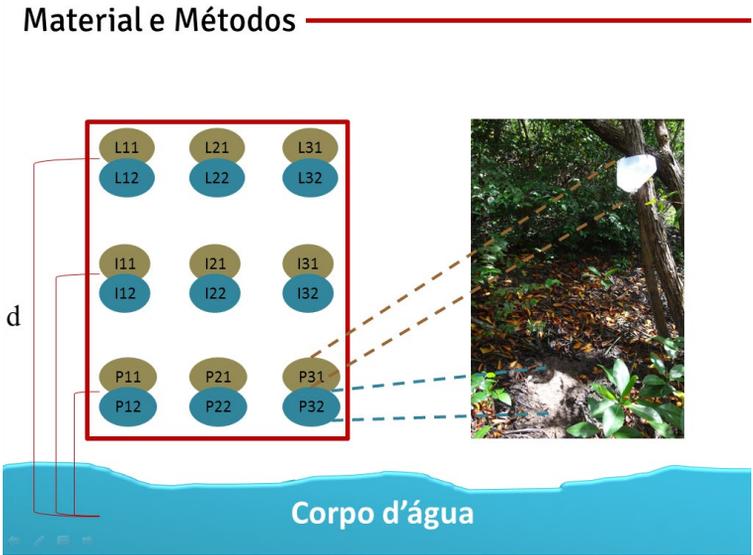
Fonte: Google Earth (2019).

Delineamento amostral

Foram definidos três transectos de amostragens de acordo com a distância estimada do corpo d'água, categorizadas em próximo (2-5 m do corpo d'água), intermediário (35-40 m do corpo d'água) e distante (70-75 m do corpo d'água; Figura 2). Cada transecto possuía três pontos de amostragem, totalizando nove pontos, e em cada ponto havia dois níveis de coleta. O primeiro nível de coleta estava a 1,5m de altura, a fim de identificar o aporte autóctone (vindo de espécies

viventes no manguezal), e o segundo nível estava localizado no solo, que foi considerado como aporte alóctone. No primeiro nível de cada ponto foi colocado um pote de 10cm de raio (Figura 2), e no segundo nível uma área circular de 10cm de raio foi limpa, para coletar o aporte alóctone somente nas 24 horas de amostragem. Aqui, foi considerado aporte alóctone aquele material que chegou na área de nível 2 durante 24 horas. Todas as amostras foram levadas ao laboratório onde foram contabilizados os tipos de material, classificados em morfotipos, abundância de cada material e sua biomassa (g).

Figura 2 - Desenho amostral de coleta (à esquerda), mostrando os três transectos de acordo com a distância do corpo d'água (d). Os códigos indicam a distância do corpo d'água (P=perto, I=intermediário e L=longe), a réplica em cada transecto (1, 2 e 3) e o nível de coleta (1 e 2). Os círculos marrons indicam amostras do primeiro nível e círculos azuis indicam amostras do segundo nível, representadas pela foto à direita.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Análise de dados

O tipo de material e a abundância foram relacionados com a distância de corpo d'água e nível de coleta utilizando-se uma ANOVA de dois fatores. Já a biomassa, que apresentou distribuição não homocedástica, foi relacionada com a distância de corpo d'água através de uma ANOVA e relacionada com

o nível de coleta utilizando-se um teste de Wilcoxon. Para avaliar a variação de morfotipos, foi realizado um nMDS.

Resultados

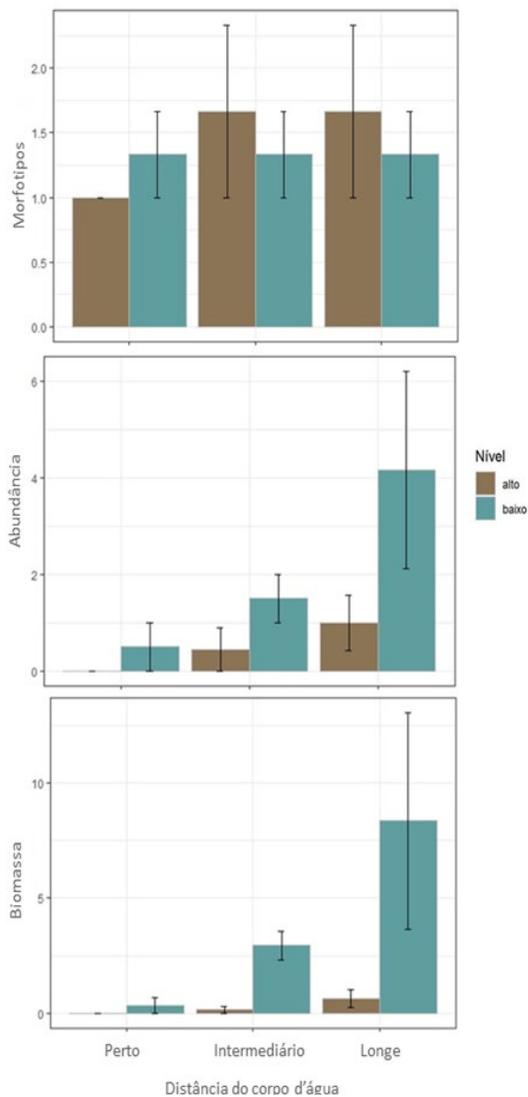
Foram encontrados 5 morfotipos de material (Figura 3), enquanto a abundância de material variou de zero a oito unidades e a biomassa variou de 0 a 17,54g. As amostras do transecto mais próximo ao corpo d'água apresentaram dois tipos de material, com abundância média de 0,4 unidade e biomassa média de 0.29 g. As amostras do transecto com distância intermediária do corpo d'água apresentou quatro tipos de materiais, com média de 1,2 unidades e média de biomassa de 1,37 g. Já as amostras do transecto distante do corpo d'água possuíam três tipos de material, com média de 2,5 unidades e biomassa média de 17,54 g (Figura 4).

Figura 3 - Morfotipos de material encontrados. A: folhas em diferentes estágios de decomposição. B: flor de *Rhizophora*. C: pólen de espécie não identificada. D: pecíolo. E e F: parte de flor não identificada.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 4 - Morfotipos de material, abundância e biomassa em relação à distância de corpo d'água e nível de coleta.



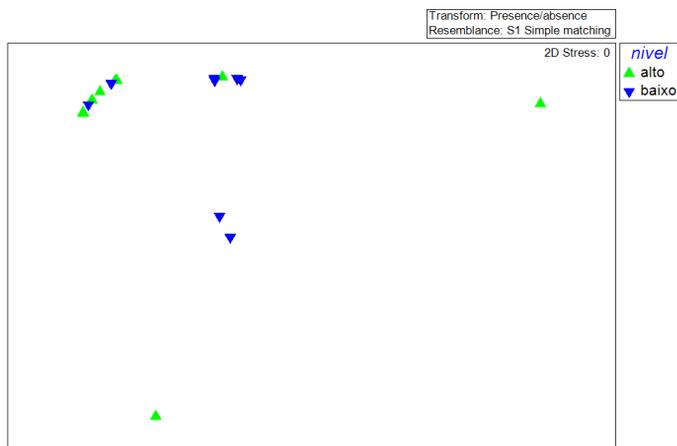
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Os morfotipos não apresentaram relação com a distância de corpo d'água nem com o nível de coleta (Tabela 1), enquanto a abundância apresentou relação marginal com esses fatores (Tabela 1). Já a biomassa não apresentou relação com a distância do corpo d'água mas apresentou relação com o nível de coleta ($W=13$, $p=0.0126$). A variação nos morfotipos não apresentou relação com a distância de corpo d'água mas sim com o nível de coleta (Figura 5; ANOSIM $R^2=0,13$, $p=0,04$).

Tabela 1

Fatores	Tipos de material			Abundância			Biomassa		
	gl	F	p	gl	F	p	gl	F	p
Distância de corpo d'água	2	0.364	0.703	2	3.277	0.0732	2	1.847	0.192
Nível de coleta	1	0.091	0.768	1	4.268	0.0611		-	-
Distância de corpo d'água* Nível de coleta	2	0.364	0.703	2	1.136	0.3532		-	-

Figura 5 - nMDS da composição de espécies em relação ao nível de coleta.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

O aporte de material orgânico é influenciado pela distância do corpo d'água. Devido às constantes inundações causadas pela maré, locais próximos ao corpo d'água são frequentemente lavados, o que impede o acúmulo de material orgânico. Já nos locais mais distantes do corpo d'água, por serem menos influenciados pela dinamicidade das marés, acumulam maior aporte de material orgânico. Quanto ao nível de coleta, a composição de morfotipos, abundância e biomassa variam, de modo que o material que alimenta o manguezal como um todo é majoritariamente de origem alóctone, o que é um padrão é esperado de se encontrar (HOGARTH, 2007).

Tais diferenças quanto à distância de um corpo d'água e ao nível de coleta podem suportar biodiversidades distintas. Por exemplo, caranguejos-uçá utilizam o manguezal de forma alternada dependendo da fase de seu ciclo de vida: indivíduos jovens dessa espécie preferem regiões de distância intermediária de corpos d'água pois assim evitam a predação que ocorre nas áreas alagáveis e também o estresse ambiental que ocorre nas regiões mais distantes (SCHMIDT, 2012). Ou ainda, o uso de ferramentas por macacos-prego varia regionalmente, pois a variação de maré é diferente em cada região e isso altera o tempo de disponibilidade de alimentos disponíveis (CUTRIM, 2013).

Essa variação de aporte autóctone e alóctone influencia diretamente o funcionamento manguezal. E isso afeta sua biodiversidade e também os serviços ecossistêmicos desse ecossistema. Apesar de uma produtividade menor, grande parte dessa produtividade é exportada para as águas costeiras, alimentando os ecossistemas adjacentes (KRISTENSEN et al., 2008). De maneira contrária, o material advindo do aporte alóctone influencia a saúde e o funcionamento do manguezal. Atualmente, resíduos antrópicos tem sido um grande problema pois encalham em zonas costeiras e afetam seu dinamismo e biodiversidade (VIEIRA; DIAS; HANAZAKI, 2011), afetando também cultivos e coleta de camarões e crustáceos usados para atividades humanas. Dessa forma, é importante entender o funcionamento de manguezais para contribuir com sua preservação e uso sustentável.

Agradecimentos

Agradeço aos professores Juliana Deo Dias, Guilherme O. Longo e Franco Teixeira-de Mello pelo auxílio na formulação de hipóteses e elaboração de métodos factíveis. Também agradeço à Mayara, Alex e Jeanne pela ajuda nas análises e montagem de gráficos. E agradeço pela companhia de todos os colegas presentes nesta disciplina.

Referências

- ACOSTA, C. A.; BUTLER IV, M. J. Role of mangrove habitat as a nursery for juvenile spiny lobster, *Panulirus argus*, in Belize. **Marine Freshwater Research**, [S. l.], v. 48, n. 8, p. 721–727, 1997.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.
- CUTRIM, F. H. R. **Padrão comportamental e uso de ferramentas em macacos-prego (*Sapajus libidinosus*) residentes em manguezal**. 2013. 114 f. Tese (Doutorado em Psicologia) - Instituto de Psicologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.
- FERNANDES, B. *et al.* Estimativa da produção anual de serrapilheira dos bosques de mangue no Furo Grande, Brangança-Pará. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 5, p. 949–958, 2007.
- HOGARTH, P. J. **The biology of mangroves and seagrasses**. 2. ed. New York: Oxford University Press Inc., 2007.
- KOMIYAMA, A.; ONG, J. E.; POUNGPARN, S. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: a review. **Aquatic Botany**, [S. l.], v. 89, n. 2, p. 128–137, 2008.
- KRISTENSEN, E. *et al.* Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. **Aquatic Botany**, [S. l.], v. 89, n. 2, p. 201–219, 2008.
- LAEGDSGAARD, P.; JOHNSON, C. R. Mangrove habitats as nurseries: unique assemblages of juvenile fish in subtropical mangroves in eastern Australia. **Marine Ecology Progress Series**, [S. l.], v. 126, n. 1-3, p. 67–81, 1995.

LUGO, A. E.; SELL, M.; SNEDAKER, S. C. Mangrove ecosystem analysis. *In*: PATTEN, B. C. (ed.). **Systems Analysis and Simulation in Ecology**. New York: Academic Press, 1976. p. 113–145

ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 6. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2004.

RIVERA-MONROY, V. H. *et al.* Flux of nitrogen and sediment in a fringe mangrove forest in Terminos Lagoon, Mexico. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [S. l.], v. 40, n. 2, p. 139–160, 1995.

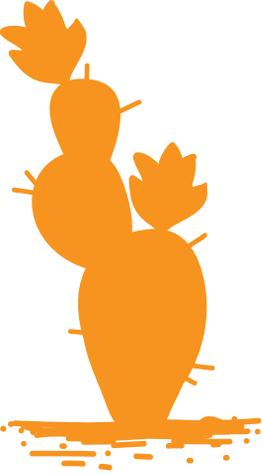
SCHMIDT, A. J. **Ritmos de acasalamento e habitat de recrutamento do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*), e suas implicações para gestão em manguezais em Caravelas, BA**. 2012. 203 f. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2012.

VIEIRA, B. P.; DIAS, D.; HANAZAKI, N. Homogeneidade de Encalhe de Resíduos Sólidos em um Manguezal da Ilha de Santa Catarina, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, [S. l.], v. 11, n. 1, p. 21–30, 2011.

Seção II

Ambientes Terrestres





Alometria na inflorescência de *Stachytarpheta microphylla* Walp. (Verbenaceae): um modelo preditivo de floração

Favero I. T.
Pereira M. L. A.

Resumo

A alocação reprodutiva em plantas se relaciona diretamente com as diferentes histórias de vida e trajetórias evolutivas de cada espécie. Em plantas anuais a transferência da alocação de recursos do crescimento para a reprodução pode ser abrupta ou gradual, sendo regulada pelas condições ambientais. Buscando a otimização dos recursos disponíveis, muitas espécies apresentam crescimento vegetativo e reprodução

concomitantes. Na tentativa de otimizar o *trade-off* entre reprodução e crescimento, algumas espécies emitem estruturas reprodutivas fotossintetizantes e florações em pulsos, com poucas flores em antese por vez. Além disso, concentrar seus esforços reprodutivos no período de maior abundância de polinizadores também pode ser uma estratégia utilizada. Buscando entender melhor as estratégias reprodutivas de herbáceas em ambientes sazonais, investigamos as relações alométricas entre os diferentes aspectos da morfologia reprodutiva de *Stachytarpheta microphylla* Walp., uma espécie anual abundante na Caatinga. Registramos medidas da altura total dos indivíduos, da altura total da inflorescência, da altura onde a floração ocorria no momento da medida, do número de inflorescências, e a quantidade de flores em antese a partir de espécimes selecionados aleatoriamente ao longo das margens de uma estrada na Floresta Nacional de Açu, nordeste do Brasil. Encontramos uma influência positiva do tamanho dos indivíduos no número de inflorescências, onde indivíduos maiores apresentaram mais inflorescências que indivíduos menores. Constatamos também que inflorescências maiores são capazes de manter um maior número de flores em antese ao mesmo tempo. Por fim, identificamos um padrão de floração em função do tamanho da inflorescência e elaboramos um modelo preditivo capaz de antecipar onde ocorrerá a abertura das próximas flores em antese. Assim, observamos que o padrão de floração de *S. microphylla* reflete

uma estratégia que visa maximizar o sucesso reprodutivo, durante a estação chuvosa da Caatinga, permitindo que os indivíduos possam apresentar flores em antese durante todo o período e garantindo o investimento concomitante em reprodução e crescimento dos indivíduos.

Palavras-chave: Alocação reprodutiva; Caatinga; Herbácea; Plantas anuais.

Introdução

A alocação de recursos nos organismos vivos representa a distribuição dos metabólitos e nutrientes entre os diferentes órgãos ou funções desempenhadas (BAZZAZ, 1997; BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Em plantas, os recursos são partilhados fundamentalmente entre crescimento, reprodução e defesa contra herbivoria (BAZZAZ, 1997). Dentre esses, o balanço entre crescimento e reprodução é um *trade-off* clássico e bastante debatido na ecologia (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Hickman (1975) definiu o termo “alocação reprodutiva” como a porção de recursos que um organismo destina para a reprodução. As diferentes estratégias empregadas pelas plantas para a alocação desses recursos se relacionam diretamente com as diferentes histórias de vida e trajetórias evolutivas (REEKIE; BAZZAZ, 2011).

Na comparação entre as histórias de vida, espera-se que plantas anuais apresentem uma maior alocação reprodutiva do

que as plantas perenes (ROFF, 1992), já que os indivíduos não sobrevivem após o período reprodutivo (REEKIE; BAZZAZ, 2011). Nessas espécies, a mudança da alocação de recursos do crescimento para a reprodução pode ser abrupta ou gradual e está fortemente regulada pelas condições ambientais (BAZZAZ, 1997; REEKIE; BAZZAZ, 2011). Portanto, muitas espécies apresentam crescimento vegetativo e reprodução concomitantes, buscando a otimização dos recursos disponíveis (BAZZAZ, 1997). Esse padrão pode ser comumente encontrado em plantas herbáceas de ambientes sazonais, onde os recursos disponíveis para o crescimento e a reprodução se apresentam apenas em uma curta janela temporal (BAZZAZ, 1997).

Diferentes estratégias de floração são empregadas pelas plantas, buscando otimizar o balanço entre reprodução e crescimento. Uma das formas de reduzir a alocação reprodutiva em detrimento do crescimento é a produção de partes reprodutivas fotossintetizantes, capazes de gerar parte dos recursos necessários para a produção de flores (BAZZAZ, 1997). Outra forma é sincronização da floração com o pico de polinizadores, evitando a produção de flores que não terão chances de serem polinizadas (OTÁROLA; ROCCA, 2014). Além dessas, indivíduos de uma mesma espécie podem também sincronizar a floração em um mesmo ambiente, e ainda abrir poucas flores por vez (OTÁROLA; ROCCA, 2014). A abertura de poucas flores por vez ao longo do espaço faz

com que os polinizadores viajem mais em busca de recurso, aumentando as chances de fluxo gênico na população quando comparado às espécies que florescem em massa (OTÁROLA; ROCCA, 2014).

As plantas herbáceas da Caatinga são espécies anuais que apresentam crescimento e floração, limitadas ao período chuvoso (ARAÚJO; CASTRO; ALBUQUERQUE, 2007), quando também ocorre o pico na abundância de insetos polinizadores (SILVA, 2016). Dentre as várias espécies de herbáceas comuns da Caatinga está a *Stachytarpheta microphylla* Walp. (MIRANDA *et al.*, 2007; SILVA; TAVARES; ALMEIDA-CORTEZ, 2012, PEREIRA; BRAGA; GUIOMAR, 2014). A espécie é uma herbácea subarborescente integrante da família Verbenaceae, que apresenta floração em pulsos ao longo de uma inflorescência racemosa fotossintetizante (ATKINS, 2005). As flores da espécie apresentam coloração vermelha e tubo da corola alongado (10 – 14 mm) (ATKINS, 2005). As espécies do gênero *Stachytarpheta* são polinizadas principalmente por Lepidoptera (LEMES; RITTE; MORAIS, 2008).

Desta forma, nosso objetivo é investigar as relações alométricas entre diferentes aspectos reprodutivos de *S. microphylla*, analisando como o tamanho do indivíduo, o número de inflorescência, flores em antese, o tamanho da inflorescência e a altura da floração se relacionam. Além disso, buscamos construir um modelo preditivo de floração, indicando, com

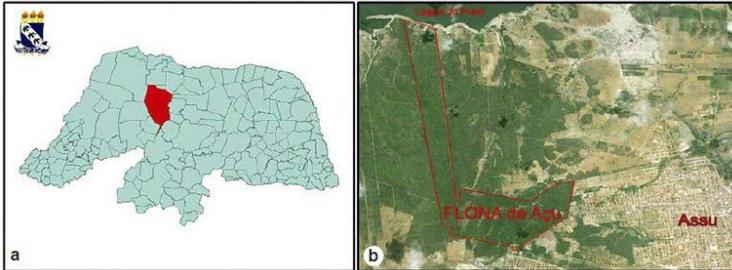
base no comprimento da inflorescência, o local onde se encontrarão as próximas flores em antese. Hipotetizamos que o tamanho dos indivíduos terá influência sobre o número de inflorescências produzidas, visto que indivíduos maiores conseguem captar mais recursos para investir na reprodução. Partindo do mesmo princípio, esperamos que inflorescências maiores sejam capazes de manter um maior número de flores em antese. Por fim, esperamos encontrar um padrão na altura da floração *S. microphylla*, sendo este um efeito resultante da floração em pulsos observada para a espécie.

Material e Métodos

Área de estudo

Desenvolvemos o presente trabalho na Floresta Nacional (FLONA) de Açú (5°34'59,5"S 36°56'40,6"O), localizada no município de Assú, Rio Grande do Norte (Figura 1). Com uma área de 528,25 hectares, a FLONA de Açú se encontra no domínio fitogeográfico da Caatinga e apresenta um bosque arbóreo (AMORIM *et al.*, 2016) composto por 14 famílias botânicas. O clima na região é semiárido e possui precipitação média anual de 704 mm com chuvas concentradas entre os meses de março e abril (MIRANDA *et al.*, 2007; AMORIM *et al.*, 2016).

Figura 1 - a. Localização do município de Assú no estado do Rio Grande do Norte; b. localização da área de estudo, Floresta Nacional (FLONA) de Açu.



Fonte: Amorim *et al.* (2016).

Coleta de Dados

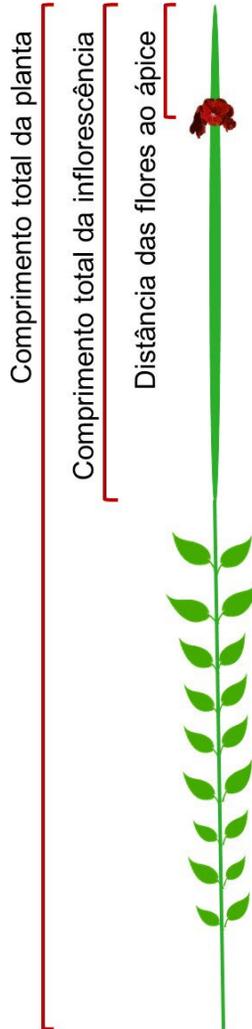
Para a coleta dos dados, amostramos indivíduos da espécie *Stachytarpheta microphylla* Walp. (Verbenaceae) em ambas as margens de uma estrada que se inicia na sede da FLONA, com uma distância mínima de 10 m entre os indivíduos amostrados. Caso não houvesse uma planta a 10 m de distância da última amostrada, seguíamos em frente até o próximo exemplar da espécie. Quando encontrávamos indivíduos agregados no mesmo local, numerávamos cada um deles, sorteávamos um dos números de forma aleatória com uso de um aplicativo de celular (Sorteio Rápido-Android) e amostrávamos a planta que havia recebido o número sorteado.

S. microphylla produz um eixo central onde sai a inflorescência principal e, a depender do tamanho do indivíduo,

pode apresentar inflorescências com emissão lateral ao eixo principal. Com o auxílio de uma fita métrica de comprimento total de 1,5 m, medimos o tamanho da planta do solo ao ápice do ramo central, o comprimento da inflorescência e a distância das flores em antese até o ápice, ambas as medidas da inflorescência do ramo central (Figura 2) em 40 indivíduos. Além disso, contabilizamos o número de flores em antese na inflorescência medida e o número total de inflorescências em cada indivíduo amostrado. Esses dados foram utilizados para elaborar o modelo de predição da floração.

Posteriormente, outros 10 indivíduos da mesma espécie foram amostrados apenas para o comprimento da inflorescência do ramo central e a distância das flores abertas ao ápice. Esses últimos indivíduos foram utilizados para validar a capacidade de predição do modelo.

Figura 2 - Esquema meramente ilustrativo demonstrando como foram realizadas as medidas de comprimento total da planta e inflorescência e distância entre as flores em antese e o ápice nos indivíduos de *S. microphylla*.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Análises estatísticas

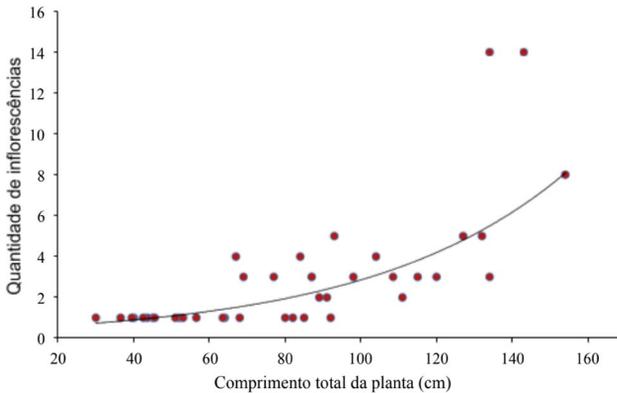
Foram utilizados testes de Levene e Shapiro-Wilks para avaliar a homocedasticidade e normalidade dos dados, respectivamente, com auxílio do pacote 'car' (FOX; WEISBERG, 2011). Uma regressão exponencial foi feita para verificar a relação entre o comprimento total da planta e a quantidade de inflorescências na mesma. Para testar a influência do comprimento total da inflorescência no número de flores em antese, realizamos uma regressão linear. Para a construção do modelo preditivo de floração, utilizamos uma regressão potencial para testar o efeito do comprimento total da inflorescência na posição das próximas flores em antese. Por fim, para validar o modelo de predição criado, utilizamos um teste-t, comparando os resultados esperados com base no modelo e os observados através das medidas de comprimento da inflorescência.

Resultados

Foram amostrados um total de 40 indivíduos da espécie *Stachytarpheta microphylla* Walp. O comprimento total das plantas e da inflorescência variou de 30 a 154 cm ($\bar{x} = 82,35 \pm 33,12$ cm) e 8,5 a 69 cm ($\bar{x} = 33,66 \pm 17,66$ cm), respectivamente; enquanto que o número de flores em antese e inflorescências em uma mesma planta oscilou entre um e oito ($\bar{x} = 3,3 \pm 2,10$) e entre um e 14 ($\bar{x} = 2,87 \pm 3,04$), nessa ordem.

O modelo de regressão exponencial evidenciou que há um aumento na quantidade de inflorescências em função do tamanho do indivíduo, de forma que plantas de maiores comprimentos (> 65 cm) possuíram mais inflorescências ($R^2 = 0,66$; $P < 0,01$) (Figura 3).

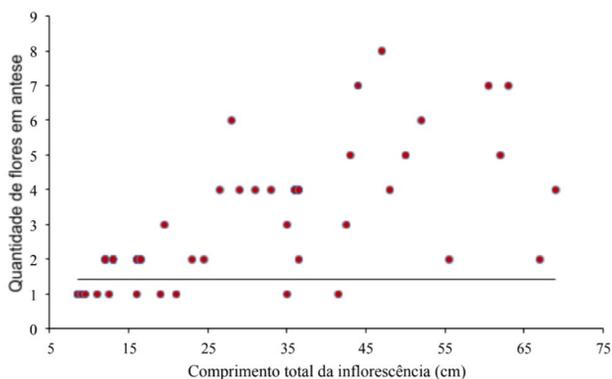
Figura 3 - Gráfico de regressão exponencial da relação entre a quantidade de inflorescência em uma mesma planta com o comprimento total do indivíduo. Os pontos representam os valores coletados em campo e a linha representa a tendência de dispersão dos dados.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

A regressão linear demonstrou uma relação positiva entre a quantidade de flores em antese e o tamanho da inflorescência ($R^2 = 0,39$; $P < 0,001$) (Figura 4).

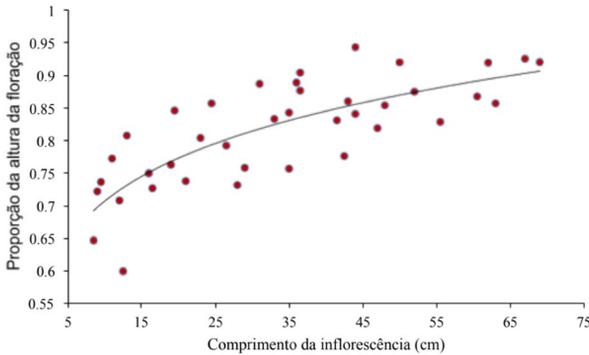
Figura 4 - Gráfico de regressão linear da relação entre a quantidade de flores em antese com o comprimento total da inflorescência. Os pontos representam os valores coletados em campo.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

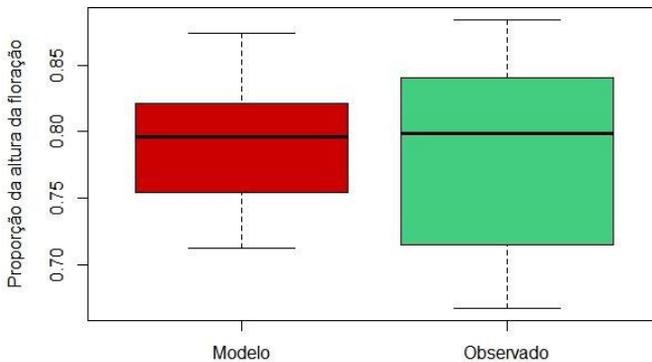
Com base no modelo de regressão potencial construído, constatamos, a partir do tamanho total da inflorescência, em que proporção da estrutura haverá o próximo pulso de floração ($R^2 = 0,60$; $P < 0,001$) (Figura 5). De acordo com a equação potencial obtida ($y = 0,5262x^{0,1285}$) e com base em medidas de inflorescência coletadas após a criação do modelo, para critério de teste, constatamos que o modelo é robusto. Através da comparação com teste-t dos resultados esperados (modelo) e dos resultados observados através das medidas de comprimento da inflorescência, não obtivemos diferença significativa entre os valores ($df = 9$; $t = 0,52$; $P = 0,61$) (Figura 6).

Figura 5 - Gráfico de regressão potencial dos valores da proporção de altura da floração em função do comprimento da inflorescência (cm). Os pontos representam os valores coletados em campo e a linha representa a tendência de dispersão dos dados.



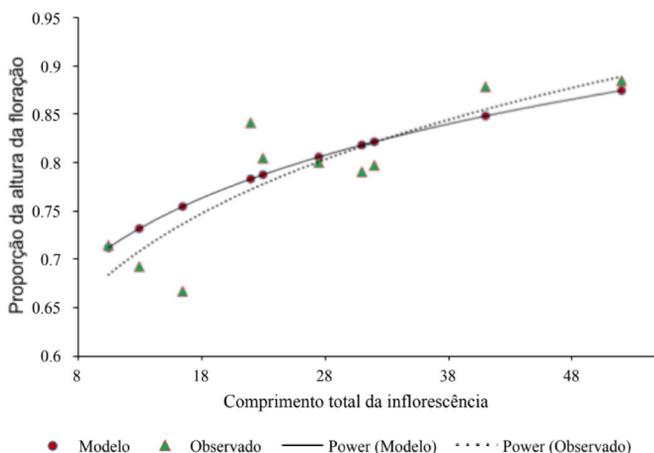
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 6 - BoxPlot dos valores de proporção da altura da floração calculados pelo modelo de regressão potencial (em vermelho) e os valores observados (em verde) ($df = 9$; $t = 0,52$; $P = 0,61$). As linhas sólidas espessas representam as medianas dos conjuntos de dados, as caixas representam os quartis e as linhas sólidas delgadas representam os valores máximos e mínimos registrados nos conjuntos de dados.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 7 - Gráfico de regressão potencial dos valores da proporção de altura da floração em função do comprimento da inflorescência (cm). Os pontos vermelhos representam os valores obtidos através da aplicação do modelo de predição e os triângulos verdes, valores observados a partir de medidas da inflorescência. As linhas contínuas e tracejadas representam, respectivamente, os valores preditos pelo modelo de regressão potencial obtido com base em todas as plantas amostradas e os valores dos dados observados.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

Nossos resultados indicam uma influência positiva do tamanho dos indivíduos no número de inflorescências encontradas, de maneira que indivíduos maiores apresentaram mais inflorescências que indivíduos menores. Com relação ao número de flores em antese, constatamos que inflorescências maiores são capazes de manter uma maior quantidade de

flores em um mesmo intervalo de tempo. Além disso, foi encontrado um padrão de floração que pode ser previsto com base no comprimento total da inflorescência de indivíduos de *Stachytarpheta microphylla*.

Em *S. microphylla* a curva exponencial ascendente, obtida neste estudo, demonstra que os indivíduos medindo até 65 cm de comprimento (altura da base ao ápice da planta) são capazes de manter apenas uma inflorescência, desenvolvida no eixo principal. Ao ultrapassar esse tamanho, podemos observar plantas com inflorescências nos ramos laterais. Essa espécie anual tem uma curta janela de tempo (i.e. período chuvoso) para completar seu crescimento e sua floração na Caatinga, a partir de cerca de 30 cm já existem indivíduos reproduzindo, mas apenas a partir de 65 cm as plantas desenvolvem mais de um eixo floral. Esse resultado aponta que a planta jovem não deve ser capaz de manter um alto investimento energético nas estruturas reprodutivas, até que alcance um tamanho mínimo, e provavelmente isso ocorre em decorrência do alto custo energético de manutenção das estruturas reprodutivas (BAZZAZ, 1997; REEKIE; BAZZAZ, 2011). Esse tamanho limite pode estar associado a uma taxa crítica de produção energética ou de acúmulo de nutrientes nos tecidos, favorecendo uma maior alocação reprodutiva.

A mesma relação com a alocação de recursos pode ser empregada na interpretação dos nossos resultados que apontam a relação entre o número de flores em antese e o tamanho

da inflorescência. *S. microphylla* emite uma inflorescência longa, de cor verde (fotossintetizante) com brácteas bem desenvolvidas que protegem os botões e as flores já fecundadas. A abertura das flores ocorre de modo gradual, com poucas flores por dia sendo abertas na mesma altura do eixo floral. A emissão de estruturas reprodutivas fotossintetizantes reduz o percentual da produção energética total alocada para a reprodução, já que parte dos recursos necessários à manutenção dessas estruturas pode ser produzido por elas mesmas (BAZZAZ, 1997).

Angiospermas evoluíram diferentes estratégias de reprodução (NEWSTRON; FRANKIE; BAKER, 1994), de plantas anuais a perenes que podem apresentar desde florações massivas, supra- anuais e sazonais com as Dipterocarpaceae na Malásia (ASHTON; GIVNISH; APPANAH, 1988) até florações em pulsos onde poucas flores são emitidas por vez como foi o caso da espécie estudada aqui. O calendário reprodutivo é uma estratégia primariamente ligada aos eventos de floração, sendo considerada um traço chave na história de vida de um indivíduo (KUDO, 2006; ADLER *et al.*, 2014). A importância desse traço está relacionada com o sucesso reprodutivo do organismo, uma vez que o *fitness* sofre influência direta do momento que haverá a exposição das estruturas reprodutivas (OTÁROLA; ROCCA, 2014). A espécie *S. microphylla* apresenta uma estratégia de floração que combina a abertura de flores em pulsos (poucas flores por vez) com esse fenômeno

de forma contínua dentro de toda a janela favorável para a reprodução (i.e. estação chuvosa na caatinga), permitindo que haja a disponibilidade de flores em antese durante toda a estação chuvosa. Isso explica o padrão de floração da espécie, em que flores podem ser encontradas em diferentes alturas da inflorescência de acordo com o comprimento desta. A medida que a inflorescência cresce em tamanho, há uma maior probabilidade das flores serem encontradas em porções mais elevadas da estrutura, onde os botões florais em pré-antese deverão estar concentrados. Além de conferir um período reprodutivo maior, essa estratégia diminui a probabilidade de fracasso reprodutivo devido ao amplo espaço de tempo de exposição das flores (i.e. estação chuvosa), assegurando que a planta tenha flores em momentos de baixa e alta atividade dos polinizadores (OTÁROLA; ROCCA, 2014). Em adição, na floração em pulsos há uma menor quantidade de flores em antese em um mesmo momento, o que incentiva a movimentação de polinizadores, evitando eventos de endogamia, maximizando o fluxo gênico na população (OTÁROLA; ROCCA, 2014).

Com base no que foi apresentado, tendo em vista que herbáceas são plantas anuais e que o período chuvoso apresenta grande influência na sua história de vida, foi constatado que o padrão de floração de *S. microphylla* reflete a maximização do sucesso reprodutivo. Estratégias como essa podem retratar o grau de adaptabilidade da espécie frente às condições

ambientais (SULTAN, 2015). A partir do desenvolvimento inicial da inflorescência, com a planta ainda jovem, inicia-se também a produção de flores. Plantas maiores irão apresentar mais inflorescências, assim como inflorescências maiores irão possuir uma maior quantidade de flores em antese em um mesmo momento. Por fim, o modelo preditivo construído se mostrou robusto no que diz respeito a inferência da posição da próxima floração, de maneira que pode ser utilizado para prever em que proporção da inflorescência estarão as próximas flores em antese.

Agradecimentos

Agradecemos a Vanessa Staggemeier e Eduardo Venticinque por toda ajuda no delineamento amostral e estatístico do trabalho, assim como em todas as sugestões realizadas na correção do manuscrito.

Literatura citada

ADLER, P. B.; SALGUEIRO-GOMEZ, R.; COMPAGNOMI, A.; HSU, J. S.; RAY-MUKHERJEE, J.; MBEAU-ACHE, C.; FRANCO, M. Functional traits explain variation in plant life history strategies. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [S. l.], v. 111, n. 2, p.740-745, 14 Jan. 2014.

AMORIN, L. D. M.; SOUSA, L. O. F.; OLIVEIRA, F. F. M.; CAMACHO, R. G. V.; MELO, J. I. M. Fabaceae na Floresta Nacional (FLONA) de Assú, semiárido potiguar, nordeste do Brasil. **Rodriguésia**, [S. l.], v. 67, n. 1, p. 105-123, 2016.

ARAÚJO, E. L.; CASTRO, C. C.; ALBUQUERQUE, U. P. Dynamics of Brazilian Caatinga - A review concerning the plants, environment and people. **Functional Ecosystems and Communities**, [S. l.], v. 1, n. 1, p. 15-28, 2007.

ASHTON, P. S.; GIVNISH, T. J.; APPANAH, S. Staggered flowering in the Dipterocarpaceae: new insights into floral induction and the evolution of mast fruiting in the aseasonal tropics. **The American Naturalist**, [S. l.], v. 132, n. 1, p. 44-66, Jul. 1988.

ATKINS, S. The genus *Stachytarpheta* (Verbenaceae) in Brazil. **Kew Bulletin**, [S. l.], v. 60, n. 2, p. 161-272, 2005.

BAZZAZ, F. A. Allocation of Resources in Plants: state of the science and critical questions. In: BAZZAZ, F. A.; GRACE, J. (ed.). **Plant Resource Allocation**. London: Academic Press, 1997. p. 1-37.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia**: indivíduos a ecossistemas. São Paulo: Artmed, 2007.

FOX, J.; WEISBERG, S. **An R Companion to Applied Regression**. Los Angeles: Sage Publications, 2011.

HICKMAN, J. C. Environmental unpredictability and plastic energy allocation strategies in the annual *Polygonum cascadense* (Polygonaceae). **The Journal of Ecology**, [S. l.], v. 63, n. 2, p. 689–701, Jul. 1975.

KUDO, G. Flowering phenologies of animal-pollinated plants: reproductive strategies and agents of selection. *In*: HARDER, L. D.; BARRET, S. C. H. **Ecology and Evolution of Flowers**. 1st ed. New York: Oxford University Press, 2006. p. 139-158.

LEMES, R.; RITTER, C. D.; MORAIS, A. B. B. Borboletas (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea) visitantes florais no Jardim Botânico da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil. **Biotemas**, [S. l.], v. 21, n. 4, p. 91-98, dez. 2008.

MIRANDA, M. A. S.; MARACAJÁ, P. B.; SOUSA, D. D.; LIRA, R. B.; MELO, S. B.; AMORIM, L. B. A flora herbácea na FLONA – FLONA de Açú-RN. **Agropecuária Científica no Semi-Árido**, [S. l.], v. 03, n. 1, p. 31-43, 2007.

NEWSTROM, L. E.; FRANKIE, G. W.; BAKER, H. G. A new classification for plant phenology based on flowering patterns in lowland tropical rain forest trees at La Selva, Costa Rica. **Biotropica**, [S. l.], v. 26, n. 2, p. 141-159, 1994.

OTÁROLA, M. F.; ROCCA, M. A. Flores no tempo: a floração como uma fase da fenologia reprodutiva. *In*: RECH, A. R.; AGOSTINI, K.; OLIVEIRA, P. E.; MACHADO, I. C. **Biologia da Polinização**. 1. ed. Rio de Janeiro: Projeto Cultural, 2014. p. 113.

PEREIRA, M. M. D.; BRAGA, P. E. T.; GUIOMAR, N. Análise dos diferentes estágios de desenvolvimento da caatinga em Sobral, Ceará, Brasil. **Revista da Casa da Geografia de Sobral**, Sobral, CE, v. 16, n. 2, p. 46-65, dez. 2014.

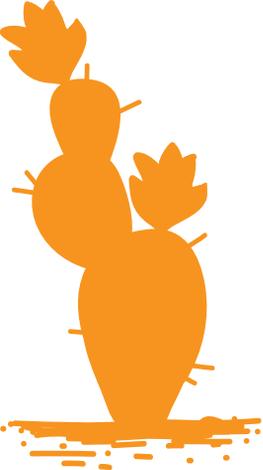
REEKIE, E. G.; BAZZAZ, F. A. **Reproductive allocation in plants.** 2nd Ed. London, UK: Academic Press, 2011.

ROFF, D. A. **The Evolution of Life Histories:** theory and analysis. 1st Ed. New York, USA: Chapman and Hall, 1992.

SILVA, B. L. R. D. **Ecofisiologia e morfoanatomia de herbáceas em florestas secas em regeneração.** 2016. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016.

SILVA, B. L. R.; TAVARES, F. M.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S. A. Composição florística do componente herbáceo de uma área de caatinga - Fazenda Tamanduá, Paraíba, Brasil. **Revista de Geografia**, [S. l.], v. 29, n. 3, p. 54-64, 2012.

SULTAN, S. E. **Organisms & Environment:** ecological development, niche construction, and adaptation. 1st Ed. Oxford, UK: Oxford University Press, 2015.



Caracteres vegetativos variam mais que reprodutivos? Um estudo com plantas herbáceas na Caatinga

Pereira, M. L. A.

Lopes, L. C.

Moraes, A. B.

Resumo

Os seres vivos respondem às variações de seu meio abiótico e biótico de diferentes maneiras. Por exemplo, para otimizar estratégias de captação de luz ou minimizar perda de água, as plantas podem responder através de variações na morfologia e estrutura de suas folhas. Por outro lado, o sucesso reprodutivo das espécies está diretamente ligado à relação entre flor-polinizador, mediada através de variação nas formas, cor e

química das flores. A polinização afeta diretamente o sucesso reprodutivo, então espera-se uma forte pressão seletiva nessa característica. Nosso objetivo foi avaliar a variação morfológica de folhas e flores em dez espécies de herbáceas da Floresta Nacional de Açu/RN. Para amostragem das espécies, foram coletados indivíduos pertencentes a 10 espécies distintas de herbáceas que ocorriam no local de estudo. Foram coletadas sete variáveis distintas, três relacionadas aos órgãos vegetativos e quatro reprodutivos. A partir das variáveis morfométricas foram calculados coeficientes de variação específicos para cada estrutura mensurada, de forma a representar uma medida de variabilidade vegetativa e reprodutiva. Os resultados obtidos indicam que os caracteres morfológicos reprodutivos têm morfologia mais conservativa conforme esperado, enquanto que os caracteres morfológicos vegetativos mostram uma maior variação em plantas herbáceas que ocorrem na Caatinga.

Palavras-chave: Corola, Evolução, Folha, Morfologia.

Introdução

Os seres vivos respondem às variações de seu meio biótico e abiótico de diferentes maneiras. Para animais, boa parte das respostas se baseiam em mudanças comportamentais; para seres sésseis como os vegetais, as respostas são geralmente morfofisiológicas (MAYHEW, 2006). Ao se olhar para as diferentes espécies de plantas, observamos que estruturas

vegetativas como caule e folhas apresentam variações que permitem o desempenho de funções muito distintas: fotossíntese, sustentação, proteção contra herbivoria, armazenamento de alimento ou água (EVERT; EICHHORN, 2014). Por exemplo, as variações na estrutura foliar são em grande parte relacionadas ao habitat, incluindo adaptações que podem possibilitar diminuição do estresse térmico e hídrico (EVERT; EICHHORN, 2014).

Ao se falar de angiospermas, observamos o surgimento da flor, uma estrutura modificada e especializada para sustentação, atração de polinizadores, apresentação de pólen e proteção de óvulos (MAYHEW, 2006). Todas as estruturas das angiospermas são também moldadas pela estreita relação com o seu entorno; a própria evolução do grupo é diretamente derivada da relação entre as flores e seus polinizadores (EVERT; EICHHORN, 2014). Cada espécie de planta possui uma síndrome de características adaptadas à um modo determinado de polinização, incluindo cor, odor e formato da flor (MAYHEW, 2006). O sucesso reprodutivo das espécies é então diretamente ligado a estreita relação entre flor-polinizador, de forma que características derivadas dessa relação tendem a ser mais conservadas ao longo da evolução.

Além disso, porções vegetativas das plantas podem também ser influenciadas pela relação com o (os) polinizador (es). Para angiospermas arbóreas polinizadas por vertebrados, não

apenas a flor tende a ser grande e conter muita recompensa (néctar ou pólen) como as porções vegetativas também tendem a ser mais robustas de forma a sustentar o peso do animal (MAYHEW, 2006). Para espécies polinizadas por pequenos organismos, como é o caso de insetos, essa relação não é observada e ocorrem geralmente galhos menos grossos.

Um exemplo de plantas polinizadas por pequenos organismos são as herbáceas. Plantas herbáceas são um agrupamento polifilético de espécies que não possuem crescimento secundário, incluindo plantas rasteiras, subarbustos e trepadeiras. A flora herbácea da Caatinga é bastante abundante e já foi descrita como a que mantém a maior parte da biodiversidade vegetal desse domínio fitogeográfico semiárido de baixa pluviosidade (ARAÚJO *et al.*, 2002 *apud* REIS *et al.*, 2006). Na Floresta Nacional de Açu (FLONA de Açu), as espécies herbáceas são abundantes e representativas, apresentando uma enorme diversidade de formas florais e estratégias reprodutivas (MIRANDA *et al.*, 2007).

Dessa forma, nosso objetivo foi testar se há diferença na variabilidade morfológica de caracteres reprodutivos e vegetativos em espécies herbáceas da FLONA de Açu, um importante remanescente florestal da caatinga no Rio Grande do Norte. Consideramos que caracteres reprodutivos são mais conservados ao longo da evolução uma vez que tem implicação direta no sucesso reprodutivo das espécies, enquanto caracteres vegetativos são mais flexíveis quanto a modificações

morfológicas em resposta ao ambiente. Assim, hipotetizamos que haverá diferença na variação morfológica de flores e folhas, de forma que caracteres vegetativos variem mais do que os reprodutivos.

Material e Métodos

Local de estudo

O estudo foi realizado na Floresta Nacional (FLONA) de Açú (5°34'59,5"S 36°56'40,6"O, 413,52 ha), a qual se localiza no município de Assú, estado do Rio Grande do Norte. De acordo com Andrade-Lima (1981), a fitofisionomia predominante na região apresenta variações de composição, altura e densidade, caracterizando-se principalmente como Caatinga aberta com presença limitada de gramíneas e suculentas. Apresenta clima semiárido quente, com forte insolação e sazonalidade e variabilidade pluviométrica (PRADO, 2003). O local de amostragem foi um campo aberto com presença de herbáceas nas proximidades da lagoa do Piató, região ao norte da FLONA (Figura 1).

Figura 1 - Local de amostragem das espécies estudadas, localizado próximo a lagoa do Piató, Assú/RN, Brasil.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Amostragem

Foram coletados indivíduos pertencentes a 10 espécies distintas de herbáceas que ocorriam no local de estudo, utilizando critérios de escolha específicos. Para que a espécie pudesse ser incluída, a mesma deveria ter ao menos 10 indivíduos distintos (tamanho amostral por espécie) com presença de parte vegetativa (folhas) e reprodutiva (flores) em um mesmo ramo; a coleta de ramos de uma mesma espécie deveria ser espaçada por uma distância de raio mínima de 1,5 m, para evitar a amostragem duplicada de um mesmo indivíduo. Todos os indivíduos amostrados estavam em locais expostos sob condição de sol plena e a amostragem ocorreu entre 6h00 e 10h00.

As espécies foram identificadas por meio de literatura especializada (TRINDADE; JARDIM, 2013; QUEIROZ; LOIOLA, 2015; MEDEIROS *et al.*, 2016; ROQUE; LOIOLA; JARDIM, 2010; ARAÚJO, 2013; PINHEIRO; RODAL; ALVES, 2011).

Foram coletadas sete variáveis distintas referentes aos órgãos vegetativos e reprodutivos. Na parte vegetativa, foram medidos o comprimento (da base do limbo ao ápice), a largura da folha (mensurada na porção mais larga da lâmina) e comprimento do pecíolo (distância entre a base do limbo ao eixo principal). Para medição da folha, tomamos as medidas sempre na segunda folha situada abaixo da flor mensurada, garantindo assim que todas as folhas amostradas fossem adultas. Na parte reprodutiva, mensuramos a largura da corola (medida na porção mais larga da corola; Figura 2), comprimento do receptáculo floral (distância entre o topo da corola e a base do receptáculo floral), altura do androceu (altura dos estames partindo da base do receptáculo floral; Figura 3) e altura do gineceu (altura do pistilo partindo da base do receptáculo floral). Realizamos as medidas usando paquímetro digital com precisão de duas casas decimais na unidade de mm.

Caracteres vegetativos variam mais que reprodutivos?
Um estudo com plantas herbáceas na Caatinga

Figura 2 - Medição da corola em *Ipomoea longerosa* com paquímetro digital; as medições eram feitas a partir da porção mais larga da estrutura.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Pereira, M. L. A.
Lopes, L. C.
Moraes, A. B.

Figura 3 - Medição da altura do androceu em um indivíduo de *Ipomoea longeramosa*, sendo a altura dos estames partindo da base do receptáculo floral.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Análises estatísticas

Antes da aplicação das análises, avaliações exploratórias foram conduzidas com as variáveis morfométricas. Esse protocolo foi utilizado para a inspeção de outliers antes das variáveis serem utilizadas nas análises posteriores (ZUUR; IENO; ELPHICK, 2010). Em seguida, as variáveis morfométricas foram transformadas em coeficientes de variação (CV), também conhecido como desvio padrão relativo, de forma a representar uma medida de variabilidade. O CV foi calculado como a razão do desvio padrão pela média, multiplicada por 100.

Foi elaborado um gráfico de boxplot para comparar a variação do CV das variáveis mensuradas em relação ao caractere, seguido da elaboração de um mapa de calor (*heatmap*) de forma a ilustrar os valores de coeficiente de variação de cada estrutura mensurada por espécie. Uma análise de componentes principais (PCA) foi realizada, com os dados brutos (7 variáveis), para fazer uma avaliação visual da relação das variáveis mensuradas entre si. A partir desse resultado o CV das variáveis largura da folha e largura da corola foram incluídos em uma regressão para examinar a taxa de aumento da variabilidade de um caractere vegetativo em relação a um caractere reprodutivo. Se ambos caracteres aumentassem na mesma medida, seria esperada a relação de 1:1 nesse gráfico. Entretanto, se a expectativa inicial fosse corroborada, seria

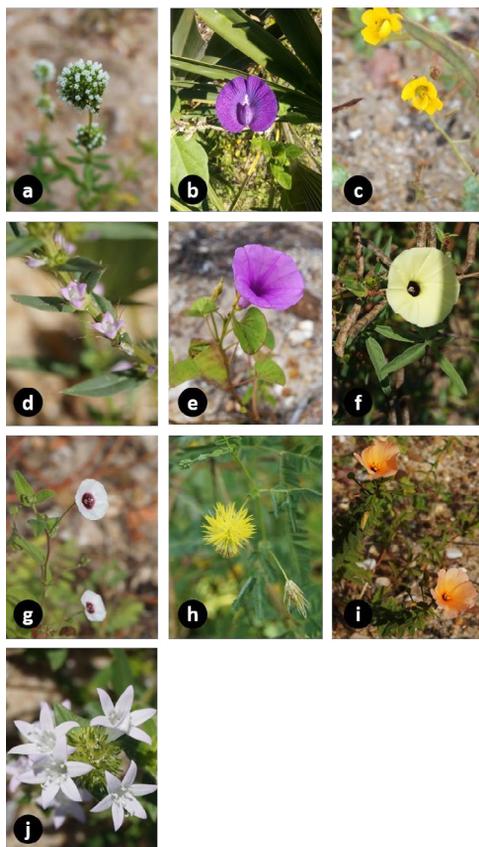
esperado um aumento maior no coeficiente de variação dos caracteres vegetativos do que nos caracteres reprodutivos.

Todas as análises estatísticas adotaram o nível de significância de 5% (ZAR, 2010) e foram realizadas utilizando o software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) com auxílio de pacotes estatísticos adicionais: 'FactoMineR' e 'factoextra' (Análise de correspondência; LE; JOSSE; HUSSON, 2008; KASAMBARA; MUNDT, 2017) e 'ggplot2' (Gráficos de Box-plot e análise de correspondência; WICKHAM, 2009).

Resultados

As espécies analisadas foram a *Borreria spinosa* Cham. et Schltdl. (Rubiaceae), *Centrosema brasilianum* (L.) Benth. (Fabaceae), *Chamaecrista hispidula* (Vahl) H.S.Irwin & Barneby (Fabaceae), *Hexasepalum apiculatum* (Willd.) Delprete & J.H. Kirkbr. (Rubiaceae), *Ipomoea brasiliana* (Choisy) Meisn. (Convolvulaceae), *Ipomoea longeramosa* Choisy (Convolvulaceae), *Jacquemontia gracillima* (Choisy) Hallier f. (Convolvulaceae), *Neptunia plena* (L.) Benth. (Fabaceae), *Piriqueta guianensis* N.E.Br. (Turneraceae), *Richardia grandiflora* (Cham. & Schltdl.) Steud. (Rubiaceae) (Figura 4). Essas dez espécies eram abundantes na área amostrada.

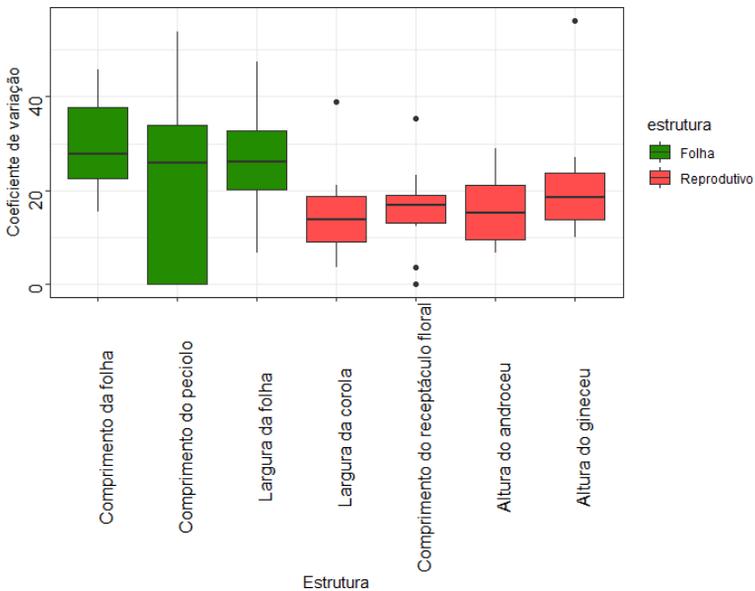
Figura 4 - Espécies de herbáceas da Floresta Nacional (FLONA) de Açu, Açu / RN, analisadas no presente estudo. a. *Borreria spinosa* Cham. et Schlttdl. (Rubiaceae); b. *Centrosema brasilianum* (L.) Benth. (Fabaceae); c. *Chamaecrista hispidula* (Vahl) H.S.Irwin & Barneby (Fabaceae); d. *Hexasepalum apiculatum* (Willd.) Delprete & J.H. Kirkbr. (Rubiaceae); e. *Ipomoea brasiliana* (Choisy) Meisn. (Convolvulaceae); f. *Ipomoea longerosa* Choisy (Convolvulaceae); g. *Jacquemontia gracillima* (Choisy) Hallier f. (Convolvulaceae); h. *Neptunia plena* (L.) Benth. (Fabaceae); i. *Piriqueta guianensis* N.E.Br. (Turneraceae); j. *Richardia grandiflora* (Cham. & Schlttdl.) Steud. (Rubiaceae).



Fotos: Augusto Silva

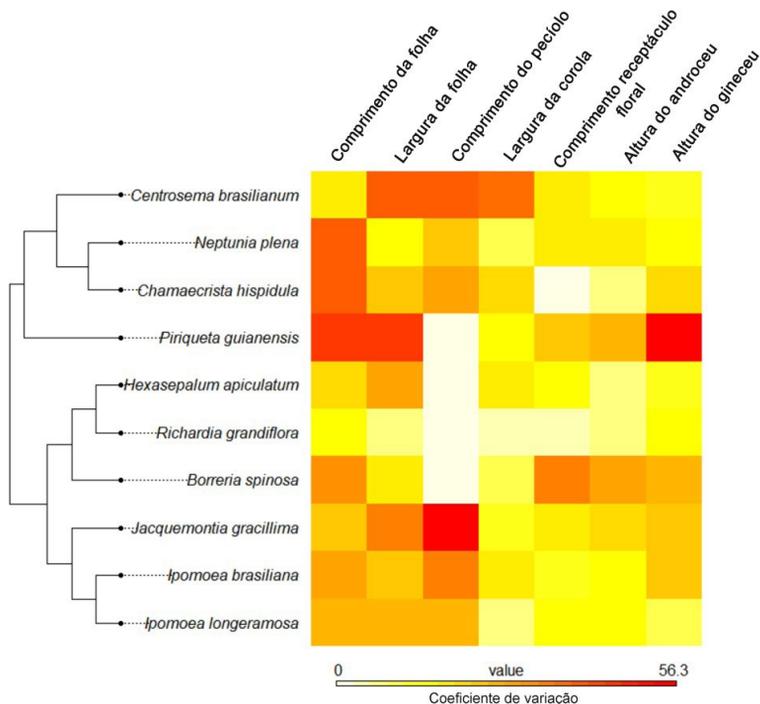
O gráfico de box-plot da variância do CV por estrutura mensurada evidenciou que os maiores valores médios foram obtidos para variáveis representativas de caracteres vegetativos (Figura 5). Já o mapa de calor mostrou que na relação dos CVs por espécie, os maiores valores também foram obtidos para variáveis representativas de caracteres vegetativos na maioria das espécies, com exceção de *Piriqueta guianensis*, a qual mostrou um alto CV para o caracter reprodutivo altura do gineceu (Figura 6).

Figura 5 - Box-plot da variância dos coeficientes de variação em relação as medidas mensuradas agrupadas por caracter.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 6 - Mapa de calor do coeficiente de variação de cada estrutura mensurada para cada uma das espécies avaliadas. Cores mais quentes significam maiores valores do coeficiente de variação.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Na análise de componentes principais, os dois primeiros eixos da ordenação explicaram 89,39% da variância total dos caracteres morfométricos mensurados (Tabela 1). Observando os coeficientes de contribuição de cada variável (Tabela 2) podemos constatar a semelhança entre todas as variáveis no primeiro eixo. Observamos ainda uma alta associação entre as variáveis de flor, constatado pela proximidade dos

vetores, e entre as variáveis de largura e comprimento de folha que apresentam vetores de comprimentos equivalentes e variando na mesma direção (Figura 7). Assim, selecionamos a largura da folha para representar a variação no componente vegetativo e a largura da corola para representar a variação no componente reprodutivo para estabelecer a relação entre a variabilidade no coeficiente de variação desses componentes.

Tabela 1 - Distribuição da contribuição absoluta e relativa da análise de correspondência para os três primeiros eixos.

Componente	Contribuição		
	Eigenvalue	Variância Absoluta	Variância Cumulativa
Eixo 1	5,666	80,944	80,944
Eixo 2	0,591	8,455	89,399
Eixo 3	0,371	5,304	94,704

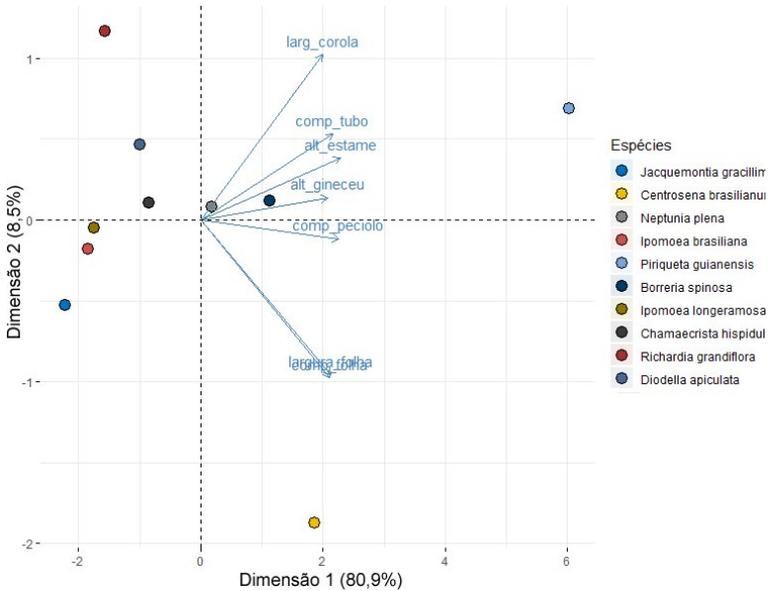
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Tabela 2 - Contribuição de cada variável morfométrica para a análise dos componentes principais (PCA) nos dois primeiros eixos.

Componente	Contribuição	
	Dimensão 1	Dimensão 2
Comprimento da folha	13,805	28,110
Largura da folha	14,021	27,152
Comprimento do pecíolo	15,855	0,399
Largura da corola	12,351	31,034
Comprimento do receptáculo	14,421	8,357
Altura do androceu	16,175	4,377
Altura do gineceu	13,370	0,568

Fonte: elaboração dos autores (2019).

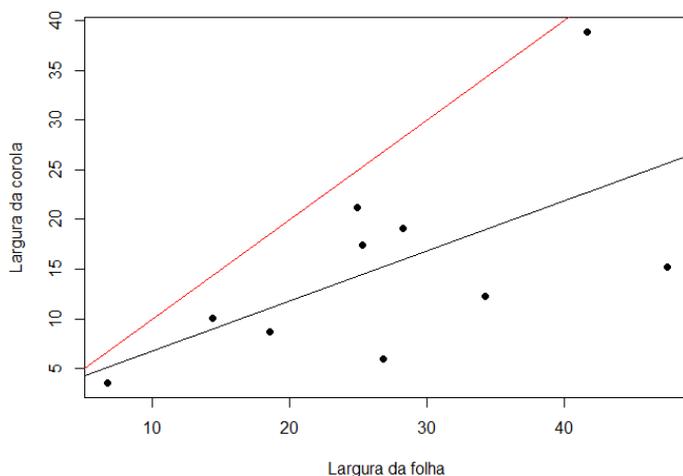
Figura 7 - Análise de componentes principais das variáveis morfométricas mensuradas nas espécies herbáceas da FLONA de Açú, Rio Grande do Norte, Brasil. Os pontos coloridos representam os valores de centroides das espécies amostradas. Variáveis morfométricas: comp_folha = Comprimento da folha, largura_folha = Largura da folha, comp_pecolo = Comprimento do peciolo, larg_corola = Largura da corola, comp_tubo = Comprimento do receptáculo floral, alt_estame = Altura do androceu e alt_gineceu = Altura do gineceu.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

O modelo de regressão evidenciou que os caracteres apresentam uma relação positiva com o carácter vegetativo, seguindo uma proporção de variação do CV maior do que o carácter reprodutivo (Figura 8).

Figura 8 - Gráfico da regressão da relação entre os coeficientes de variação da largura da corola (variável reprodutiva) com a largura da folha (variável vegetativa). A linha vermelha representa relação de variação de 1:1.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

Os resultados obtidos indicam que os caracteres morfológicos reprodutivos variam menos entre as espécies, enquanto que os caracteres morfológicos vegetativos mostram uma maior variação. Isso demonstra que os caracteres reprodutivos são mais conservados em relação aos caracteres vegetativos nestas 10 espécies de plantas herbáceas que ocorrem na Caatinga. Uma espécie específica, *Piriqueta guianensis*, mostrou a maior variação no caractere reprodutivo dentre as espécies amostradas. Uma possível explicação para este resultado pode estar

relacionada a uma característica distinta da espécie em que algumas flores são classificadas como perígina, enquanto outras mostraram um padrão hipógina.

Os organismos podem mudar em resposta ao ambiente em que estão inseridos (MAYHEW, 2006). Segundo Lewontin (1978), as adaptações surgem através da seleção natural como soluções para problemas anteriormente existentes. Os indivíduos se tornam adaptados quando encontram a melhor solução para o problema em que estão inseridos, maximizando sua performance e sobrevivência no meio (LEWONTIN, 1978). Nesse contexto, a interação com o ambiente pode regular o “nicho herdado” pelo organismo através da plasticidade fenotípica, de forma que este passa a responder a condições ambientais pré- estabelecidas (ODLING-SMEE, 2007; ANDERSON *et al.*, 2013). Esse gradiente de seleção influencia traços funcionais ecologicamente importantes, podendo também possuir uma relação direta com o *fitness* do indivíduo a partir da adaptabilidade que este irá apresentar em meio a heterogeneidade ambiental (RAUSHER, 1992; STINCHCOMBE *et al.*, 2002; ANDERSON *et al.*, 2013). Em plantas, essa adaptabilidade implica principalmente em mudanças no desenvolvimento e morfologia dos indivíduos (MAYHEW, 2006).

As plantas respondem de maneira inteligente ao desenvolvimento ecológico (eco- devo), o qual tenta entender como

as mudanças na expressão fenotípica refletem as condições bióticas e abióticas que um organismo ou população presencia, principalmente, levando o *fitness* em consideração (SULTAN, 2015; TREWAVAS, 2014). Além da expressão fenotípica, também devemos considerar a plasticidade que o organismo possui para inferir a adaptabilidade que este irá apresentar no meio (SULTAN, 2015). Com base nisso, as adaptações podem ser altamente influenciadas pelos requerimentos fisiológicos, de maneira que organismos mais plásticos, como as plantas, podem se moldar mais rapidamente para atender exigências requeridas pelo ambiente em que estão inseridas, alterando a forma e função de suas estruturas (SULTAN, 2015; GIVNISH, 1980; TOMLINSON, 1987).

As plantas podem apresentar adaptações a nível de órgãos individuais, como raízes e folhas, podendo responder a condições ambientais de maneira isolada (SULTAN, 2015). Devido sua natureza séssil, o maior grau de plasticidade pode ser apresentado por estruturas que irão conferir uma maior aquisição de recursos, suprindo assim as demandas fisiológicas requeridas pelo organismo. Com base nisso, os caracteres vegetativos apresentaram uma maior variação, pois estas estruturas são responsáveis por sustentar fotosinteticamente todas as outras presentes no corpo da planta (PRIMACK, 1987). A partir desse entendimento, espera-se que as estruturas reprodutivas da planta evoluam de acordo com o seu polinizador específico (PRIMACK, 1987). Cada

espécie de planta é adaptada de um modo particular a seu polinizador através de um conjunto de características que podem variar dentro de uma mesma comunidade ou até mesmo na família (PRIMACK, 1987). Nesse contexto, como os caracteres reprodutivos estão diretamente relacionados com o sucesso reprodutivo do indivíduo, uma menor variação destas estruturas pode refletir o grau de adaptação evolutiva que a espécie em questão possui com seu polinizador.

Finalmente, como plantas herbáceas apresentam modo de vida semelhante, a menor variação em caracteres reprodutivos e maior variação em caracteres vegetativos pode indicar que essas espécies possuem uma estreita relação com os polinizadores, impossibilitando alta variação nesses caracteres, enquanto que tal pressão seletiva não é observada para os caracteres vegetativos. Mesmo que as espécies herbáceas apresentem diferentes morfologias florais, variações inter-específicas nessas formas, mesmo que mínimas, podem ter consequências diretas no uso dessas estruturas pelos polinizadores, resultando diretamente em algum prejuízo no *fitness* reprodutivo. Sendo assim, variações que levem a dificultar ou impedir a ação dos agentes bióticos na reprodução são rapidamente penalizadas, com a “eliminação” destas da população. Por outro lado, uma maior capacidade plástica de estruturas vegetativas em resposta a variações ambientais permite um melhor aproveitamento dos recursos, resultando em maiores taxas de sobrevivência.

Agradecimentos

Agradecemos a Augusto Silva pelas fotos maravilhosas e todo auxílio e esforço na amostragem. Agradecemos à Professora Vanessa Staggemeier pela orientação atenciosa, além do auxílio na triagem de espécies, medição de estruturas, análise estatística e interpretação dos achados. Também somos gratos ao professor Dadão (Eduardo Venticinque) pelas contribuições finais ao artigo.

Referências

- ANDERSON, J. T.; WAGNER, M. R.; RUSHWORTH, C. A.; PRASAD, K. V. S. K.; MITCHELL-OLDS, T. The evolution of quantitative traits in complex environments. **Heredity**, [S. l.], n. 112, p. 4-12, apr. 2013. Número Especial.
- ANDRADE-LIMA, D. **Domínio das Caatingas**. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 1981.
- ARAÚJO, D. **Common Climbing Plants of the Brazilian Caatinga**. Chicago, IL, USA: The Field Museum, 2013.
- EVERT, R.F.; EICHHORN, S.E. **Raven biologia vegetal**. 8. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2014.
- GIVNISH, T. Ecological constraints on the evolution of breeding systems in seed plants: Dioecy and dispersal in gimnosperms. **Evolution**, [S. l.], v. 34, n. 5, p. 959-72, 1980.
- KASSAMBARA, A.; MUNDT, F. **factoextra**: extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. [S. l.: s. n.], 2017. R package version 1.0.5
- LE, S.; JOSSE, J.; HUSSON, F. FactoMineR: an R Package for Multivariate Analysis. **Journal of Statistical Software**, [S. l.], v. 25, n. 1, p. 1-18, 2008.
- LEWONTIN, R. C. Adaptation. **Scientific American**, [S. l.], v. 239, n. 3, p. 212-230, Sept. 1978.
- MAYHEW, P. **Discovering Evolutionary Ecology**: bringing together ecology and evolution. 1st Ed. New York, USA: Oxford University Press, 2006.

- MEDEIROS, A. W. V. *et al.* Parque da Cidade Dom Nivaldo Monte, Rio Grande do Norte – BRASIL: flora do Parque da Cidade – Natal. Chicago, IL, USA: The Field Museum, 2016.
- MIRANDA, M. A. S.; MARACAJÁ, P. B.; SOUSA, D. D.; LIRA, R. B.; MELO, S. B.; AMORIM, L. B. A flora herbácea na FLONA – FLONA de Açú-RN. **Agropecuária Científica no Semi-Árido**, [S. l.], v. 03, n. 1, p. 31-43, 2007.
- ODLING-SMEE, J. Niche inheritance: a possible basis for clarifying multiple inheritance systems in evolution. **Biological Theory**, [S. l.], v. 2, n. 3, p. 276-289, 2007.
- PINHEIRO, K.; RODAL, M. J. N.; ALVES, M. **PLANTS of the CAATINGA, Pernambuco, Brazil**: association with Soil Types in a Semi-Arid Region. Chicago, IL, USA: The Field Museum, 2011.
- PRADO, D. E. As caatingas da América do Sul. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (ed.). **Ecologia e conservação da caatinga**. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2003. p. 3-73.
- PRIMACK, R. B. Relationships among flowers, fruits and seeds. **Annual Review of Ecology and Systematics**, [S. l.], v. 18, p. 409-430, 1987.
- QUEIROZ, R. T.; LOIOLA, M. I. B. **Estação Ecológica Seridó, Rio Grande do Norte, Brasil**: plantas herbáceas da savana estépica Gramineo-Lenhosa. Chicago, IL, USA: The Field Museum, 2015.
- RAUSHER, M. D. The measurement of selection on quantitative traits: biases due environmental covariances between traits and fitness. **Evolution**, [S. l.], v. 46, n. 3, p. 616-626, Jun. 1992.
- RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. **Biologia vegetal**. 8. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2014.

REIS, A. M. S.; ARAÚJO, E. L.; FERRAZ, E. M. N.; MOURA, A. N. Inter-annual variations in the floristic and population structure of an herbaceous community of “Caatinga” vegetation in Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, [S. l.], v. 29, n. 3, p. 497-508, jul./set. 2006.

ROQUE, A. A.; LOIOLA, M. I. B.; JARDIM, J. G. **RPPN Stoessel de Britto, Seridó Region, Rio Grande do Norte, BRASIL: PLANTS of the CAATINGA of Seridó**. Chicago, IL, USA: The Field Museum, 2010.

STINCHCOMBE, J. R.; RUTTER, M. T.; BURDICK, D. S.; TIFFIN, P.; RAUSHER, M. D.; MAURICIO, R. Testing for Environmentally Induced Bias in Phenotypic Estimates of Natural Selection: theory and practice. **The American Naturalist**, [S. l.], v. 160, n. 4, p. 511-523, oct. 2002.

SULTAN, S. E. **Organisms & Environment: ecological development, niche construction, and adaptation**. 1st Ed. Oxford, UK: Oxford University Press, 2015.

TOMLINSON, P. B. Architecture of tropical plants. **Annual Review of Ecology and Systematics**, [S. l.], v. 18, p. 1-21, 1987.

TRINDADE, M. R. O.; JARDIM, J. G. **Herbaceous Flora of the Central Campus UFRN, Natal, BRAZIL**. Chicago, IL, USA: The Field Museum, 2013.

TREWAVAS, A. **Plant behaviour and intelligence**. 1st Ed. London: Oxford University Press, 2014.

WICKHAM, H. **ggplot2: elegant graphics for data analysis**. New York: Springer-Verlag, 2009.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. 5th Ed. Upper Saddle River, NJ: Pearson Prentice-Hall, 2010. 944 p.

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

Material Suplementar

Tabela 1 - Coeficiente de variação das variáveis vegetativas (Var1. Comprimento da folha; Var2. Largura da folha; Var3. Comprimento do pecíolo) e reprodutivas (Var4. Largura da Corola; Var5. Comprimento do receptáculo floral; Var6. Altura do androceu; Var7. Altura do gineceu para cada espécie de herbácea analisada (N=10).

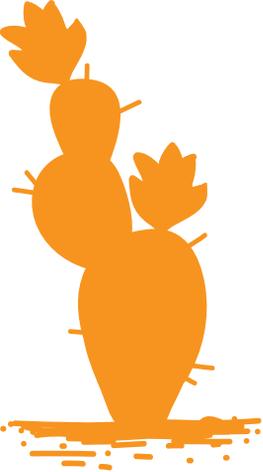
		Vegetativo Reprodutivo						
Família	Espécie	Var1	Var2	Var3	Var4	Var5	Var6	Var7
Convolvulaceae	<i>Ipomoea brasiliana</i>	28,2	25,2	35,0	17,4	12,3	14,7	22,7
	<i>Ipomoea longieramosa</i>	27,3	26,8	27,8	5,9	15,7	15,5	9,9
	<i>Jacquemontia gracilima</i>	22,7	34,2	53,8	12,2	17,4	21,5	23,9
Fabaceae	<i>Centrosema brasilianum</i>	19,1	41,7	42,0	38,8	17,6	14,2	13,1
	<i>Chamaecrista hispidula</i>	39,5	24,9	30,2	21,1	0	7,7	21,7
	<i>Neptunia plena</i>	40,8	14,3	23,7	10,0	19,5	19,6	15,4
Rubiaceae	<i>Borreria spinosa</i>	31,7	18,5	0	8,7	35,4	28,9	27,1
	<i>Hexasepalum apiculatum</i>	15,5	6,6	0	3,5	3,4	6,5	15,5
	<i>Richardia grandiflora</i>	22,3	28,2	0	19,1	16,2	7,9	12,6
Turneraceae	<i>Piriqueta guianensis</i>	45,7	47,5	0	15,2	23,1	25,7	56,3

Tabela 2 - Resultados obtidos para as variáveis vegetativas (comprimento da folha, largura da folha e comprimento do pecíolo) obtidas para cada espécie de herbácea amostrada (N=10).

Família	Espécie	Comprimento da folha	Largura da folha	Comprimento do pecíolo
Convolvulaceae	<i>Ipomoea brasiliana</i>	51,88 ± 14,66	57,48 ± 14,54	40,38 ± 14,15
	<i>Ipomoea longieramosa</i>	29,02 ± 7,94	33,99 ± 9,12	13,47 ± 3,76
	<i>Jacquemontia gracilima</i>	20,60 ± 4,69	7,71 ± 2,64	1,47 ± 0,79
Fabaceae	<i>Centrosema brasilianum</i>	47,03 ± 9,00	61,90 ± 25,82	21,29 ± 8,95
	<i>Chamaecrista hispidula</i>	20,06 ± 7,94	24,61 ± 6,14	22,48 ± 6,80
	<i>Neptunia plena</i>	23,31 ± 9,52	10,59 ± 1,52	8,77 ± 2,09
Rubiaceae	<i>Borreria spinosa</i>	23,18 ± 7,35	5,51 ± 1,02	0
	<i>Hexasepalum apiculatum</i>	20,70 ± 4,63	4,68 ± 1,32	0
	<i>Richardia grandiflora</i>	18,51 ± 4,79	5,47 ± 2,00	0
Turneraceae	<i>Piriqueta guianensis</i>	13,20 ± 6,04	4,79 ± 2,28	0

Tabela 4 - Resultados obtidos para as variáveis reprodutivas (largura da corola, comprimento do receptáculo floral, altura do androceu e do gineceu) obtidas para cada espécie de herbácea amostrada (N=10).

Família	Espécie	Largura da corola	Comprimento do receptáculo floral	Altura do androceu	Altura do gineceu
Convolvulaceae	<i>Ipomoea brasiliana</i>	67,61 ± 11,77	62,76 ± 7,72	33,94 ± 5,01	19,64 ± 4,47
	<i>Ipomoea longerramosa</i>	31,54 ± 1,88	28,59 ± 4,50	12,95 ± 2,02	12,12 ± 1,21
	<i>Jacquemontia gracilima</i>	13,28 ± 1,63	5,91 ± 1,03	4,55 ± 0,98	4,54 ± 1,09
Fabaceae	<i>Centrosema brasilianum</i>	24,77 ± 9,63	13,9 ± 2,45	12,49 ± 1,77	10,91 ± 1,44
	<i>Chamaecrista hispidula</i>	29,97 ± 6,34	0	7,01 ± 0,54	14,1 ± 3,06
	<i>Neptunia plena</i>	23,1 ± 2,32	2,79 ± 0,54	7,17 ± 1,41	8,68 ± 1,34
Rubiaceae	<i>Borreria spinosa</i>	3,66 ± 0,32	2,08 ± 0,74	2,99 ± 0,87	2,85 ± 0,77
	<i>Hexasepalum apiculatum</i>	4,89 ± 0,94	5,67 ± 0,92	6,15 ± 0,49	5,86 ± 0,74
	<i>Richardia grandiflora</i>	14,63 ± 2,04	10,4 ± 1,27	10,38 ± 1,21	11,63 ± 1,69
Turneraceae	<i>Piriqueta guianensis</i>	40,26 ± 6,14	6,35 ± 1,47	4,89 ± 1,26	2,64 ± 1,49



Densidade de Facheiros (*Pilosocereus piauensis*) na FLONA de Açu/RN

Brito, S. S.h.
Dantas, Y. M.
Lopes, L. C.

Resumo

A caatinga é um domínio de floresta sazonalmente seca com grande diversidade e endemismo, sendo o ecossistema que abriga o maior número de espécies da família Cactaceae. Os cactos apresentam adaptações que favorecem a sobrevivência em ambientes áridos. Um cacto de grande porte do semiárido nordestino é o facheiro (*Pilosocereus piauensis*), importante recurso alimentar para diferentes espécies de animais. Dada a sua importância em períodos de seca, objetivamos estimar

a densidade de *P. piauensis* na Floresta Nacional de Açu/RN (FLONA-Açu), além de analisar a influência da altitude e da localização (borda da estrada e interior da caatinga) na arquitetura dos facheiros. Quantificamos os indivíduos da espécie existentes em sete parcelas de 0,1 ha, mensurando também a altitude e a coordenada geográfica de cada indivíduo. Não houve relação significativa entre a densidade de facheiros e a altitude. Apesar disso, estimamos a densidade média de facheiros para FLONA-Açu considerando a elevação topográfica, obtendo assim uma estimativa mais próxima à realidade da área. Estimamos um total de 12.370 facheiros para FLONA, havendo um mínimo de 15 facheiros/ha e um máximo de 80 facheiros/ha. Em ambientes semiáridos, a intensidade das secas pode gerar distúrbios ecológicos capazes de limitar os recursos alimentares e reduzir o tamanho das populações. Nesse contexto, espécies resistentes, como *P. piauensis*, são particularmente importantes para a manutenção de populações da fauna local, como de morcegos nectarívoros. Assim, nosso trabalho ressalta a importância da Floresta Nacional de Açu como fragmento remanescente deste recurso, auxiliando a sustentar o ecossistema da caatinga no estado. Reconhecemos também a importância de se conhecer mais a ecologia desta espécie para melhor nortear ações de manejo futuras, seja na unidade de conservação ou no entorno.

Palavras-chave: Caatinga; Cactaceae; Elevação; Rio Grande do Norte.

Introdução

A caatinga é uma floresta tropical sazonalmente seca localizada na região semiárida do Brasil, com aproximadamente 735.000 km² (LEAL; TABARELLI; SILVA, 2003). Nesse domínio fitogeográfico a dinâmica das chuvas apresenta alta imprevisibilidade, com variação interanual irregular em volume e distribuição (Reis 1976). Essa dinâmica molda a abundância dos recursos na paisagem, levando a uma alta heterogeneidade espacial que limita a disponibilidade desses recursos ao longo do tempo (SCHWINNING; SALA, 2004). Apesar da caatinga ser considerada o ecossistema brasileiro menos valorizado e conhecido (SANTOS *et al.*, 2011), ela apresenta grande diversidade e endemismo, além de exercer um importante papel na manutenção dos processos macroecológicos regionais (LEAL *et al.*, 2005). A família Cactaceae tem bastante expressividade no endemismo vegetal desse ecossistema (TAYLOR; ZAPPI, 2004). Na Caatinga, onde as condições hídricas se apresentam como fator limitante (FERREIRA *et al.*, 2009), a alta eficiência no uso de água torna as cactáceas importantes, pois as suas características estruturais favorecem a instalação de artrópodes e disponibilizam água para diversos outros organismos (CASTREZANA; MARCOW, 2001; PFELIER; MARCOW, 2011; MENDES *et al.*, 2018).

Os cactos podem ser encontrados sobre solos, rochas e outras plantas (TAYLOR; ZAPPI, 2004). Apresentam uma morfofisiologia característica, como folhas transformadas em espinhos, ramos suculentos fotossintetizantes e vacúolos armazenadores de água (NOBEL; BOBICH, 2002). Essas particularidades permitem que os cactos sejam perenes e verdes mesmo em ambiente com estresse hídrico. O facheiro (*Pilosocereus* spp.) é um cacto colunar de grande porte encontrado no semi-árido nordestino, servindo de alimento para várias espécies como, por exemplo, morcegos nectarívoros (SCHMIDT, 2016), principalmente durante longos períodos de seca.

Dada a sua importância ecológica, objetivamos:

- a) estimar a densidade total de facheiros (*P. piauensis*) para a Floresta Nacional de Açu/RN (FLONA-Açu), um importante remanescente florestal da caatinga no estado;
- b) analisar se a densidade de facheiros é condicionada pela topografia do terreno; e
- c) comparar a arquitetura dos facheiros entre a borda da estrada e interior da Caatinga.

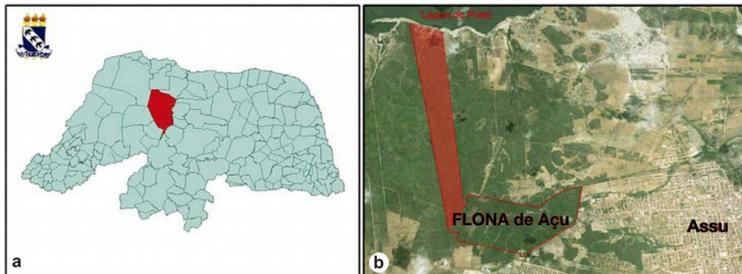
Levando em consideração observações feitas em outras espécies do gênero que ocorrem em altitudes mais altas (LUCENA *et al.*, 2015), possuímos a seguinte predição: uma maior densidade de facheiros ocorrerá em altitudes maiores da FLONA-Açu/RN.

Material e Métodos

Área de estudo

Desenvolvemos nosso estudo na Floresta Nacional de Açú (FLONA-Açú), localizada a sudoeste da sede municipal de Assú (05°34'20"S, 36°54'33"O), região central do Estado do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil (Figura 1). A FLONA-Açú é uma Unidade de Conservação Federal criada pela portaria n.º 245 de 18/07/2001, com o objetivo de promover o manejo adequado dos recursos naturais da Caatinga (BRASIL, 2002). Cerca de 80% da precipitação anual deste local concentra-se em poucos meses do ano, de fevereiro a maio, sendo marcadamente sazonal, no entanto, a distribuição e volume anual dentro do período chuvoso são imprevisíveis (VELLOSO; SAMPAIO; PAREYN, 2002).

Figura 1 - Mapa da Floresta Nacional de Açú/RN (FLONA-Açú), área de nosso estudo; porção recentemente adquirida pela FLONA (destacada em vermelho) foi desconsiderada para estimativa da densidade.



Fonte: Adaptada de Amorim *et al.* (2016).

Coleta de dados

Para amostragem dos indivíduos de *Pilosocereus piauensis* (Figura 2), percorremos uma distância total de 5 km ao longo de uma das trilhas da FLONA-Açú (do prédio administrativo da FLONA até a lagoa do Piató) e amostramos sete parcelas lineares de 100 metros dispostos perpendicularmente a trilha principal. Contabilizamos todos os facheiros a uma distância máxima de cinco metros de cada lado da parcela, de forma que cada área amostrada foi equivalente a 1.000 m². Além disso, georreferenciamos e medimos a elevação do terreno em cada ponto da parcela onde localizamos um facheiro, com auxílio de um equipamento de GPS de marca GARMIN. Para cada indivíduo, estimamos visualmente as medidas de altura e diâmetro da copa para comparar a arquitetura entre os indivíduos localizados na borda da estrada (ambiente com muita luminosidade) e no interior da Caatinga (ambiente com menos luz disponível). Portanto, apesar de termos medido alguns indivíduos que estavam localizados na borda da estrada, estes não fizeram parte das parcelas e não foram utilizados para a estimativa da densidade.

Figura 2 - Indivíduo de facheiro (*Pilosocereus piuiensis*) amostrado na FLONA-Açu, RN/Brasil.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Análise dos dados

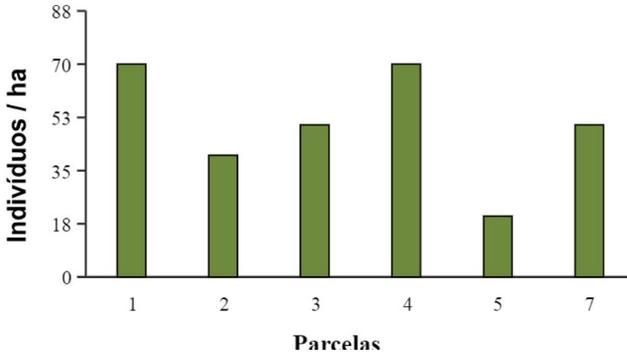
Inicialmente, realizamos uma análise exploratória dos dados para evitar erros tipo 1 e tipo 2 ou reproduzir resultados influenciados por poucas observações (ZUUR; IENO; ELPHICK, 2010). Em seguida, estimamos a densidade (indivíduos/ha) de *P. piuiensis* para cada parcela (número de indivíduos/área da parcela (1.000) x 10.000) e calculamos a média da densidade de facheiros/ha para a FLONA (Σ (densidade de facheiros estimada em cada parcela)/número de parcelas).

Também realizamos uma regressão linear para avaliar de que maneira a elevação do relevo influencia a densidade de *P. piauensis*. Para testar a relação da altura (m) e área da copa (m²) dos facheiros entre a área de borda da estrada e interior da caatinga, aplicamos uma ANCOVA. Por fim, estimamos o número de indivíduos de *P. piauensis* para a FLONA-Açú aplicando a equação da relação da altitude com a densidade de facheiros no programa ArcGis10.1.

Resultados

Registramos a presença de *P. piauensis* em seis das sete parcelas amostradas (na parcela seis nenhum facheiro foi registrado), obtendo um número total de 30 indivíduos. Levando em consideração que a parcela seis continha um solo mais argiloso, compactado e que estava muito próxima da linha de alta tensão (local que já sofreu corte raso e é realizada periodicamente a manutenção da altura da vegetação, optamos por excluir essa parcela de nossas análises. Assim, as parcelas consideradas tiveram densidades que variaram de 20 a 70 indivíduos/ha (Figura 3), resultando em uma densidade média de 50 indivíduos/ha para a FLONA-Açú.

Figura 3 - Densidade de facheiros (indivíduos/ha) em cada parcela (1 a 7) amostradas em nosso estudo.

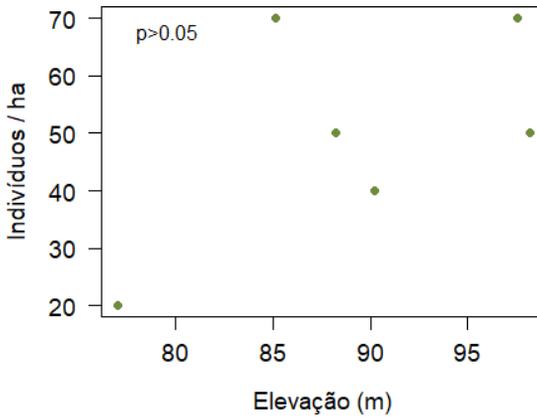


Fonte: elaboração dos autores (2019).

A regressão linear revelou que não houve relação significativa entre a densidade de facheiros e a elevação do terreno ($gl=1,4$, $T=1,438$, $P=0,224$, Figura 4), de forma que a elevação explica apenas 17,59% da variação na densidade de facheiros. Deve-se considerar que foram apenas 6 parcelas amostradas devido ao curto tempo disponível para o exercício, mas ainda assim houve uma tendência positiva na relação entre as variáveis, e existe a possibilidade, caso se aumente o esforço amostral, que essa relação se mostre significativa. Dessa forma, optamos por considerar essa pequena correção da altitude sobre a estimativa de densidade, cuja modificação é pouco expressiva porém mais condizente com a topografia da área. Assim, estimamos que há um total de 12.370 facheiros

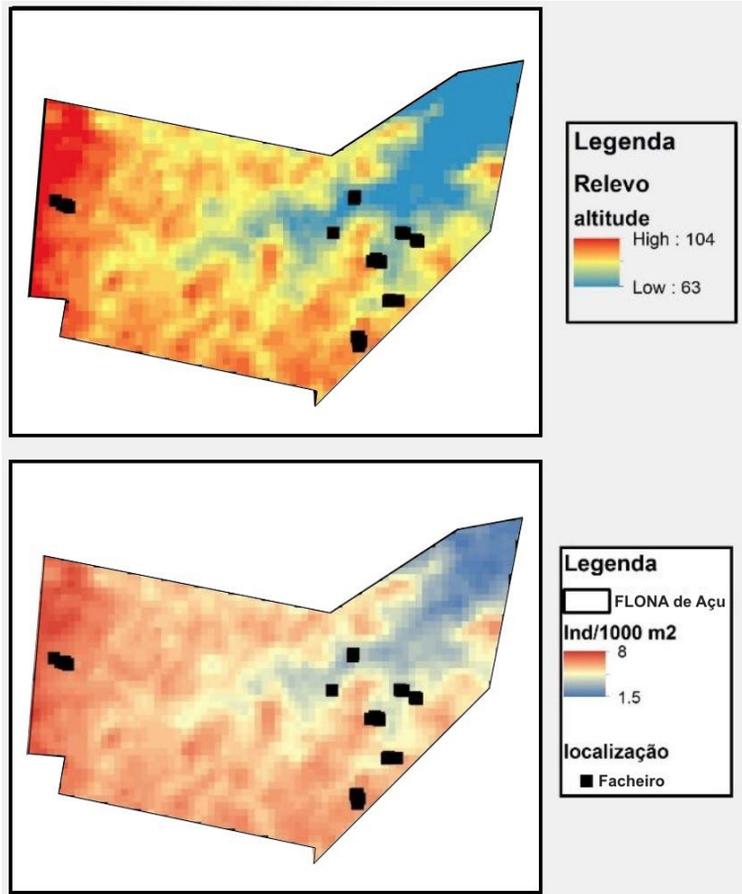
na FLONA-Açú, havendo um mínimo de 15 facheiros/ha e um máximo de 80 facheiros/ha (Figura 5).

Figura 4 - Regressão linear entre a densidade de facheiros (indivíduos/ha) e a elevação do terreno (m).



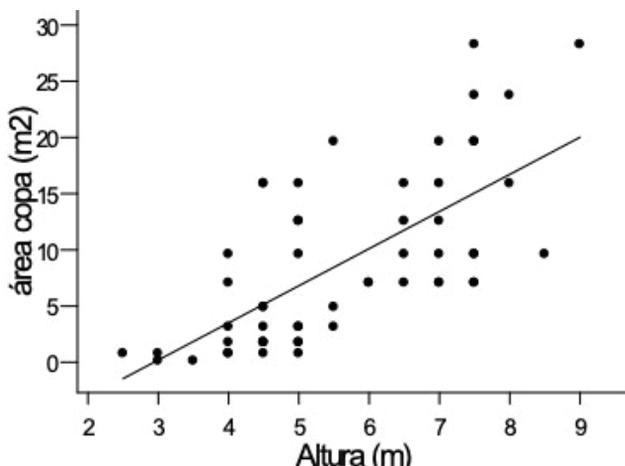
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 5 - Mapeamento do relevo da FLONA-Açu/RN(acima) e modelagem da densidade de facheiros (indivíduos/ha) para a área da FLONA (abaixo). Quadrados pretos representam indivíduos de *P. piuiensis* amostrados nas parcelas.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 6 - Resultado da regressão linear entre a área da copa (m^2) e a altura (m) dos facheiros na FLONA-Açú/RN.

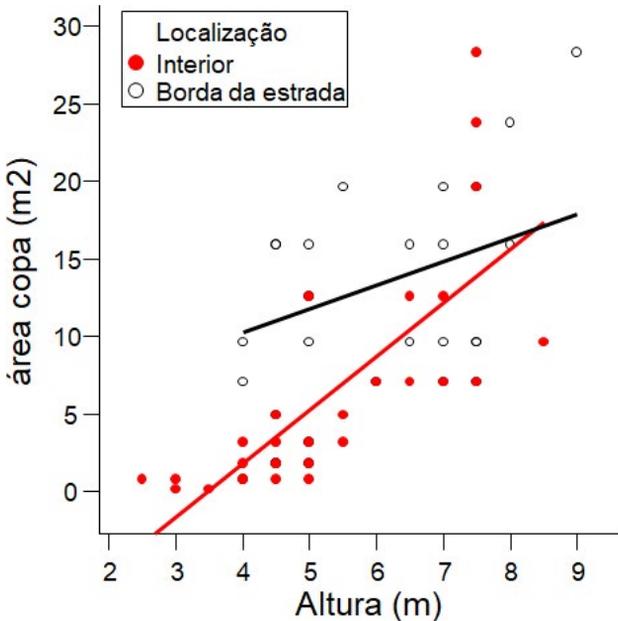


Fonte: elaboração dos autores (2019).

A relação entre a área da copa (m^2) e a altura (m) dos facheiros foi significativa ($gl=1,4$, $T=6,828$, $P=0,000$, Figura 6, Tabela 1 do Material Suplementar), sendo que a altura explicou 46,34% da variação na área da copa. Entretanto, essa relação variou de acordo com a localização das plantas: facheiros próximos à borda da estrada tiveram copas maiores que os do interior das parcelas, considerando altura como covariável ($gl=1,52$, $F= 7,100$, $P=0,010$, Figura 7, Tabela 2 do Material Suplementar). Consideramos que há interação entre esses fatores (altura e localização) em relação à área da copa ($gl=1,52$, $F= 3,900$, $P=0,054$) indicando que não é possível traçar a relação entre altura e tamanho da copa sem

considerar a localização do indivíduo: a relação entre altura e área da copa é muito mais forte para indivíduos localizados no interior da mata.

Figura 7 - Resultado da regressão linear entre a área da copa (m^2) e a altura (m) dos facheiros na FLONA-Açu/RN, de acordo com a localização dos facheiros: em vermelho estão as parcelas, no interior da caatinga e em preto os pontos na borda da estrada. Observe a inclinação das retas e a ocorrência de interação entre a localização do ponto e a altura do facheiro.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

Apesar da ausência de significância entre a densidade de facheiros e a topografia, nós estimamos a densidade média de facheiros para FLONA-Açú considerando a elevação topográfica da área. Acreditamos que seja importante ponderar sobre a interpretação estatística, particularmente quando se tem poucas amostras e o padrão pode ser completamente alterado pelo comportamento de um ponto. Apesar da baixa quantidade de réplicas, houve uma tendência de aumento na densidade do facheiro em altitudes mais elevadas, sendo que, uma de nossas parcelas (4) localizada em baixa altitude, apresentou alta densidade de facheiros e isso reduziu o poder explicativo do modelo. Ao desconsiderarmos essa parcela em uma análise exploratória, obtivemos uma relação significativa entre elevação e densidade ($R^2 = 0,67$, $P < 0,05$).

Estimamos a abundância total do cacto *P. piauensis* para a FLONA-Açú em 12.370 indivíduos e reconhecemos a importância de se considerar o gradiente de elevação do solo para mostrar um retrato mais similar à realidade, uma vez que a densidade não é homogeneamente distribuída, entretanto que as áreas podem ter leve variação na densidade dependendo da topografia (PICKUP; CHEWINGS, 1996). Na área de estudo, a espécie está visivelmente associada a solos pedregosos e ausente em solos argilo-arenosos. Outra espécie do gênero *Pilosocereus* foi considerada com pequenas populações para

algumas áreas da caatinga (260 indivíduos/ha) (RIBEIRO; MEIADO; LEAL, 2015), enquanto que um estudo em Lages/RN (SCHMIDT, 2016) reportou uma abundância de espécies de *Pilosocereus* superior a encontrada na Flona-Açu (1454 indivíduos/ha).

Ademais, a arquitetura dos facheiros amostrados diferiu de acordo a localização dos pontos. Nossos resultados indicam que indivíduos localizados em áreas mais abertas, onde há menor competição por luz, podem investir antecipadamente no aumento da área da copa e assim maximizar a superfície disponível para fotossíntese. Enquanto isso, indivíduos habitando áreas fechadas necessitam investir primeiro em crescimento vertical, começando a expandir a área da copa apenas após alcançar a altura do dossel, semelhante ao encontrado em estudo de sombreamento em um ambiente tropical úmido, por Lone *et al.* (2015) para *Melanocactus bahiensis*.

Em ambientes semiáridos, a intensidade das secas pode gerar distúrbios ecológicos capazes de limitar os recursos alimentares e reduzir o tamanho das populações, seja por limitação da dispersão ou aumento da mortalidade (DEAN; BARNARD; ANDERSON, 2009; SANTISTEBAN *et al.*, 2012). No ano de 2012, por exemplo, ocorreu a seca regional mais severa dos últimos 30 anos para a Caatinga (RODRIGUES; MCPHADEN, 2014), e desde então as chuvas permanecem abaixo da média histórica anual (750 mm). Nesse contexto, espécies resistentes, como *P. piauiensis*, são particularmente

importantes para a manutenção de populações animais locais, utilizado oportunisticamente inclusive para alimentação de animais domésticos (CAVALCANTI; KIILL, 2002; SCHMIDT, 2016). O gênero *Pilosocereus* é notadamente o gênero de cacto colunar mais abundante destes ambientes sendo a espécie central para a manutenção de morcegos nectarívoros na Caatinga (TORQUATO, 2015; SCHMIDT, 2016). Outras espécies desse gênero são reportadas como recursos para a fauna silvestre de pássaros, artrópodes e morcegos (ROCHA; MACHADO; ZAPPI, 2007, SCHMIDT, 2016), contudo, o *P. piauensis* permanece pouco conhecido.

Apesar de sua diversidade e alto nível de endemismo (ANDRADE-LIMA, 1982), a Caatinga é um dos ecossistemas mais modificados e fragmentados pelo homem no Brasil (CASTELLETTI *et al.*, 2003). Nossa estimativa de densidade de 12.370 facheiros demonstra que a FLONA-Açu é uma importante reserva desse recurso, que pode ser fundamental para a manutenção de diversas espécies nativas na época de seca nesta região.

Agradecimentos

Agradecemos ao professor Dadão (Eduardo Venticinque) pela orientação e colaboração para o desenvolvimento do projeto, ao Augusto, monitor de Eco Campo II, pelo esforço, apoio na coleta de dados pela mata e disponibilização de material de consulta.

Referências

ANDRADE-LIMA, D. The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 4, n. 1, p. 149-153, 1982.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Agenda 21 Brasileira**: resultado da consulta nacional. [S. l.]: ICMBio, 2002. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/9939-flona-de-acu-trabalha-para-elaborar-plano-de-manejo>. Acesso em: 26 maio 2019.

CASTREZANA, S.; MARKOW, T. A. Arthropod diversity in necrotic tissue of three species of columnar cacti (Cactaceae). **The Canadian Entomologist**, [S. l.], n. 133, p. 301-309, 2001.

CAVALCANTI, N. B.; KIILL, L. H. P. Ocorrência e utilização do facheiro (*Pilosocereus pachycladus* Ritter - Cactaceae) nas Caatingas de Pernambuco, Bahia e Paraíba. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 53.; REUNIÃO NORDESTINA DE BOTÂNICA, 25., 2002, Recife. **Resumo**[...]. Recife: Sociedade Botânica do Brasil: Universidade Federal Rural de Pernambuco: Universidade Federal de Pernambuco, 2002. p. 131.

CASTELLETTI, C. H. M.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. **Quanto ainda resta da caatinga?** uma estimativa preliminar. [S. l.]: EMBRAPA, 2003. p. 91-100.

DEAN, W.; BARNARD, R. J. P.; ANDERSON, M. D. When to stay, when to go: trade-offs for southern African arid-zone birds in times of drought. **South African Journal of Science**, [S. l.], v. 105, n. 1-2, p. 24-28, jan./feb. 2009.

FERREIRA, M. A.; SILVA, F. M.; BISPO, S. V.; AZEVEDO, M. Estratégias na suplementação de vacas leiteiras no semi-árido do

Brasil. **Revista Brasileira de Zootecnia**, [S. l.], v. 38, p. 322-329, 2009. Suplemento especial.

LEAL, I. R.; SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; LACHER JÚNIOR, T. E. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, [S. l.], v. 1, n. 1, p. 139-146, jul. 2005.

LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (ed.). **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária UFPE, 2003. 822 p.

LONE, A. B.; TAKAHASHI, L. S. A.; FARIA, R. T., DESTRO, D. Desenvolvimento vegetativo de *Melanocactus bahiensis* (Cactaceae) sob diferentes níveis de sombreamento. **Ceres**, Viçosa, v. 56, n. 2, p. 199-203, mar./abr. 2009.

LUCENA, C. M.; RIBEIRO, J. E. S.; NUNES, E. N.; MEIADO, M. V.; QUIRINO, Z. G. M.; CASAS, A.; LUVENA, R. F. P. Distribuição local de *Cereus jacamacaru* DC. subsp. *jacamacaru* e *Pilosocereus pachicladus* F. Ritter subsp. *pernambucensis* (F. Ritter) Zappi (Cactaceae) e sua relação com uma comunidade rural no município do Congo, Paraíba. **Gaia Scientia**, [S. l.], v. 9, n. 2, p. 97-103, 2015. Edição especial Cactaceae.

MENDES, Z. R.; BRESCOVIT, A. D.; MELO, M. M. R. F.; WANDERLEY, M. G. L. Spider communities in two plant architectures of epiphytic cacti in the Brazilian Atlantic forest. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, [S. l.], v. 53, n.3, p. 184-193, Apr. 2018.

NOBEL, P. S.; BOBICH, E. G. Environmental Biology. In: NOBEL, P. S. (org.). **Cacti: Biology and uses**. Los Angeles, CA: University of California Press, 2002. p. 57-74.

PFEILER, E.; MARKOW, T. A. Phylogeography of the Cactophilic *Drosophila* and Other 4 Arthropods Associated with Cactus Necroses in the Sonoran Desert. **Insects**, [S. l.], v. 2, n. 2, p. 218-231, 2011.

PICKUP, G.; CHEWINGS, V. H. Correlations between dem-derived topography indices and remotely-sensed vegetation cover in rangelands. **Earth surface processes and landforms**, [S. l.], v. 21, n.6, p. 517-529, Jun.1996.

R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2019. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 6 set. 2012.

REIS, A. C. **Clima da caatinga**. [S. l: s. n.], 1976. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 48., p. 325- 335.

RIBEIRO, E. M. S.; MEIADO, M. V.; LEAL, I. R. The role of clonal and sexual spread in cacti species dominance at the Brazilian Caatinga. **Gaia Scientia**, [S. l.], v. 9, n. 2, p. 27-33, 2015. Edição especial Cactaceae.

ROCHA, E. A.; MACHADO, I. C.; ZAPPI, D. C. Floral biology of *Pilosocereus tuberculatus* (Wederm.) Byles and Rowley: a bat pollinated cactus endemic from the “Caatinga” in northeastern Brazil. **Bradleya**, [S. l.], v. 25, p. 129-144, 2007.

RODRIGUES, R. R.; MCPHADEN, M. J. Why did the 2011-2012 La Niña cause a severe drought in the Brazilian Northeast?. **Geophysical Research Letters**, [S. l.], v. 41, n. 3, p. 1012- 1018, 2014.

SANTISTEBAN, L.; BENKMAN, C. W.; FETZ, T.; SMITH, J. W. Survival and population size of a resident bird species are declining as temperature increases. **Journal of Animal Ecology**, [S. l.], v. 81, p. 352-363, 2012.

SANTOS, J. C.; LEAL, I. R.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; FERNANDES, G. W.; TABARELLI, M. Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. **Tropical Conservation Science**, [S. l.], v. 4, n. 3, p. 276-286, 2011.

SCHMIDT, E. C. **Structure of mutualistic networks between bats and plants and other feeding strategies in a semiarid Caatinga Forest of Rio Grande do Norte, Brazil**. 2016. 81 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2016.

SCHWINNING, S.; SALA, O. E. Hierarchy of responses to resource pulses in aid and semi-arid ecosystems. **Oecologia**, [S. l.], v. 141, n. 2, p.211-220, 2004.

TAYLOR, N.; ZAPPI, D. C. **Cacti of Eastern Brazil**. Kew: Royal Botanic Gardens, 2004.

TORQUATO, J. L. **Produção e consumo de frutos zoocóricos em dois fragmentos florestais do oeste do Rio Grande do Norte, Brasil**. 2015. 51 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2015.

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. (ed.). **Ecorregiões propostas para o bioma Caatinga**. Recife: Associação Plantas Nordeste; Instituto de Conservação Ambiental The Nature Conservancy do Brasil, 2002. 76 p.

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

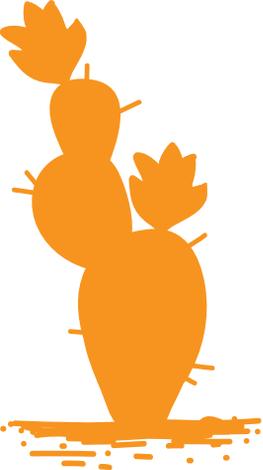
Material Suplementar

Tabela 1 - Resultado da regressão linear entre a área da copa (m²) e a altura (m) do Facheiro na FLONA-Açu/RN.

Variável	Coefficiente	Erro Padrão	T	P
Constante	-9,7073	2,8297	-3,4306	0,001
Altura	3,3024	0,4836	6,8284	0,000

Tabela 2 - Resultado da ANCOVA entre a área da copa (m²) e a altura (m) dos Facheiros da FLONA-Açu/RN de acordo com a localização desses em relação ao interior da caatinga ou borda da estrada.

Variável	SQ	GL	F	P
Altura	655,80	1	25,30	0,000
Localização	184,50	1	7,10	0,010
Interação	100,40	1	3,90	0,055
Erro	1348,80	52		



Efeito da paisagem e da densidade de indivíduos sobre a estrutura etária da carnaúba (*Copernicia prunifera*)

Bezerra, P. E. S.

Brito, S.s. H.

Franco, J. R. A.

Resumo

A densidade, a distribuição e a estrutura etária são atributos populacionais que podem variar continuamente no espaço e no tempo através do acréscimo de indivíduos, provenientes de nascimentos, do decréscimo por mortes e das flutuações devido às migrações entre habitats. O objetivo do estudo foi entender como as paisagens de dois ambientes exercem efeito sobre a estrutura etária da população da espécie *Copernicia*

prunifera (Miller) H.E. Moore (carnaúba), sendo um ambiente exposto e à margem de lagoa e outro ambiente localizado em baía. Também avaliamos no estudo se a mortalidade foi dependente da densidade dos indivíduos da espécie. Amostramos um total de 25 indivíduos de carnaúba, e encontramos diferenças nas estruturas etárias das populações entre os ambientes estudados. Houve recrutamento regular de plântulas no ambiente de baía e falhas no recrutamento para o ambiente exposto. Não foram registrados indivíduos de carnaúba mortos no ambiente de baía para os estágios jovens e adultos. Ao contrário, o ambiente exposto apresentou tanto indivíduos jovens quanto adultos mortos. Em relação à mortalidade, as características das paisagens do ambiente pareceram exercer maior influência na frequência dos indivíduos de todos os estágios de vida comparado à densidade da vegetação, isso indica que existiu pouca influência do padrão de mortalidade dependente da densidade. O ambiente de baía apresentou papel importante na manutenção das populações de carnaúba, considerando a menor mortalidade dos indivíduos e maior recrutamento de plântulas nesse local. Assim, reconhecemos a importância do desenvolvimento de estudos demográficos da *Copernicia prunifera*, a longo prazo, nos diferentes habitats e nas populações manejadas em que a espécie ocorre.

Palavras-chave: Caatinga; Estrutura Populacional; Recrutamento; Mortalidade

Introdução

O perfil demográfico de uma população pode apresentar comportamento dinâmico (ROYAMA, 2012). A densidade, a distribuição e a estrutura etária são atributos populacionais que podem variar continuamente no espaço e no tempo através do acréscimo do número de indivíduos provenientes de nascimentos, decréscimos por mortes e flutuações por emigração entre manchas de habitat (ROYAMA, 2012). A estrutura etária reflete a contribuição reprodutiva de diferentes fases do ciclo de vida para o crescimento das populações. Os indivíduos nas primeiras fases de recrutamento (i.e., estágios de plântula) e os senis (i.e., indivíduos maduros) não contribuem com descendentes para as próximas gerações, enquanto que os indivíduos adultos são aqueles responsáveis pelo acréscimo de indivíduos. Desse modo, a taxa intrínseca de crescimento populacional é influenciada pelas diferentes classes de idade (SILLET *et al.*, 2010).

A distribuição espacial dos organismos está relacionada com a qualidade do ambiente no que se refere à capacidade em prover condições e recursos necessários à sobrevivência, crescimento e reprodução (CHENAIS, 1990; BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). No caso dos vegetais, fatores como solo, disponibilidade hídrica, pH, luminosidade e umidade podem apresentar limites para a persistência das espécies (PRICE *et al.*, 2017). Consequentemente, determinadas espécies

distribuem-se em manchas restritas de habitat favoráveis ao seu crescimento, com cada uma se estabelecendo em paisagens heterogêneas (PRICE *et al.*, 2017). Os ambientes semiáridos, como a Caatinga, onde a disponibilidade de água é um fator limitante, apresentam espécies que possuem adaptação a ambientes úmidos e que normalmente são restritas a zonas alagáveis de vegetação ciliar (ARRUDA; CALBO, 2004). Uma dessas espécies é a *Copernicia prunifera* (Miller) H.E. Moore popularmente conhecida como carnaúba.

A carnaúba é uma palmeira típica do Nordeste brasileiro que atinge de 10 a 15 metros de altura e distribui-se pelos estados do Rio Grande do Norte, Ceará, Piauí, Maranhão, Bahia e Sergipe (ROCHA *et al.*, 2015). Essa espécie ocorre em solos hidromórficos das planícies de inundação dos rios nordestinos e seus frutos são um importante recurso para a fauna da Caatinga (REIS *et al.*, 2011). A carnaúba possui importância econômica considerável, suas folhas são utilizadas para obtenção de cera e sua celulose, de alta qualidade, é usada para fabricação de papel. Além disso, a espécie apresenta potencial paisagístico, sendo muito usada em programas de ornamentação urbana (ARRUDA; CALBO, 2004).

Nesse contexto, o objetivo do presente estudo foi entender os efeitos da paisagem e da densidade de indivíduos de carnaúba sobre a estrutura etária e a mortalidade da sua população. Esperávamos que a estrutura etária fosse diferente entre

os ambientes estudados devido à diferentes condições ambientais e que a densidade afetasse a mortalidade dos indivíduos.

Material e Métodos

Área de estudo

Desenvolvemos o estudo na Floresta Nacional (FLONA) de Açú, Unidade de Conservação Federal criada pela portaria n.º 245 de 18/07/2001, que possui o objetivo de promover o manejo adequado dos recursos naturais do bioma da Caatinga. A FLONA está localizada a sudoeste do sítio urbano do município de Assú (05°34'20"S, 36°54'33"W), região central do Estado do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. A FLONA apresenta cerca de 218,45 hectares com altitude média de 100 metros (COSTA *et al.*, 2010). Mais especificamente, o estudo foi desenvolvido próximo a lagoa do Piató, uma das mais importantes do estado. O clima da região é semiárido e a vegetação, sazonalmente seca, apresenta aspecto arbóreo-arbustivo (SILVA *et al.*, 2017; COSTA *et al.*, 2010). Cerca de 80% da precipitação anual do bioma Caatinga concentra-se em poucos meses do ano (fevereiro - maio), com 704 mm de precipitação média anual (COSTA *et al.*, 2009). No entanto, a distribuição e volume anual dentro do período chuvoso são imprevisíveis.

Coleta de Dados

A coleta de dados ocorreu em dois ambientes (Figura 1). O primeiro fica localizado às margens da lagoa do Piató, a qual caracterizamos como “ambiente exposto” e o segundo em uma área isolada, com cerca de 200 metros, o qual denominamos de “ambiente de baía”. Para a coleta de dados demográficos sobre a estrutura etária da população, definimos sete estágios ontogenéticos de desenvolvimento: estágios de plântula 1, 2, 3 e 4, jovem, subadulto e adulto ou maduro (Figura 2). Para essas classificações, nos baseamos em diferenças estruturais das plantas, como caracteres morfológicos da folha, do caule e do pecíolo.

Para a amostragem, primeiro selecionamos uma árvore adulta e, com o auxílio de uma fita métrica, delimitamos um raio de 5 metros em torno dessa árvore focal. Dentro desse raio foram contabilizados o número de indivíduos nas diferentes fases ontogenéticas pré-definidas. Ao término da contagem dos indivíduos de cada fase ontogenética, contávamos mais cinco árvores maduras posteriores à primeira árvore focal, seguindo paralelamente em linha reta para selecionar a próxima árvore focal da amostragem. Dessa forma, o processo era reiniciado para contagem dos indivíduos no raio de 5 m para cada estágio de vida (Figura 3). Ao todo, foram amostrados 14 indivíduos no ambiente de baía e 11 indivíduos no ambiente exposto.

Figura 1 - Vista dos ambientes de estudo próximos à lagoa do Piató, município de Assú – RN com indivíduos da espécie de carnaúba (*Copernicia prunifera*). O ambiente exposto é caracterizado por uma área aberta com maior influência de fatores abióticos como vento, temperatura e umidade. A baía apresenta vegetação de *C. prunifera* saudável e aspecto de ambiente preservado. À esquerda – Vista lateral da área Exposta, Foto: Ana Asato. À direita – Vista frontal da área da Baía.



Foto: Saulo Brito.

Com o intuito de investigar possíveis efeitos da densidade dos indivíduos de carnaúba sobre a mortalidade de jovens, subadultos e adultos da mesma espécie, selecionamos 5 subconjuntos da população, com 20 indivíduos cada, totalizando 100 indivíduos para cada ambiente. Posteriormente, medimos as distâncias entre as árvores mais próximas, para estimar a densidade, e contabilizamos o número de indivíduos jovens, subadultos e adultos mortos em cada ambiente.

Análise de dados

Inicialmente, realizamos uma análise exploratória dos dados, de acordo com o método de Zuur, Ieno e Elphick (2010), para evitar erros estatísticos e erros na interpretação dos resultados. Após isso, executamos um teste G para verificar diferenças na distribuição da frequência de plantas em cada estrutura etária e em cada ambiente, bem como no recrutamento de plântulas. Para avaliar o índice de mortalidade, com base na densidade da vegetação de cada ambiente, realizamos uma Análise de Covariância (ANCOVA). Realizamos novamente um teste G para avaliar a mortalidade dos indivíduos por classe etária nos ambientes de Baía e Exposto. Foi utilizado o teste de Levene para testar a homogeneidade das variâncias e o teste de Shapiro-Wilk para testar a normalidade dos dados, após o resultado, foi aplicado o teste-t para verificar a diferença da densidade de plantas entre os dois ambientes estudados.

Resultados

O ambiente exposto apresentou frequência menor de indivíduos nos estágios iniciais (plântulas dos estágios 1 e 2), indicando falha no recrutamento da carnaúba para esse ambiente. Ao contrário, o ambiente de Baía apresentou frequência média no recrutamento de plântulas regular (Figura 4). Esse ambiente apresentou um padrão populacional conhecido como “J” invertido, o qual mostra maior frequência de indivíduos nos estágios iniciais (estágios 1, 2 e 3) e redução dessa frequência nos estágios de vida mais avançados (jovem, sub-adulto e adulto). Essa característica pode indicar manutenção futura da população da espécie neste ambiente, devido a uma quantidade relevante de indivíduos nos estágios de plântulas.

Os resultados indicaram frequência de indivíduos diferentes, entre os ambientes, para cada estágio de vida (teste $G = 140,1$; $gl = 6$; $P < 0,001$). Para o ambiente exposto, por exemplo, houve menos indivíduos nos estágios de plântulas 1 e 2, o que não foi encontrado no ambiente de Baía que apresentou maior quantidade de indivíduos nesses estágios.

Figura 2 - Estágios de vida da carnaúba (*Copernicia prunifera*) encontrados na Lagoa do Piató, município de Assú – RN. A – estágio 1 (plântula com folhas pequenas, pouco desenvolvidas, sem pecíolo e espinhos); B – Estágio 2 (indivíduo com folhas pequenas, pecíolo em desenvolvimento com espinhos); C – Estágio 3 (indivíduo com folhas desenvolvidas, com espinhos e pecíolos); D – Estágio 4 (indivíduo com folhas desenvolvidas, caule evidente e bainha de pecíolos); E – Jovem (indivíduo com folhas grandes e desenvolvidas apresentando mais de 5m de altura, com escarpas peciulares grandes); F – Sub-adulto (indivíduo com folhas grandes e desenvolvidas, escarpas peciulares pouco evidentes); G – Adulto/Maduro (indivíduo com maior estatura e tamanho de folha, sem escarpas peciulares).



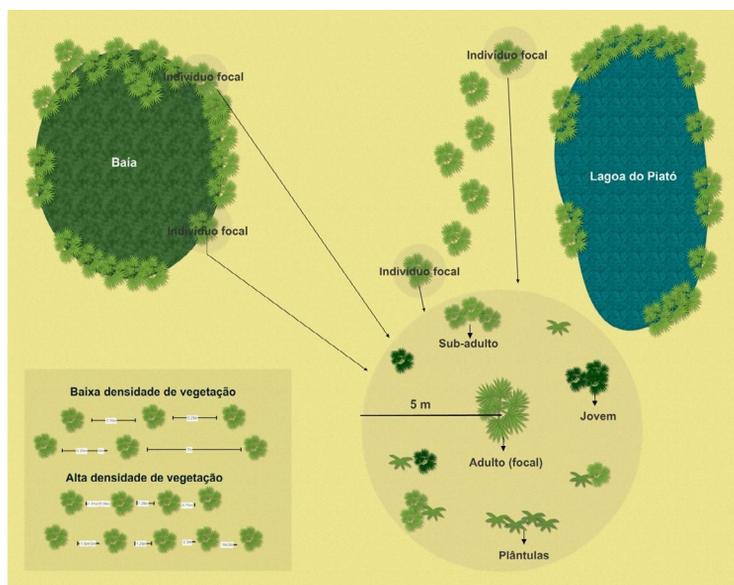
Fotos: Ana Asato, Paulo Bezerra e Saulo Brito.

Não registramos indivíduos de carnaúbas mortos no ambiente de Baía para os estágios de jovens e adultos. Ao contrário, para o ambiente exposto encontramos tanto indivíduos jovens quanto adultos mortos, esse resultado mostra que além do baixo recrutamento, o número de jovens e o número de indivíduos reprodutivos, que poderiam contribuir para a regeneração da espécie, está sendo reduzido na população.

Encontramos no ambiente exposto de carnaúbas um total de 26 indivíduos jovens mortos e 6 indivíduos maduros mortos.

Em relação ao número de indivíduos vivos encontramos 28 jovens e 71 maduros no ambiente exposto. Para o ambiente de Baía os indivíduos vivos encontrados para os estágios de vida jovem e maduro foram 42 e 81, respectivamente (Figura 5).

Figura 3 - Desenho esquemático do delineamento amostral com a espécie da Carnaúba (*Copernicia prunifera*) nos ambientes de baía e exposto (próximo à lagoa do Piató - RN). Para cada indivíduo focal adulto selecionado era medido um raio de 5m e contado todos os indivíduos de plântulas, jovens e sub-adultos dentro desse raio. O experimento também foi utilizado para estimativa da densidade da vegetação da espécie a partir de medições de proximidade entre os indivíduos.



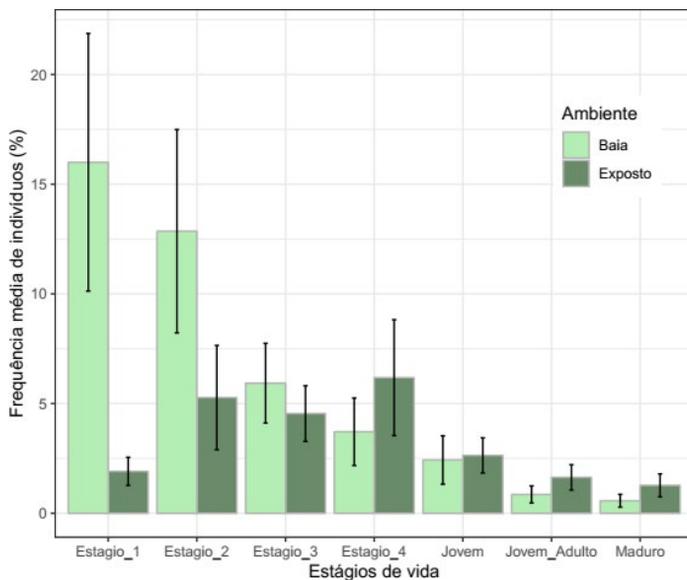
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Enquanto no ambiente de Baía não registramos a presença de indivíduos mortos, no ambiente exposto a mortalidade atingiu cerca de 46%. Da mesma forma, o resultado do teste G mostrou diferença para mortalidade de jovens e maduros entre os ambientes exposto e de Baía, sendo a diferença mais

importante para os indivíduos jovens do que para os maduros (teste $G = 47,58$; $gl = 3$; $P < 0,001$).

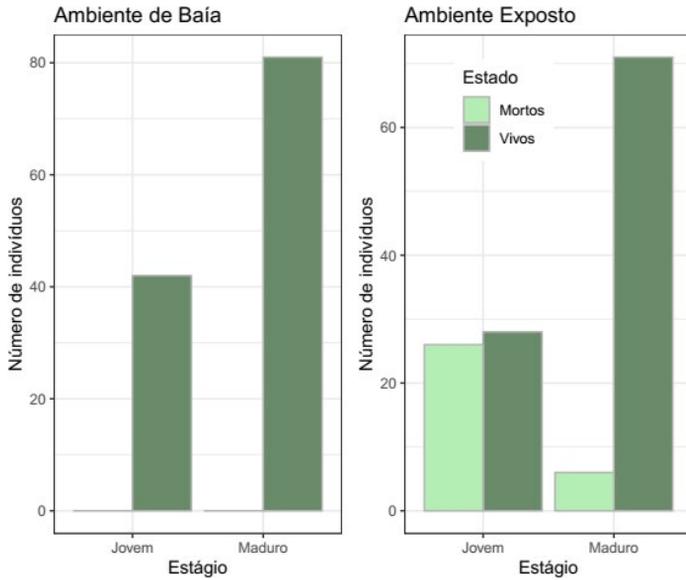
A densidade da vegetação de carnaúba foi estimada pela distância do vizinho mais próximo (DMVMP). A distância média obtida pelo método DMVMP para o ambiente de Baía foi de $2,5 \pm 3,5$ (média \pm desvio padrão). Para o ambiente exposto, a DMVMP foi de $2,3 \pm 2$ (média \pm desvio padrão). Não houve diferença para as densidades de vegetação entre os ambientes amostrados ($t = 0,42$; $df = 8$; $p = 0,69$) (Figura 6). Esses resultados indicam que as características do ambiente foram mais importantes para o número de indivíduos encontrados em comparação à densidade, portanto, não houve efeito da densidade sobre a mortalidade (Tabela 3). Além disso, não ocorreu variação da mortalidade em relação à densidade, mas ocorreu diferença entre os ambientes exposto e de baía (Figura 7).

Figura 4 - Frequência média de indivíduos nos diferentes estágios de vida da espécie de carnaúba (*C. prunifera*) entre o ambiente exposto e o ambiente de Baía na Lagoa do Piató, FLONA de Açú, RN. Os estágios 1 até 4 representam os indivíduos na fase de plântulas, na sequência, indivíduos jovens, subadultos e adultos (maduros). As barras representam os valores médios das frequências de indivíduos em cada fase com os respectivos desvios padrão.



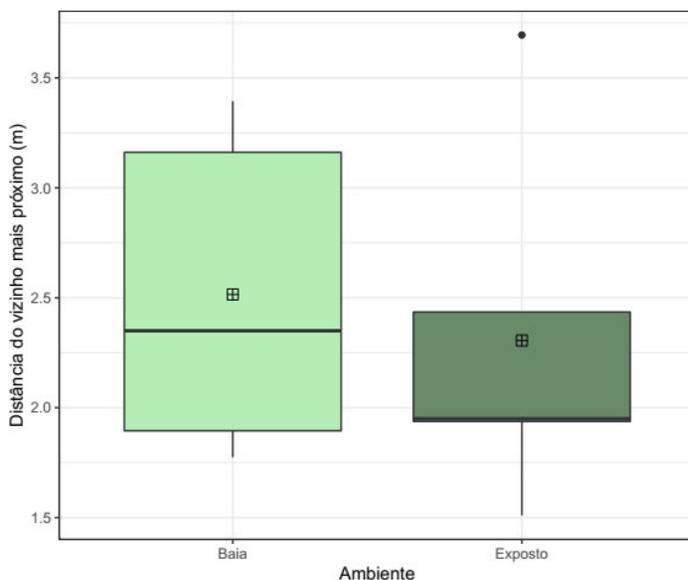
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 5 - Número total de indivíduos mortos e indivíduos vivos para os estágios de jovens e adultos entre as populações da espécie de carnaúba (*C. prunifera*) do ambiente de Baía (esquerda) e ambiente exposto (direita) na Lagoa do Piató, FLONA de Açú, RN. A ausência de barras verde claro no gráfico da esquerda para o ambiente de Baía indica que não houve indivíduos mortos nesse local.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 6 - Distância Média do Vizinho Mais Próximo (DMVMP) entre as populações da espécie de carnaúba (*C. prunifera*) para o ambiente de Baía e o ambiente exposto na Lagoa do Piató, FLONA de Açú, RN. O DMVMP representa a densidade de indivíduos da espécie, quanto maior a distância da planta vizinha menor a densidade da vegetação. Os traços horizontais no centro do boxplot indicam as medianas e os quadrados subdivididos indicam as médias do DMVMP para cada ambiente. Traços verticais no gráfico indicam valores máximos e mínimos encontrados.



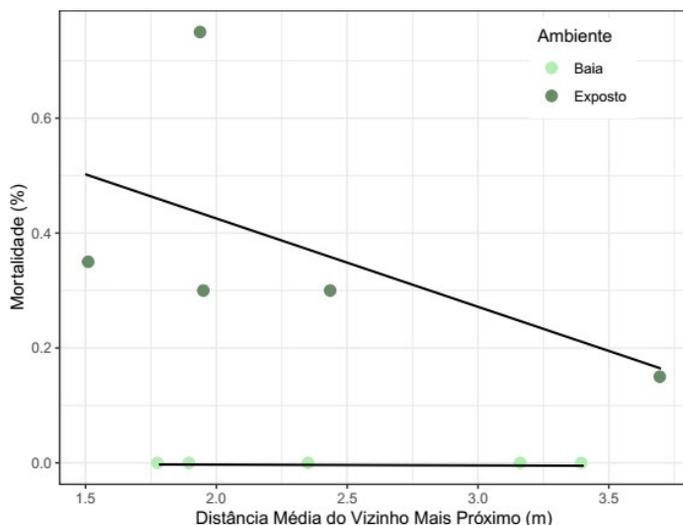
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Tabela 3 - ANCOVA para a relação da mortalidade da espécie de *C. prunifera* com a densidade da vegetação e relação da mortalidade com o ambiente (exposto e de baía). O teste e valor de p indicaram relação significativa entre mortalidade e ambiente, mas não apresentou relação entre mortalidade e densidade da vegetação da espécie de *C. prunifera*.

Fonte	SQ	gl	MQ	F	p
Ambiente	0,3042	1	0,3042	12,62	0,00931
Densidade	0,0343	1	0,0343	1,42	0,27176
Erro	0,1687	7	0,0241		

Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 7 - Mortalidade de indivíduos da espécie de carnaúba (*C. prunifera*) em relação à Distância Média do Vizinho Mais Próximo (DMVMP) para o ambiente de Baía e o ambiente exposto na Lagoa do Piató, FLONA de Açú, RN. O DMVMP representa a densidade. Tanto o ambiente de baía quanto ambiente exposto não apresentaram relação significativa para mortalidade e dependência com a densidade.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

Nossos resultados demonstraram que a estrutura etária da carnaúba apresentou diferenças entre os ambientes. A alta abundância de plântulas nas primeiras fases de vida, observada para o ambiente de Baía, indica que o recrutamento nesse ambiente não está sendo afetado por perturbações, por tratar-se de uma área que recebe menos influência de

intempéries ambientais, como efeitos de borda e ações antrópicas (VÁZQUEZ *et al.*, 2019). O ambiente de Baía confere uma maior proteção aos primeiros estágios de vida das carnaúbas que ocorrem nessa zona, garantindo também retenção de umidade no ambiente e adaptação da espécie (SILVA *et al.*, 2009). Cada estágio de vida pode ser afetado diferentemente pelas condições ambientais (VÁZQUEZ *et al.*, 2019). Assim, a ausência de plântulas de primeiro estágio no ambiente exposto indica que o recrutamento é baixo nesse local.

Muito provavelmente por configurar uma área de borda, o ambiente exposto está sujeito a condições ambientais mais adversas (i.e., ressecamento, maior incidência do vento e temperatura, queimadas e salinidade) que seriam limitantes para o recrutamento das plântulas e outros estágios iniciais (VÁZQUEZ *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2014). Ambientes degradados do semiárido nordestino podem enfrentar processos de salinização do solo, afetando os processos metabólicos e nutricionais das plantas (OLIVEIRA *et al.*, 2007). Alguns estudos também mostram que ambientes com alta salinidade pode prejudicar o crescimento da espécie reduzindo a biomassa e a taxa de sobrevivência (HOLANDA *et al.*, 2010).

Nós observamos que o solo no ambiente exposto estava coberto por palha seca de carnaúba e isso poderia estar impedindo a germinação das sementes ou a emersão de plântulas no solo (SILVA *et al.*, 2009). Os impactos ambientais, como a

extração de folhas em carnaúbas adultas reprodutivas, pode reduzir de 50 a 70% a produção de flores, frutos e sementes (VIEIRA; OLIVEIRA; LOIOLA, 2016). Além disso, a baixa densidade de indivíduos adultos neste ambiente sugere que a falta de recrutamento talvez seja condicionada à menor quantidade de indivíduos da fase reprodutiva (ROYAMA, 2012).

A mortalidade pode ser dependente da densidade (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007), sendo a carnaúba uma espécie gregária, esperaríamos que a mortalidade refletisse o número de indivíduos na área. No entanto, nossos dados demonstraram que a mortalidade é maior para a área exposta e que ela não é dependente da densidade, refutando nossa hipótese. Assim, de acordo com nossos resultados, o efeito da mortalidade nesta espécie pode ser melhor explicado pelas características ambientais, por exemplo, a mortalidade de indivíduos adultos no ambiente exposto provavelmente está associado tanto às condições ambientais de borda, que apresentam maior incidência luminosa e temperatura (VÁZQUEZ et al., 2019), quanto à ocorrência de queimadas seletivas. Observamos em campo que muitos adultos apresentavam caule com esses indícios, e isto pode ter efeito direto na reprodução e no recrutamento de plântulas, o que também explica o baixo número de indivíduos dessa fase para esse ambiente. A distribuição dos indivíduos florestais depende dos nutrientes do solo, clima, perturbações ambientais, estágio sucessional, posição topográfica e impacto humano,

portanto, essa espécie é muito associada aos aspectos físicos do ambiente (SILVA *et al.*, 2014; TUOMISTO *et al.*, 2002).

A alta mortalidade de indivíduos jovens, no entanto, pode não estar associada à ocorrência de queimadas, sugerimos que o estresse hídrico causado por períodos de secas prolongadas e associado à exposição excessiva de outros fatores abióticos, poderia ser o fator preponderante para explicar este padrão, considerando que este ambiente também sofre maior efeito de borda (VÁZQUEZ *et al.*, 2019). A viabilidade de sementes de carnaúba depende de locais úmidos para germinar (PEREIRA *et al.*, 2014). Outra hipótese sugerida no presente estudo é de que os jovens em áreas de borda poderiam estar susceptíveis a maior exposição às doenças, acometendo os indivíduos em situações de maior vulnerabilidade. Além disso, esse fator poderia ser agravado pelo adensamento da vegetação (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

A extração da carnaúba para obtenção de alimento, cera e outros produtos de uso comercial, a tornam uma espécie chave na Caatinga, proporcionando a subsistência de populações humanas, bem como influenciando o desenvolvimento e a geração de renda (CARVALHO; GOMES, 2009). A carnaúba apresenta exploração econômica concentrada na região nordeste, e quase toda a produção é exportada, além disso, possui potencial para descobertas de novos produtos através da biotecnologia (FREITAS *et al.*, 2019; BRASIL,

2012). Entretanto, sua distribuição agregada, normalmente restrita a zonas de inundação, a colocam em uma situação de vulnerabilidade devido aos períodos de secas prolongadas comuns dos ecossistemas semiáridos (SILVA *et al.*, 2014). Não obstante, o baixo recrutamento, a alta mortalidade de indivíduos jovens e a alta densidade de adultos encontrados no nosso estudo também colocam as populações dos ambientes expostos em situação preocupante.

Os ambientes de Baía parecem ser potenciais microhabitats de manutenção e centros de dispersão da Carnaúba. Assim, reconhecemos a importância do desenvolvimento de pesquisas que consideram atributos demográficos da *Copernicia prunifera* nesses ambientes, bem como avaliam o grau de vulnerabilidade e o potencial de manejo sustentável da espécie.

Agradecimentos

Agradecemos ao Professor Eduardo Venticinque pela orientação, a Ana Asato pelo auxílio na coleta de dados, aos colegas e professores da disciplina de Ecologia de Campo 2019.1, Vanessa Staggemeier e Mauro Pichorim, ao chefe da FLONA de Açú Antônio Mauro G. dos Anjos, à cozinheira Leya e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia.

Referências

ARRUDA, G. M. T.; CALBO, M. E. R. Efeitos da inundação no crescimento, trocas gasosas e porosidade radicular da carnaúba (*Copernicia prunifera*) (Mill. HE Moore). **Acta botanica brasílica**, [S. l.], v. 18, n. 2, p. 219-224, 2004.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia**: indivíduos a ecossistemas. São Paulo: Artmed, 2007.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. **AliceWeb - Sistema de Análise das Informações de Comércio Exterior**: exportação de Cera de Carnaúba no ano de 2012. Brasília, DF: Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior, 2012. Disponível em: <http://aliceweb.mdic.gov.br//index/home>. Acesso em: 6 jun. 2019.

CARVALHO, J. N. F.; GOMES, J. M. A. Pobreza, Emprego e Renda na Economia da Carnaúba. **Revista Econômica do Nordeste**, [S. l.], v. 40, n. 2, p. 362–378, abr./jun. 2009.

CHESNAIS, Jean-Claude. Demographic transition patterns and their impact on the age structure. **Population and Development Review**, [S. l.], v. 16, n. 2, p. 327 – 336, jun.1990.

COSTA, S. A. G. L.; PERETTI, D.; PINTO, J. E. M.; FERNANDES, M. A.; GURGEL, A. M. Espectro alimentar e variação sazonal da dieta de *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Sciaenidae) na lagoa do Piató, Assu, Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, [S. l.], v. 31, n. 3, p. 285–292, jul. 2009.

COSTA, C. C. A.; CAMACHO, R. G. V.; MACEDO, I. D.; SILVA, P. C. M. Comparative analysis of litter production in shrub-trees fragments in a Caatinga area of FLONA Açú - RN. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 2, p. 259–265, 2010.

HOLANDA, J. S.; AMORIM, J. R. A.; FRRREIRA NETO, M.;
HOLANDA, A. C. Qualidade da água para irrigação. *In*: GHEYI,
H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F. (Ed.). **Manejo da salinidade na
agricultura**: estudos básicos e aplicados. Fortaleza: INCTSal, 2010. p.
43-61.

HOLANDA, S. J. R.; ARAÚJO, F. S.; GALLÃO, M. I.; MEDEIROS
FILHO, S. Impacto da salinidade no desenvolvimento e crescimento
de mudas de carnaúba (*Copernicia prunifera* (Miller) H.E.Moore).
Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina
Grande, PB, v. 15, n. 1, p. 47–52, 2013.

FREITAS, C. A. S.; SOUSA, P. H. M.; SOARES, D. J.; SILVA, J. Y. G.;
BENJAMIN, S. R.; GUEDES, M. I. F. Carnauba wax uses in food – A
review. **Food Chemistry**, [*S. l.*], v. 291, p. 38–48, sept. 2019.

OLIVEIRA, A. K. C.; SILVA, M. S. L.; MENDONÇA, C. E. S.;
FERREIRA, G. B.; CHAVES, V. C.; SILVA, D. J. Avaliação qualitativa
da água de barragens subterrâneas no semiárido nordestino
brasileiro. **Revista Brasileira de Agroecologia**, [*S. l.*], v. 2, n. 2, p.
1401-1404, 2007.

PEREIRA, D. S.; SOUSA, J. E. S.; GONÇALVES, N. R.; BEZERRA,
A. M. E. Influência da maturação dos frutos na emergência e
crescimento inicial de *Copernicia hospita* Mart. *Arecaceae*. **Revista
Ciência Agrônômica**, Fortaleza, CE, v. 45, n. 1, p. 214 – 220, jan./mar.
2014.

PRICE, P. W.; COBB, N. S.; CRAIG, T. P.; FERNANDES, G. W.;
ITAMI, J. K.; MOPER, S.; PRESZLER, R. W. Insect herbivore
population dynamics on trees and shrubs: new approaches relevant
to latent and eruptive species and life table development. **Insect-Plant
Interactions**, [*S. l.*], v. 2, p.1-38, jan. 2017.

REIS, R. D. G. E.; PEREIRA, M. S.; GONÇALVES, N. R.; PEREIRA, D. S.; BEZERRA, A. M. E. Emergência e qualidade de mudas de *Copernicia prunifera* em função da embebição das sementes e sombreamento. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 24, n. 4, p. 43-49, out./dez. 2011.

ROCHA, T. G. F.; SILVA, R. A. R.; DANTAS, E. X.; VIEIRA, F. A. Fenologia da *Copernicia prunifera* (Arecaceae) em uma área de Caatinga no Rio Grande do Norte. **CERNE**, Macaíba, v. 21, n. 4, p. 273-282, 2015.

ROYAMA, T. **Analytical population dynamics**. [S. l.]: Springer Science & Business Media, 2012. v. 10.

SILLET, S. C.; VAN PELT, R.; KOCH, G. W.; AMBROSE, A. R.; CARROLL, A. L.; ANTOINE, M. E.; MIFSUD, B. M. Increasing wood production through old age in tal trees. **Forest Ecology and Management**, [S. l.], v. 259, n. 5, p. 976-994, feb. 2010.

SILVA, F. D. B.; MEDEIROS FILHO, S.; BEZERRA, A. M. E.; FREITAS, J. B. S.; ASSUNÇÃO, M. V. Pré- embebição e profundidade de semeadura na emergência de *Copernicia prunifera* (Miller) H. E Moore. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, CE, v.40, n.2, p. 272-278, abr./jun. 2009.

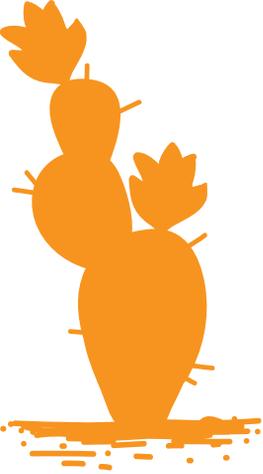
SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. The Caatinga: Understanding the challenges. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (ed.). **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2017. p.1-16.

SILVA, R. A. R.; SOUSA, R. F.; ARAÚJO, L. H. B.; PINHEIRO, L. G.; VIEIRA, F. A. Distribuição espacial em microescala da palmeira carnaúba, *Copernicia prunifera* (Miller) H. E Moore. **Agropecuária Científica no Semi-Árido**, Campina Grande, PB, v. 10, n. 1, p. 118-121, jan./mar. 2014.

TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K; POULSEN, A. D.; MORAN, R. C.; QUINTANA, C.; CAÑAS, G.; CELI, J. Distribution and diversity of Peteridófitas and Melastomataceae along edaphic gradients in Yasuní National Park. **Biotropica**, [S. l.], v. 34, n. 4, p. 516-533, dec. 2002.

VÁZQUEZ, V. A. V.; VENEGAS-BARREIRA, C. S.; MORA-OLIVO, A.; MARTÍNEZ-ÁVALOS, J. G.; ALANÍS-RODRÍGUEZ, E.; ROSA-MANZANO, E. Variación en la abundancia de árboles maderables por efecto de borde en un bosque tropical subcaducifolio. **Botanical Sciences**, [S. l.], ano 8, v. 97, n. 1, p. 35-49, jan./mar. 2019.

VIEIRA, I. R.; OLIVEIRA, J. S.; LOIOLA, M. I. B. Effects of harvesting on leaf production and reproductive performance of *Copernicia prunifera* (Mill.) H. E. Moore. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 40, n. 1, p. 117-123, 2016.



Efeito de borda e sua influência na riqueza de líquens do semi-árido

Coelho F. E. A.

Favero I. T.

Pereira M. L. A.

Bezerra P. E. S.

Resumo

A fragmentação de habitats é um problema por reduzir o fluxo de espécies entre ambientes e por causar mudanças nos parâmetros microclimáticos que resultam na alteração da composição de espécies entre a borda e o interior de fragmentos. A região da borda dos fragmentos sofre maior influência do ambiente adjacente e pode ser atingida de forma mais intensa pela dessecação, incêndios, ventos e insolação. Na Caatinga,

vegetação classificada como floresta tropical seca, o efeito da borda permanece pouco explorado e ainda existem muitos questionamentos sobre as consequências para diferentes grupos biológicos. No presente trabalho buscamos avaliar o efeito de borda em pequenas escalas na Floresta Nacional de Açú/RN, utilizando líquens como modelo. Quantificamos e caracterizamos os morfotipos de líquens em árvores de duas regiões da unidade de conservação: borda e interior do fragmento. Registramos também as condições microclimáticas através das medidas de temperatura, luz, abertura do dossel, umidade, perímetro do tronco na altura do peito e textura do tronco. Das variáveis ambientais, apenas a abertura do dossel diferiu entre a borda e o interior do fragmento. O padrão de variação na riqueza de morfotipos de líquens é explicado pela abertura do dossel e pela região (borda ou interior). A riqueza local é maior na borda, mas a regional é maior no interior do fragmento. O efeito da borda sobre a comunidade de líquens é mais complexo do que o simples aumento ou redução da riqueza, além disso, outros parâmetros não quantificados podem potencialmente explicar a distribuição e deveriam ser investigados em futuros estudos.

Palavras-chave: Borda; Interior; Caatinga; Fragmentação; Simbiose.

Introdução

Quando consideramos ambientes terrestres, a principal característica que influencia o ciclo de energia e matéria pode estar ligada ao grau de conectividade entre ambientes fragmentados ou de diferentes dinâmicas. Sabe-se que todos os ambientes florestais já foram áreas contínuas em algum momento, mas que ao longo do tempo foram fragmentados, principalmente por ações antrópicas (PIRES; FERNADEZ; BARROS, 2006). Dentre os efeitos da fragmentação, temos o efeito de borda, o qual está correlacionado diretamente com a relação perímetro/área (PIRES; FERNADEZ; BARROS, 2006; ODUM; BARRETT, 2013). Esse efeito causa uma mudança nas condições bióticas e abióticas do fragmento, alterando diretamente parâmetros microclimáticos (PIRES; FERNADEZ; BARROS, 2006; ODUM; BARRETT, 2013). Essa alteração se dá pela origem de um gradiente de variáveis ambientais da borda em direção ao núcleo do fragmento (região que não sofre efeito de borda), ligadas, em sua maioria, a alta exposição solar e ventos quentes e secos (PIRES; FERNADEZ; BARROS, 2006). Com base nisso, a borda se comporta como uma zona de amortecimento, sujeitando essa área a contínua influência externa, o que reflete fortemente nas dinâmicas biológicas que ocorrem no fragmento.

O efeito de borda tem sido bem documentado em florestas úmidas (RODRIGUES; NASCIMENTO, 2006), mas sua

existência não é um consenso em florestas tropicais secas do globo, como por exemplo nas formações da Caatinga (HOLANDA *et al.*, 2010). Esse ambiente tem áreas de vegetações mais abertas e mosaicos com intensa atividade de ventos e insolação. A Caatinga é uma das maiores florestas secas Neotropicais e ocorre exclusivamente na região Nordeste do Brasil (LEAL; TABARELLI; SILVA, 2003, BLACKIE *et al.*, 2014; TABARELLI; SILVA, 2003, BRASIL, 2019). Esse ambiente caracteriza-se pelo seu clima semi-árido quente, altas temperaturas médias, umidade relativa do ar baixa e chuva irregulares, que ocorrem geralmente em curtos períodos do ano (EMBRAPA, 2017; COSTA; ARAÚJO; LIMA-VERDE, 2007; PRADO, 2003; BARBOSA; BARBOSA; LIMA, 2003; SAMPAIO, 1995; MACHADO; BARROS; SAMPAIO, 1997; MARINHO *et al.*, 2016; ANDRADE-LIMA, 1981).

Identificar ambientes que sofram efeito de borda é crucial para melhor gestão e manejo de áreas, bem como a promoção da gestão mais efetiva de unidades de conservação de modo a minimizar potenciais efeitos negativos. Nesse sentido, este estudo de curta duração objetivou responder se existe efeito de borda na caatinga utilizando como modelo de estudo os líquens ocorrentes na Flona de Açú, Assu, RN. Líquens resultam da interação mutualística simbiótica entre fungos e algas ou cianobactérias (MAIA, 2014; RAVEN; EVERT; EICHHORN, 2014). Estima-se que aproximadamente 20% de todos os fungos conhecidos no globo ocorrem na forma

de líquens (PALMQVIST, 2000; WEBSTER; WEBER, 2007). Nessa relação, o micélio do fungo abriga células de algas ou cianobactérias entre suas hifas, oferecendo as condições necessárias para a sobrevivência destas, em especial umidade (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; HAWKSWORTH, 1995; MAIA, 2014; NASH, 2008). Enquanto isto, as algas nutrem os fungos com compostos ricos em carbono, especialmente carboidratos, provenientes da fotossíntese (RAVEN; EVERT; EICHHORN, 2014).

Os líquens estão amplamente distribuídos e podem ocorrer nos locais mais inóspitos, muitas vezes como primeiros colonizadores (RAVEN *et al.*, 2014). Por esse motivo, são considerados bioindicadores de alterações ambientais, sendo altamente sensíveis à poluição e perturbações, tanto de origem biótica, quanto abiótica e antrópica (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; BLASCO; DOMENÕ; NERIN, 2008; HAWKSWORTH; ITURRIAGA; CRESPO, 2005; KÄFFER, 2011; POIKOLAINEN, 2004). Com base nisso, a “saúde” de um ambiente pode ser presumida pela presença, composição e riqueza de líquens crescendo sobre substratos inorgânicos (rochas) ou orgânicos (galhos, troncos de árvores e folhas) (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; LÜCKING, 1997). Por serem organismos específicos e com distribuição local, podem ser potenciais indicadores de efeito de borda em vegetações mais abertas como a Caatinga. Nossa hipótese é que haverá uma diferença entre a riqueza de líquens

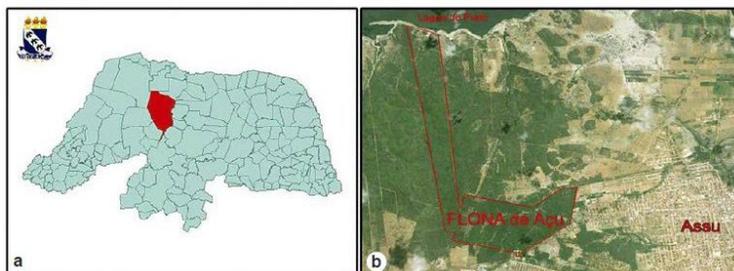
encontrada na borda e no interior do fragmento. Esperamos que a riqueza de líquens seja maior no interior do fragmento devido à maior proteção dessa região quanto à dessecação, luminosidade excessiva e temperaturas mais quentes.

Material e Métodos

Área de estudo

Realizamos o trabalho na Floresta Nacional (FLONA) de Açu, localizada no município de Assu, no estado do Rio Grande do Norte (Figura 1). A FLONA possui uma área de 528,25 hectares e está inserida no domínio fitogeográfico da Caatinga com bosque arbóreo (AMORIN *et al*, 2016). Existem registros de 14 famílias botânicas no interior da FLONA, sendo as famílias Fabaceae, Bignoniaceae e Euphorbiaceae as mais abundantes. O clima no município de Assú é semiárido com precipitação média anual de 704 mm e a estação chuvosa concentrada entre os meses de fevereiro a maio (MIRANDA *et al*, 2007; VELLOSO; SAMPAIO; PAREYN, 2002; AMORIN *et al*, 2016).

Figura 1 - a. Localização do município de Assú no estado do Rio Grande do Norte; b. localização da área de estudo, Floresta Nacional (FLONA) de Açu.

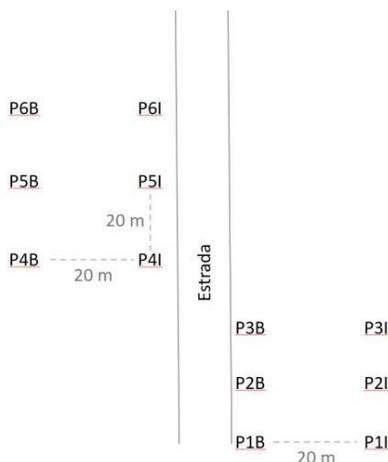


Fonte: Amorim *et al.* (2016).

Coleta de Dados

Com o auxílio de uma lupa de mão para auxiliar na classificação dos organismos, contabilizamos a riqueza de morfotipos de líquens no tronco de árvores seguindo alguns critérios. Foram amostrados 15 indivíduos de angiospermas com perímetro na altura do peito (PAP) maior do que 20 cm de modo pareado (borda e interior), totalizando 30 indivíduos, 15 de cada lado em ambos os lados de uma estrada partindo da sede da FLONA. Os líquens foram quantificados dentro de uma área do caule situada entre 50 cm do solo e até 1,5 m de altura. Os três primeiros pares de árvores foram amostrados no lado direito da estrada, os outros três seguintes no lado esquerdo e, em seguida, alternando entre os lados da estrada (Figura 2).

Figura 2 - Diagrama esquematizando método de coleta de dados. Registramos líquens em pares de árvores. Os três primeiros pares de árvores foram amostrados no lado direito da estrada, os outros três seguintes no lado esquerdo e, em seguida, alternando entre os lados da estrada. P = Ponto; B= borda; I= Interior.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Além da riqueza de líquens, registramos para cada árvore o PAP (perímetro na altura do peito), com o auxílio de uma fita métrica, a classificação categórica da textura (liso e estriado) e a região em que a árvore se encontra (borda ou interior). Com o auxílio de um multiparâmetro (Politerm POL-20), aferimos a temperatura local (°C), a incidência de luz (Lux) e a percentagem relativa de umidade do ar, mensuradas a 1,30m do solo. Para obter uma estimativa da abertura de dossel, utilizamos um quadro de vidro medindo 10 cm de largura por 15 cm de comprimento e dividido em 10 setores, cada um correspondendo a 10% da área total do quadro.

Análises estatísticas

Caracterizamos a variação ambiental das duas localidades (borda e interior) e comparamos as variáveis ambientais de modo pareado contrastando borda e interior através do teste-t pareado nas amostras com distribuição normal e o teste de Wilcoxon para dados com distribuição que infringia essa premissa. O pareamento é necessário para controlar o efeito da amostragem em diferentes horários ao longo da manhã.

Não incorporamos todas as variáveis preditoras no modelo final devido ao tamanho amostral reduzido, 15 réplicas em cada tratamento (borda e interior). Eliminamos primeiramente aquelas variáveis que não diferiam entre borda e interior (temperatura, umidade, luz e PAP). O modelo final utilizado para responder à questão de existência de efeito de borda na caatinga foi uma análise de variância (ANOVA) entre textura da casca, abertura do dossel e região preditores e a riqueza de morfotipos de líquens, variável resposta.

Resultados

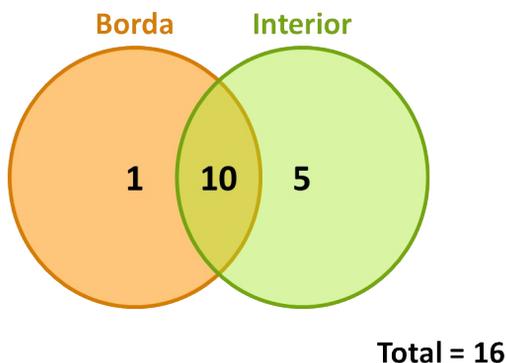
Identificamos 16 morfotipos de líquens (Figura 3) em 30 árvores, sendo 11 na região da borda e 15 no interior do fragmento. Do total, 5 morfotipos ocorreram exclusivamente no interior e 1 exclusivamente na borda. (Figura 4). Classificamos a textura do tronco em troncos com fissura e sem fissura.

Figura 3 - Morfotipos identificados na Floresta Nacional de Açú/RN, Brasil. A: Morfotipo 1; B: Morfotipo 2; C: Morfotipo 3; D: Morfotipo 4; E: Morfotipo 5; F: Morfotipo 6; G: Morfotipo 7; H: Morfotipo 8; I: Morfotipo 9; J: Morfotipo 10; K: Morfotipo 11; L: Morfotipo 12; M: Morfotipo 13; N: Morfotipo 14; O: Morfotipo 15; P: Morfotipo 16.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

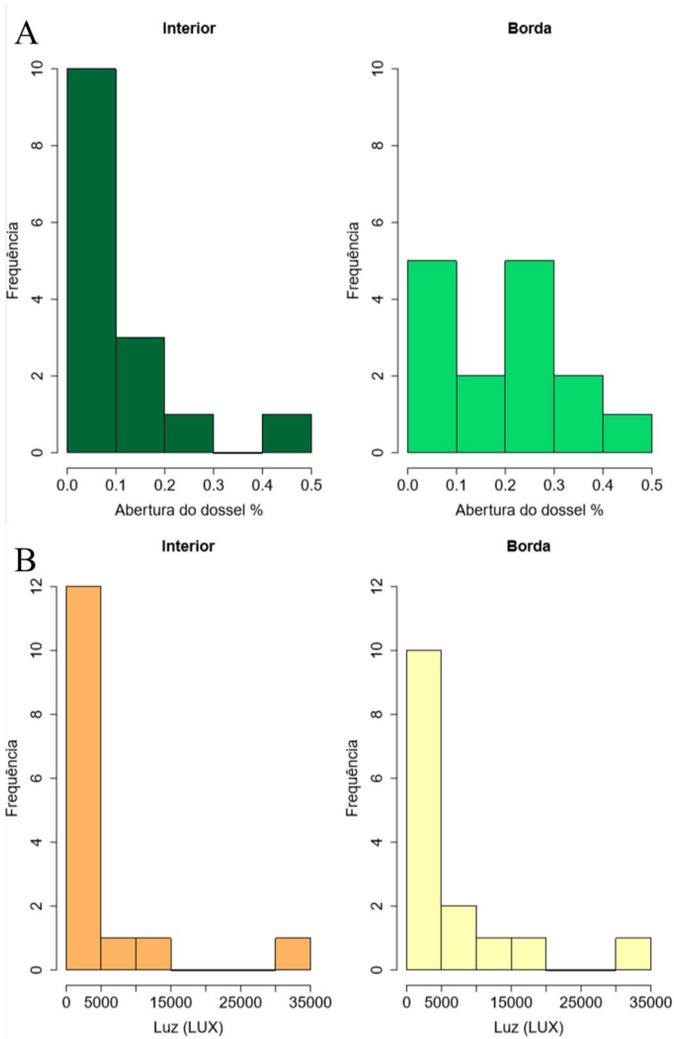
Figura 4 - Diagrama de Venn esquematizando o número total de morfotipos de líquens e discriminando a quantidade de morfotipos exclusivos de cada ambiente.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

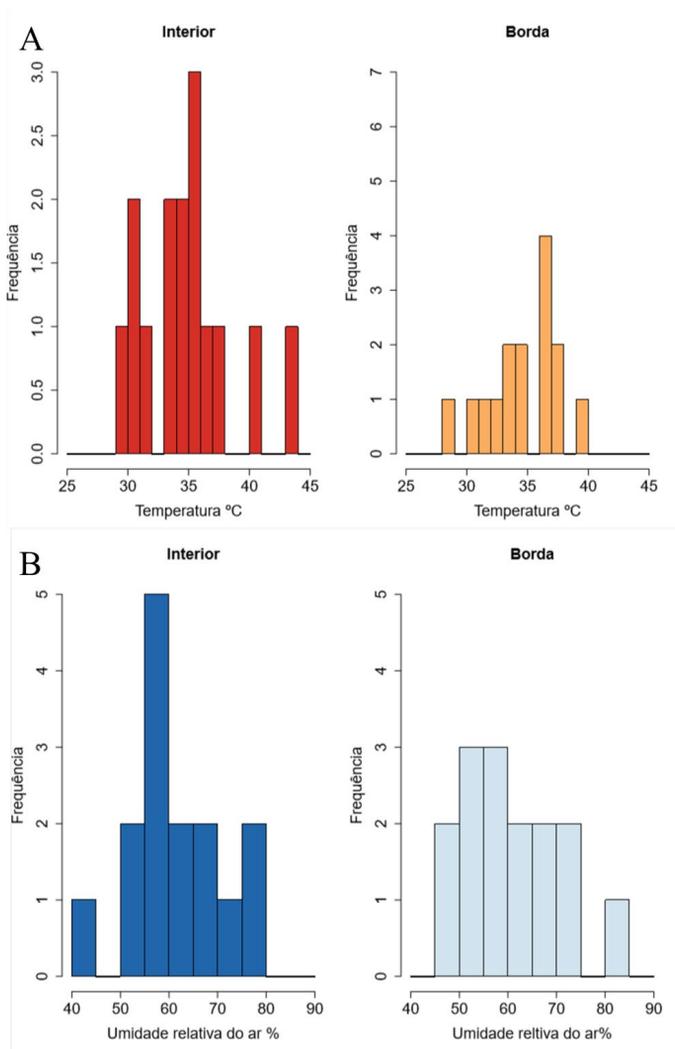
O dossel é mais aberto na borda do que no interior do fragmento ($W = 0,87$, $P = 0,002$; Figura 5A). No entanto as duas áreas são similares quanto à luz ($W = 141$, $P = 0,24$; Figura 5B), temperatura ($t = -0,23$, $gl = 14$, $P = 0,82$; Figura 6A), umidade ($t = -0,49$, $gl = 14$, $P = 0,62$; Figura 6B), e perímetro do tronco na altura do peito ($t = -1,765$, $gl = 14$, $P = 0,09$). A temperatura do ar é fortemente correlacionada com a umidade relativa do ar (coeficiente de correlação = $-0,94$; todos os outros coeficientes estiveram entre $-0,32$ e $0,39$).

Figura 5 - Histograma descrevendo a variação de abertura do dossel (%) no ambiente (A) e luz (LUX) no ambiente (B) no interior e borda do fragmento.



Fonte: elaboração dos autores (2019)

Figura 6 - Histograma descrevendo a variação de temperatura (A) e umidade relativa do ar (B) nos ambientes de interior e borda do fragmento na FLONA de Açú/RN.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

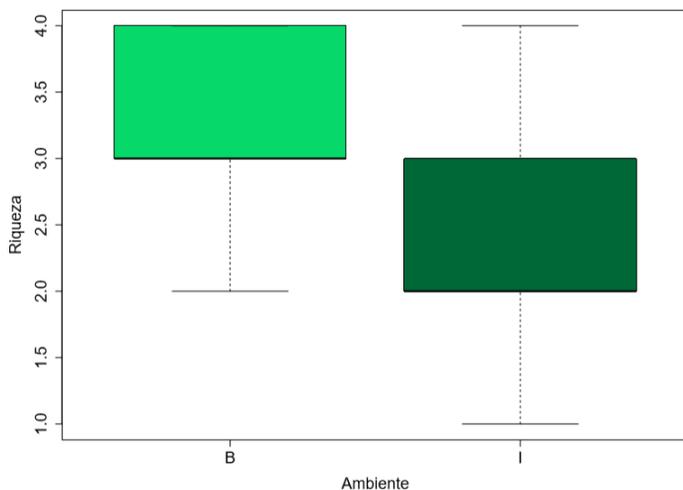
Não houve interação entre região, a textura e abertura do dossel, portanto o efeito de abertura de dossel na riqueza de espécies independe da região estudada e da presença ou ausência de fissuras (Tabela 1). A riqueza não varia com o perímetro na altura do peito ($t= 0.117$, $r^2= -0.035$, $df= 1, 28$, $P= 0.9$).

Tabela 1 - Resultado do modelo de análise de variância (ANOVA) entre a riqueza de morfotipos de líquens pela região (borda e interior) e abertura do dossel.

Fator	G.L.	F	P
Região	1	5.87	0.02
Abertura de dossel	1	3.42	0.07
Textura (com ou sem fissura)	1	0.12	0.7
Interação entre região e abertura do Doseel	1	0.01	0.9
Interação entre região e textura	1	0.05	0.8
Abertura do dossel *textura	1	0.00	0.9
Região * abertura do dossel * textura	1	0.18	0.6
Resíduo	22		

Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 7 - Boxplot da riqueza local de líquens em árvores na região de borda (B) e interior (I) do fragmento na FLONA de Açú/RN.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

Há efeito de borda para líquens na Caatinga, no entanto, a predição de que a riqueza seria maior no interior foi refutada. Os dados demonstraram haver uma maior riqueza local na borda da mata do que no seu interior, mas uma menor riqueza regional, o que pode ser explicado pela maior quantidade de espécies em coocorrência na área de borda. Tendo em vista que a riqueza de líquens por árvore foi menor no interior, mas a riqueza regional foi maior, parece haver uma maior substituição de espécies (*species turnover*) no interior da mata,

possivelmente sendo o local mais estruturado e com maior heterogeneidade ambiental. Em contrapartida, as espécies da borda podem estar refletindo uma estrutura de sistema influenciada por aninhamento (*species nestedness*).

O estágio de desenvolvimento da árvore hospedeira também pode exercer influência sobre a riqueza de fungos, pois árvores maiores podem possibilitar uma maior superfície de estabelecimento para os líquens e heterogeneidade do caule (KOCH *et al.*, 2012). Em um estudo realizado na Caatinga sergipana, Rodrigues *et al.* (2011) não encontraram correlação entre a riqueza de líquens e o aumento da circunferência de hospedeiros que possuíam circunferências de caule maiores que 5 cm, o que pode explicar a ausência de correlação entre a riqueza e o PAP na FLONA. A região (borda ou interior) foi capaz de explicar a riqueza de líquens, mas sem influência da abertura do dossel ou da textura do tronco. No entanto, o resultado marginalmente significativo ($P = 0,07$), que é mais evidente ao remover textura ao modelo ($P = 0,05$), sugere que o efeito da abertura do dossel pode existir, mas não foi detectada devido à baixa amostragem. Resultado contrário ao descrito na literatura, de que a incidência de luz (como a que é esperada em bordas de ambientes florestais) afeta a riqueza desses organismos (WILL-WOLF *et al.*, 2004; JÖNSSON; THOR; JOHANSSON, 2011).

A umidade da região apresentou relação significativa com a riqueza na regressão linear, semelhante ao esperado, já que maior umidade deve proporcionar condições adequadas para o crescimento de líquens. No entanto, baixa umidade como a geralmente presente na Caatinga, não necessariamente gera uma baixa riqueza. Líquens possuem a capacidade de entrar em um estado de latência em situações de ressecamento. Na ausência de água, esses organismos suspendem a atividade fotossintética e, assim, podem sobreviver resistindo a altas temperaturas (RAVEN; EVERT; EICHHORN, 2014). Apesar da condição de restrição hídrica e das altas temperaturas da Caatinga, este bioma apresenta uma grande potencial para a diversidade de líquens (LIMA, 2013). A espécie de planta no qual o líquen está localizado também pode influenciar a distribuição dos morfotipos. Devido à grande abundância na área de estudo, a Catingueira (*Poeceanila gardneriana*) pode ser um bom modelo para responder essa questão e também se a idade da planta afeta o grau de colonização por líquen. Observamos também líquens distintos fora da altura considerada. Avaliar uma área maior, por exemplo até 2,5m de altura, pode fornecer uma caracterização melhor da comunidade de líquens.

A variação na riqueza de líquens entre a borda e o interior do fragmento pode se relacionar com a maior diversidade de habitats disponíveis na região interior. Enquanto que a maior abertura de dossel na borda explica a maior riqueza por

unidade amostral (árvore). No entanto, é importante frisar que outros parâmetros como o pH da árvore hospedeira, a altitude e o estágio sucessional do ambiente podem ser importantes para explicar as variações. Assim, sugerimos a necessidade de novos estudos que possam analisar a influência de outros fatores na riqueza de líquens da FLONA Açú.

Referências

- AMORIN, L. D. M.; SOUSA, L. O. F.; OLIVEIRA, F. F. M.; CAMACHO, R. G. V.; MELO, J. I. M. Fabaceae na Floresta Nacional (FLONA) de Assú, semiárido potiguar, nordeste do Brasil. **Rodriguésia**, [S. l.], v. 67, n. 1, p. 105-123, 2016.
- ANDRADE-LIMA, D. **Domínio das Caatingas**. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 1981.
- BARBOSA, D. C. A.; BARBOSA, M. C. A.; LIMA, L. C. M. Fenologia de espécies lenhosas da Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (ed.). **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2003. p. 657-694.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4. ed. São Paulo: ARTMED, 2007.
- BLACKIE, R.; BALDAUF, C.; GAUTIER, D.; GUMBO, D; KASSA, H.; PARTHASARATHY, N.; PAUMGARTEN, F.; SOLA, P.; PULLA, S.; WAEBER, P.; SUNDERLAND, T. **As florestas tropicais secas: o estado de conhecimento global e recomendações para futuras pesquisas**. Bogor, Indonésia: CIFOR, 2014. Centro de Pesquisa Florestal Internacional.
- BLASCO, M.; DOMENÓ, C.; NERIN, C. Lichens biomonitoring as feasible methodology to assess air pollution in natural ecosystems: combined study of quantitative PAHs analyses and lichen biodiversity in the Pyrenees Mountains. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, [S. l.], v. 391, n. 3, p. 759-771, 2008.
- BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**. Brasília, DF: MMA, 2019. Disponível em: <https://goo.gl/seKWyC>. Acesso em: 2 set. 2021.
- COSTA, R. C.; ARAÚJO, F. S.; LIMA-VERDE, L. W. Flora and life-form spectrum in an area of deciduous thorn woodland (caatinga) in

northeastern, Brazil. **Journal of Arid Environments**, [S. l.], v. 68, n. 2, p. 237–247, 2007.

HAWKSWORTH, D. L. Challenges in mycology. **Mycological Research**, [S. l.], v. 99, n. 1, p. 127–128, 1995.

HAWKSWORTH, D. L.; ITURRIAGA, T.; CRESPO, A. Liqueens como bioindicadores inmediatos de contaminación y câmbios médio-ambientales em los trópicos. **Revista Iberoamericana de Micologia**, [S. l.], v. 22, n. 2, p. 71-82, 2005.

HOLANDA, A. C. *et al.* Estrutura de espécies arbóreas sob efeito de borda em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Pernambuco. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 1, p. 103-114, 2010.

JÖNSSON, M.T.; THOR, G.; JOHANSSON, P. Environmental and historical effects on lichens diversity in managed and unmanaged wooded meadows. **Applied Vegetation Science**, [S. l.], v. 14, n.1, p. 120-131, jan. 2011.

KÄFFER, M. I. **Biomonitoramento da qualidade do ar com uso de liquens na cidade de Porto Alegre, RS**. 2011. 220 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

KOCH, A. M. *et al.* Evolutionary asymmetry in the arbuscular mycorrhizal symbiosis: conservatism in fungal morphology does not predict host plant growth. **New Phytologist**, [S. l.], v. 214, n. 3, p. 1330-1337, may 2017.

LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. Ecologia e Conservação da Caatinga: uma introdução ao desafio. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2003.

- LIMA, E. L. **Riqueza e composição de líquens corticícolas crostosos em área de Caatinga no estado de Pernambuco**. 2013. 109 f. Dissertação (Mestrado em Biologia de Fungos) – Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.
- LÜCKING, R. Estado actual de las investigaciones sobre líquenes foliícolas en la región Neotrópica, com un análisis biogeográfico preliminar. **Tropical Bryology**, [S. l.], v. 13, p. 87-114, 1997.
- MACHADO, I. C. S.; BARROS, L. M.; SAMPAIO, E. V. S. B. Phenology of Caatinga Species at Serra Talhada , PE, Northeastern Brazil. **Biotropica**, [S. l.], v. 29, n. 1, p. 57–68, mar. 1997.
- MAIA, L. C. **Fungos do Parque Nacional do Catimbal**. Recife: Editora UFPE, 2014.
- MARINHO, F. P.; MAZZOCHINI, G. G.; MANHÃES, A. P.; WEISSER, W. W. GANADE, G. Effects of past and present land use on vegetation cover and regeneration in a tropical dryland forest. **Journal of Arid Environments**, Oxford, UK, v. 132, p. 26–33, 2016.
- MIRANDA, M. A. S. *et al.* A florea herbácea na FLONA – FLONA de Açú –RN. **Agropecuária Científica no Semiárido**, [S. l.], v. 3, n. 1, p. 31-43, 2007.
- NASH, T. H. III. Introduction. *In*: NASH, T. H. (ed.) **Lichen Biology**. 2. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2008. p. 1–8.
- ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos em Ecologia**. [S. l.]: Cengage, 2007. 632p.
- PALMQVIST, K. Carbon economy in lichens. **New Phytologist**, [S. l.], v. 148, n. 1, p. 11-36. Out. 2000.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; BARROS, C. S. Vivendo em um Mundo em Pedacos: efeitos da Fragmentação Florestal sobre Comunidades e Populações Animais. *In*: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. (ed.). **Biologia da Conservação: essências**. 1. ed. São Carlos: RiMa Editora, 2006. p. 1-23.

POIKOLAINEN, J. **Mosses, epiphytic lichens and tree bark as biomonitors for air pollutants – specifically for heavy metals in regional surveys**. Finland: Faculty of Science, University de Oulu. Dissertation, 2004. 66 p.

PRADO, D. E. As Caatingas da América do Sul. *In*: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2003. p. 3-74.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. **Biologia Vegetal**. 8. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2014.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003.

RODRIGUES, S. R. *et al.* Ocorrência de larvas de scarabaeidae fitófagos (insecta: coleoptera) em diferentes sistemas de sucessão de culturas. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, [S. l.], v. 41, n.1, p. 87-93, mar. 2011.

RODRIGUES, P. J. F.; NASCIMENTO, M. T. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. **Rodriguésia**, [S. l.], v. 57, n. 1, p. 63-74, 2006.

SAMPAIO, E. V. S. B. Overview of the Brazilian Caatinga. *In*: BULLOCK, S. H.; MOONEY, H. A.; MEDINA, E. (ed.). **Seasonally Dry Tropical Forests**. New York: Cambridge University Press, 1995. p. 35-63.

SILVA, R. A.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M. Riqueza e diversidade de plantas lenhosas em cinco unidades de paisagem da Caatinga. *In*: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2003. p. 337–366.

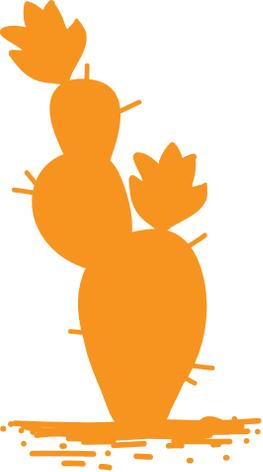
TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. Áreas E Ações Prioritárias Para a Conservação da Biodiversidade da Caatinga. *In*: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2003. p. 777–796.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* **Manual de métodos de análises de solo**. Brasília, DF: EMBRAPA, 2017. 574 p.

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. (ed.). **Ecorregiões propostas para o bioma Caatinga**. Recife: Associação Plantas Nordeste; Instituto de Conservação Ambiental The Nature Conservancy do Brasil, 2002. 76 p.

WEBSTER, J.; WEBER, R. W. S. **Introduction to Fungi**. 3. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

WILL-WOLF, S.; HAWKSWORTH, D.L.; MCCUNE, B.; ROSENRETER, R.; SPIMAN, J. M. Lichenized Fungi. *In*: MUELLER, G. M.; BILLS, G.F.; FOSTER, M.S. (ed.). *Biodiversity of Fungi: inventory and monitoring methods*. Amsterdam: Elsevier, 2004. p. 173-195.



Efeitos do impacto antrópico sobre artrópodes do solo em área da caatinga potiguar

*Coelho, F. A.
Lopes, L. C.*

Resumo

A crescente população humana e sua demanda por recursos têm gerado danos ambientais severos ao nosso planeta. Um desses impactos é o gerado pelo desmatamento, que possui o potencial de descaracterizar comunidade ecológicas dependendo da dinâmica da área em questão além de aumentar a fragmentação de habitat e intensificar o efeito de borda. A Caatinga, domínio fitogeográfico brasileiro tido por muito tempo como pobre, abriga uma incrível riqueza de vertebrados. No entanto, aproximadamente metade da sua

área já foi desmatada, ameaçando também grupos animais pouco estudados na região, como por exemplos invertebrados. Alguns invertebrados do solo são sensíveis às alterações ambientais, sendo bioindicadores da qualidade ambiental. Portanto, avaliamos o efeito do desmatamento sobre a riqueza, diversidade e composição da comunidade de invertebrados do solo em uma área da Caatinga com três níveis diferentes de impacto; comparamos também variáveis ambientais como a temperatura do solo e abertura do dossel. Coletamos os artrópodes a partir de armadilhas de queda dispostas em uma Unidade de Conservação do Rio Grande do Norte; identificamos posteriormente as ordens presentes e classificamos em morfotipos. A área de baixo impacto diferiu das demais quanto às variáveis ambientais e quanto a composição de morfotipos. Nessa mesma área a comunidade de artrópodes apresentou a menor riqueza, exibindo ainda assim a maior equitabilidade e diversidade. A área de baixo impacto foi também a única a apresentar isópodos, grupo de crustáceos bioindicadores, sendo a área em melhor estado. As áreas de médio e alto impacto são igualmente menos equitáveis quando comparadas a de baixo impacto, compartilhando elevada riqueza, porém alta dominância de espécies de formigas e besouros generalistas quanto a habitat. Portanto, nossos dados evidenciam que a comunidade de invertebrados do solo responde de maneira complexa à impactos ambientais, sendo necessário avaliar também características da biologia

das espécies a fim de se entender melhor os efeitos desse impacto sobre a comunidade.

Palavras-chave: Bioindicadores; Desmatamento; Diversidade β; Impacto antrópico; Floresta Nacional de Açú.

Introdução

O crescimento populacional humano alcançou proporções surpreendentes com o avanço tecnológico proveniente da revolução industrial (STEFFEN *et al.*, 2011). Em 2017, atingimos a marca de 7 bilhões de indivíduos no globo e as projeções revelam valores ainda mais expressivos para o futuro (UNITED NATIONS POPULATION FUND, 2019). Como qualquer outra espécie, nós consumimos recursos presentes no ambiente, no entanto, nosso perfil de consumo tem levado a uma exploração insustentável (RIPPLE *et al.*, 2017).

Por consequência, os danos ambientais causados pela nossa sociedade têm afetado o funcionamento dos ecossistemas e a biota em escala global (STEFFEN *et al.*, 2015).

Em escala local, o desmatamento para utilização da terra ou da madeira impacta o ambiente de diferentes formas. Além da fragmentação de habitat (LIO; GARDA; FONSECA, 2014) e do efeito de borda (BROADBENT *et al.*, 2008), o desmatamento pode descaracterizar completamente a comunidade da área devastada (ALROY, 2017) ao expor organismos às

temperaturas mais elevadas e maior risco de predação devido a remoção da cobertura vegetal e de abrigos. É possível até que a comunidade de um local desmatado não retorne ao seu estado inicial, mesmo em avançado estágio de sucessão ecológica (FLORES *et al.*, 2017). Entretanto, a severidade de danos causada pelo desmatamento depende também do quanto as características da área foram alteradas em relação ao seu estado original.

A Caatinga, caracterizada pela vegetação caducifólia, clima semiárido e longos períodos de estiagem, é um dos domínios fitogeográficos brasileiros ameaçados pelo avanço do desmatamento. A área, que abriga aproximadamente 1266 espécies de vertebrados, já teve pelo menos 46% de sua área desmatada (MMA, 2019). A riqueza de espécies é ainda maior ao considerarmos outros grupos, especialmente tendo em vista o conhecimento escasso acerca dos invertebrados da Caatinga (SANTOS *et al.*, 2011). Contudo, generalizações sobre de que forma essas comunidades de animais são impactadas pelo desmatamento devem ser feitas com cautela, já que naturalmente a Caatinga apresenta pouca cobertura vegetal e temperatura elevada.

Uma forma de avaliar o impacto antrópico sofrido por uma área é por meio da utilização de espécies sensíveis às alterações ambientais (e. g. bioindicadores). Bioindicadores podem nos fornecer informações quanto a magnitude de impacto por

meio de mudanças fisiológicas, comportamentais e até mesmo pela presença ou abundância da espécie na comunidade em questão (HOLT; MILLER, 2010). Em ambiente terrestre, alguns invertebrados são frequentemente usados como indicadores da qualidade do solo (GEELACH; SAMWAYS; PRYKE, 2013). Macroinvertebrados do solo (i. e. fauna edáfica) são ótimos bioindicadores pela importância ecológica ao facilitarem a decomposição fragmentando matéria orgânica (CORREIA, 2002), pelo tamanho corporal reduzido e alta especificidade de habitat, o que torna alguns grupos sensíveis a alterações ambientais em escala local (PAOLETTI *et al.*, 2010; GEELACH; SAMWAYS; PRYKE, 2013; FREITAS; FRANCINI; BROWN JÚNIOR, 2003). A presença e abundância de alguns grupos de macroinvertebrados terrícolas pode nos informar sobre a qualidade de um ambiente e também se áreas em diferentes estágios de sucessão, após ações antrópicas, estão se tornando ambientes saudáveis.

Portanto, para avaliar as consequências do impacto antrópico em uma área da Caatinga potiguar, comparamos a fauna edáfica e as condições ambientais em locais com três níveis de degradação: baixo, médio e alto grau de impacto humano. Essas áreas foram desmatadas em diferentes épocas e se encontram hoje em estágios de sucessão distintos. A partir desse objetivo, hipotetizamos que (i) variáveis ambientais (abertura do dossel e temperatura do solo) apresentem diferença entre áreas; a (ii) riqueza, (iii) diversidade, (iv)

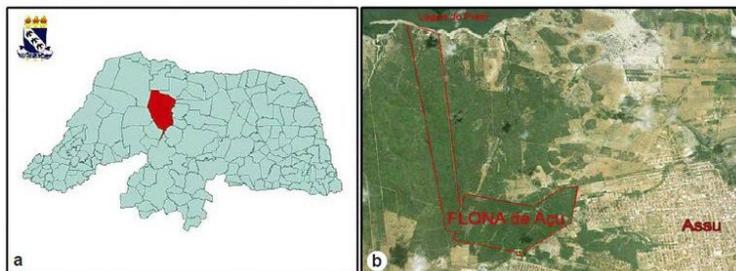
equitabilidade e (v) composição da fauna edáfica variem entre áreas. Esperamos então que a área de baixo impacto apresente condições ambientais mais amenas que as demais áreas, tendo menor abertura do dossel e temperatura do solo mais baixa. Além disso, esperamos que essa área permita a ocorrência de organismos mais sensíveis, possuindo então uma composição de artrópodes terrícolas diferenciada e mais rica, diversa e equitável do que as demais áreas.

Material e Métodos

Área de estudo

Realizamos esse estudo na Floresta Nacional de Açu (FLONA Açu), uma Unidade de Conservação Federal de proteção integral localizada no município de Assu, Estado do Rio Grande do Norte (Figura 1). A FLONA Açu ($5^{\circ}34'59,5''S$ $36^{\circ}56'40,6''O$, 432,18 ha) foi criada pela portaria n.º 245 de 18/07/2001, sendo caracterizada pelo domínio fitogeográfico da Caatinga (BRASIL, 2001). A criação da FLONA teve como objetivo promover o manejo adequado dos recursos naturais, sendo um importante remanescente florestal da Caatinga no estado.

Figura 1 - Mapa da Floresta Nacional (FLONA) de Açu, Município de Açu/RN, local onde nosso estudo foi realizado.



.Fonte: Amorim et al. (2016).

A amostragem da fauna do solo ocorreu em três áreas distintas que representavam três níveis de impacto antrópico: baixo, médio e alto. A área de baixo impacto era caracterizada por solo pedregoso, com rochas roliças de tamanho variável, e vegetação arbórea (dossel com cerca de 4 m de altura), sendo um fragmento em restauração que contém espécies nativas da caatinga, tais como Ipê rosa (*Handroanthus hep-taphyllus*, Bignoniaceae), Caatingueira (*Cenostigma pyrami-dale*, Fabaceae) e Embiratanha (*Pseudobombax marginatum*, Malvaceae) (Figura 2). A área de médio impacto é uma área exposta localizada em um fragmento que foi desmatado na década de 70 para um experimento com eucaliptos, estando em processo de restauração desde então; apresenta um estrato herbáceo denso, com domínio de gramíneas, altura variável chegando a 70 cm, e solo arenoso (Figura 3). A área de alto impacto é localizada no centro de uma estrada que corta a

FLONA, sendo recorrentemente impactada pelo tráfego de pessoas e veículos; apresenta solo arenoso e exposto (Figura 4).

Coleta de dados

A coleta de macroinvertebrados ocorreu em junho de 2019, no período de chuva. Em cada uma das três áreas dispomos 10 armadilhas de queda do tipo “*pitfall*” (AQUINO; AGUIAR-MENEZES; QUEIROZ, 2006) espaçadas por 10 metros entre si e enterradas de forma que a margem superior da armadilha estava ao nível do solo; as margens eram cobertas por folhizo/pedras de acordo com a característica do entorno (Figura 5). As armadilhas eram feitas de copos plásticos transparentes de 180 ml contendo cerca de 40 ml de etanol 70% duas gotas de detergente; cada armadilha recebeu uma cobertura elaborada com palitos de churrasco e um prato plástico que conferia proteção contra chuva e folhas que poderiam obstruir a armadilha. Além disso, mensuramos em cada armadilha a temperatura do solo (C°) e a abertura do dossel (%) de forma a melhor caracterizar cada área.

Figura 2 - Área de baixo impacto caracterizada pela vegetação nativa da caatinga (dossel com cerca de 4 m de altura) e solo pedregoso.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 3 - Área de médio impacto caracterizada pelo domínio de gramíneas e solo arenoso.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 4 - Área de alto impacto caracterizada pelo solo exposto e recorrente impacto advindo do tráfego de pessoas e veículos.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 5 - As armadilhas de queda eram enterradas em áreas de baixo (a), médio (b) e alto impacto antrópico (c) de forma que a margem superior estava nivelada ao solo.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Após 24h, coletamos o conteúdo dos pitfalls e analisamos em laboratório com auxílio de lupa de mão de aumento de 10x (20 por 21mm). Retiramos o excesso de matéria orgânica de cada conteúdo e então filtramos em uma peneira de malha de 65 mm, de forma que organismos menores que 65 mm não foram quantificados. Por fim, elaboramos um gabarito para identificação onde um exemplar de cada espécie foi fixado (Figura 6) e identificamos cada espécime à nível de ordem, classificando-os então em morfotipos (ex: “Orthoptera1”); caso a identificação não fosse possível, o morfotipo era rotulado como “*Arthropoda* sp”.

Análise de dados

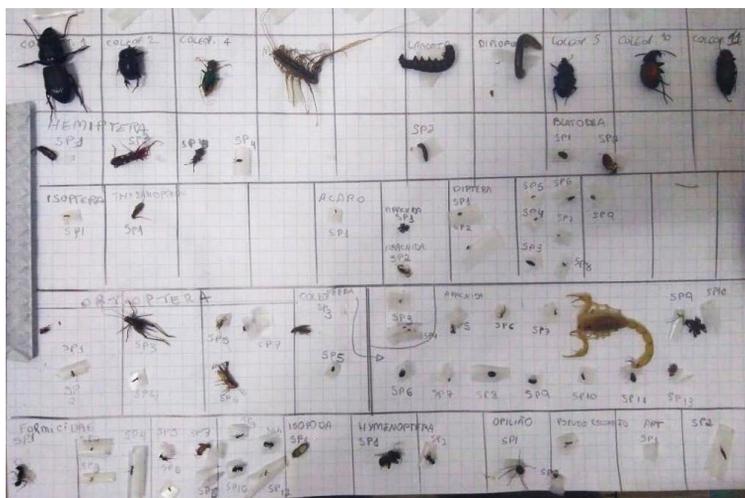
Avaliamos se a quantidade de coletas foi suficiente para amostrar efetivamente os morfotipos de cada área a partir de uma curva de rarefação. Em seguida, avaliamos se as variáveis ambientais coletadas (temperatura do solo e abertura do dossel) diferiam entre áreas com diferentes níveis de impacto antrópico utilizando o teste Kruskal-Wallis devido a não normalidade e heterocedasticidade dos dados. Realizamos então o teste de Dunn para identificar quais áreas diferiam entre si.

Para responder se a comunidade de macroinvertebrados de solo diferia em diferentes níveis de impacto antrópico comparamos as áreas a partir de quatro parâmetros: riqueza, diversidade, equitabilidade e composição das comunidades.

Para comparar a riqueza realizamos uma ANOVA de um fator seguido de um teste de Tukey para identificar quais áreas diferiam entre si. Para quantificar a diversidade e a equitabilidade utilizamos respectivamente o índice de diversidade de Shannon (H') - medida de entropia que leva em consideração o número de morfotipos e sua abundância relativa, e o índice de equitabilidade de Pielou (e) - índice de Shannon dividido pelo log dos morfotipos. Para avaliar a composição das comunidades comparamos a beta diversidade das áreas utilizando uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) a partir da função 'permutest' do pacote vegan (OKSANEN *et al.*, 2019).

A curva de rarefação e os índices de diversidade (H') e de equitabilidade (J) foram realizados no programa PAleontological STatistics (PAST) versão 3.25 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001). Demais análises estatísticas foram feitas no software R versão 3.6.0 (R CORE TEAM, 2019).

Figura 6 - Gabarito base para identificação e quantificação dos morfotipos de Arthropoda triados em nosso estudo.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Resultados

No total foram encontrados 914 artrópodos de solo enquadrados em 61 morfotipos (Tabela 1). Os morfotipos classificados incluíam várias ordens de insetos (Orthoptera, Hymenoptera, Hemiptera, Coleoptera, Blattodea e outras) além de aracnídeos (Araneae, Opiliones, Scorpiones e Pseudoscorpiones), crustáceos (Isopoda) e miriápodos (Chilopoda e Diplopoda) (Tabela 2). Dentre todos os morfotipos, apenas setes ocorreram nas três áreas (Figura 7). A curva de rarefação mostrou que a área de baixo impacto ainda não alcançou um platô; assim, os

morfotipos apresentados aqui são apenas uma subamostragem da área e um maior esforço amostral seria necessário para caracterizá-la efetivamente (Figura 8).

Tanto a temperatura do solo ($gl= 2$, $K=19,554$, $P<0,001$, Figura 9) quanto a abertura do dossel ($gl=2$, $K=16,738$, $P<0,001$, Figura 10) diferiram entre áreas. Para ambas as variáveis ambientais, a área de médio e alto impacto foram semelhantes obtendo valores mais altos enquanto que a de baixo impacto diferiu significativamente, obtendo valores mais baixos (Tabela 3). Dessa forma, é evidenciado que a área de baixo impacto apresenta condições mais amenas de temperatura do solo e menor exposição à luz solar devido à menor abertura de dossel.

Tabela 1 - Quantidade de artrópodes de solo, morfotipos e morfotipos/espécime em cada área avaliada (baixo, médio e alto impacto antrópico).

Morfotipos	Baixo impacto	Médio impacto	Alto impacto
Número de espécimes	113	370	431
Número de morfotipos	25	25	38
Morfotipos/espécime	0,22	0,07	0,08

Fonte: elaboração dos autores (2019).

Tabela 2 - Quantidade de artrópodes de solo de cada morfotipo nas áreas de baixo, médio e alto impacto antrópico.

Ordem	Morfotipo	Baixo	Médio	Alto
Acari *	1	0	1	2
Aranae	1	1	0	1
	2	1	0	0
	3	0	3	0
	4	1	0	3
	5	0	1	0
	6	0	0	2
	7	2	0	0
	8	1	0	0
	9	0	0	1
	10	1	0	0
Blattodea	1	1	0	0
	2	1	0	0
Chilopoda	1	0	0	2

Coleoptera	1	0	1	0
	2	3	21	30
	3	0	11	0
	4	0	0	2
	5	0	0	3
	6	0	1	1
	7	0	1	0
	8	0	0	2
	9	0	0	4
	10	1	0	1
	11	0	0	1
Acari *	1	0	1	2
Aranae	1	1	0	1
	2	1	0	0
	3	0	3	0
	4	1	0	3
	5	0	1	0
	6	0	0	2
	7	2	0	0
	8	1	0	0
	9	0	0	1
	10	1	0	0
Blattodea	1	1	0	0
	2	1	0	0
Chilopoda	1	0	0	2

Efeitos do impacto antrópico sobre artrópodes do solo em área da caatinga potiguar

Coleoptera	1	0	1	0
	2	3	21	30
	3	0	11	0
	4	0	0	2
	5	0	0	3
	6	0	1	1
	7	0	1	0
	8	0	0	2
	9	0	0	4
	10	1	0	1
	11	0	0	1
Diplopoda	1	0	4	0
Hymenoptera/ Formicidae	1	16	185	146
	2	16	8	26
	3	1	44	24
	4	30	51	139
	5	0	1	0
	6	0	0	1
	7	1	0	0
	8	0	3	2
	9	0	5	9
	10	4	0	0
	11	1	0	0
	12	0	0	1

Hemiptera	1	0	1	3
	2	0	0	1
	3	0	0	1
	4	1	0	0
Hymenoptera (outros)	1	0	0	1
	2	0	0	1
Isopoda	1	19	0	0
Isoptera	1	0	14	0
Opiliones	1	1	2	4
	2	1	0	2
Orthoptera	1	1	5	3
	2	1	0	1
	3	0	0	1
	4	0	2	3
	5	0	0	1
	6	0	1	2
	7	0	1	0
Pseudoscorpiones	1	0	1	0
Thysanoptera	1	6	2	0
Artrópode**	1	0	0	1
	2	1	0	0

*** Subclasse de artrópodes; **Ordem não identificada;**

Fonte: elaboração dos autores (2019).

Tabela 3 - Mediana e primeiro-terceiro quartil para as variáveis ambientais temperatura do solo (C°) e abertura do dossel (%) em cada área analisada (baixo, médio e alto impacto antrópico).

	Baixo impacto	Médio impacto	Alto impacto
Temperatura do solo (C°)	29,70 (29,13 - 30,08)	36,70 (35,93 - 38,95)	34,1 (32,48 - 38,03)
Abertura do dossel (%)	12,50 (6,25 - 18,75)	43,75 (32,81 - 62,50)	43,75 (32,81 - 54,69)

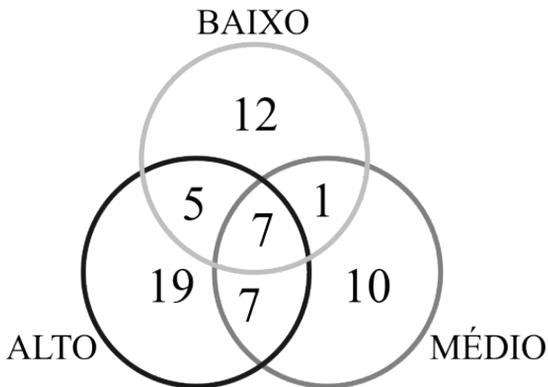
Fonte: elaboração dos autores (2019).

A riqueza de morfotipos de artrópodes de solo diferiu significativamente entre áreas ($gI= 2,27$, $F=5,855$, $P= 0,007$) de forma que a área de baixo impacto apresentou uma média de $4,4 \pm 2,84$ morfotipos; a de médio impacto apresentou $6,6 \pm 2,12$ morfotipos e a de alto impacto apresentou $8,1 \pm 2,28$ morfotipos. A área de baixo impacto teve uma riqueza significativamente menor do que a de alto impacto, mas equivalente à área de médio impacto (Figura 11). Contudo, a área de baixo impacto apresentou maior diversidade (Figura 12) e maior equitabilidade (Figura 13) que as demais áreas.

A composição da comunidade de artrópodes de solo também diferiu significativamente entre as áreas ($gI=2,27$, $F=3,695$, $Perm=999$, $P=0,026$). A beta diversidade da área de baixo impacto diferiu das demais enquanto houve grande sobreposição entre a área de médio e alto impacto, conforme

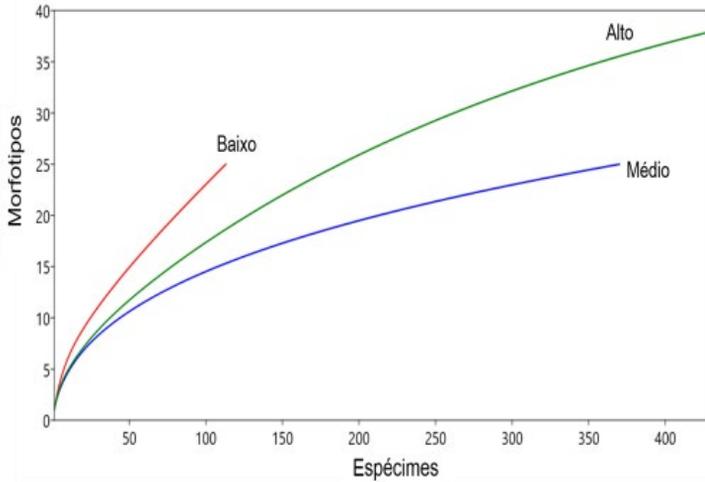
elucidado pela Análise de Componentes Principais (Figura 14). Os morfotipos que compunham cada área são melhor especificados na tabela 2 e no material suplementar.

Figura 7 - Diagrama de Venn ilustrando os morfotipos de artrópodes que ocorreram unicamente nas áreas de baixo, médio e alto impacto antrópico e quais ocorreram em mais de uma área.



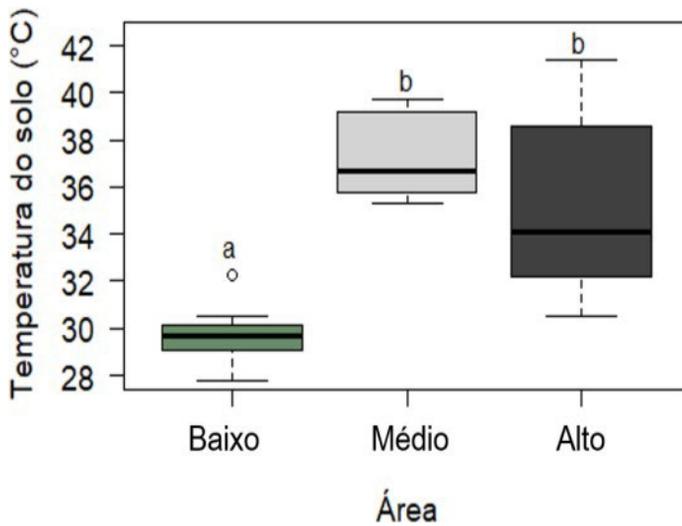
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 8 - Curva de rarefação ilustrando os morfotipos por espécimes (indivíduos totais) de acordo com as áreas de baixo (vermelho), médio (azul) e alto (verde) impacto antrópico.



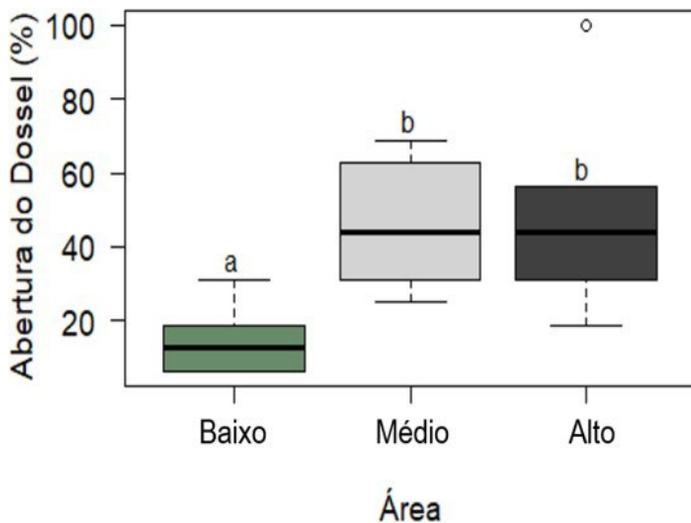
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 9 - Boxplot da temperatura do solo (C°) em relação à área de amostragem: baixo, médio e alto impacto antrópico. Letras diferentes representam grupos distinguidos pela análise de Kruskal-Wallis.



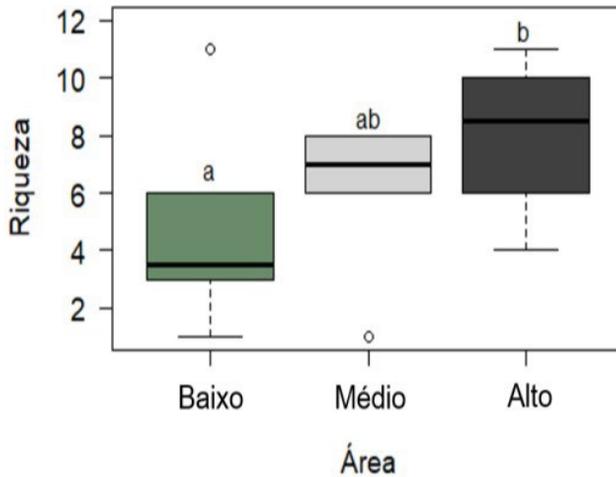
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 10 - Boxplot da riqueza de morfotipos de artrópodes de solo em relação à área de amostragem: baixo, médio e alto impacto antrópico. Letras diferentes representam grupos distinguidos pela ANOVA.



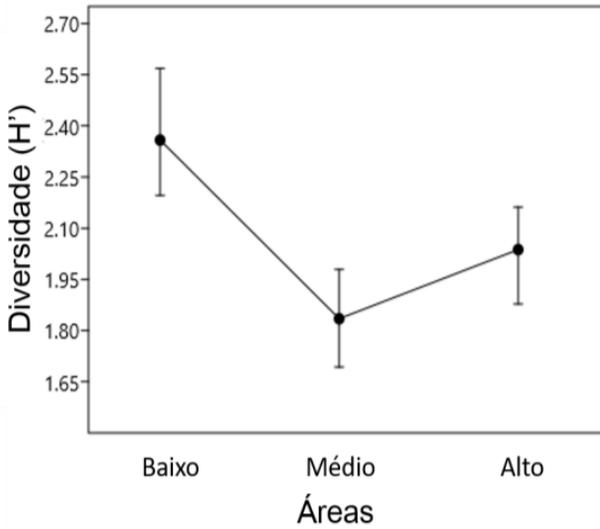
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 11 - Boxplot da abertura do dossel (%) em relação à área de amostragem: baixo, médio e alto impacto antrópico. Letras diferentes representam grupos distinguidos pela análise de Kruskal-Wallis.



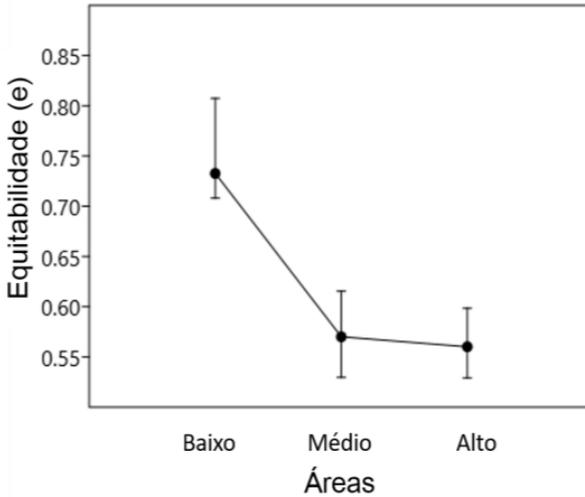
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 12 - Índice de diversidade de Shannon (H') da comunidade de artrópodes de solo nas áreas de baixo, médio e alto impacto antrópico. Círculos representam as médias e barras representam o erro padrão.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 13 - Equitabilidade de Pielou (e) da comunidade de artrópodes de solo nas áreas de baixo, médio e alto impacto antrópico. Círculos representam médias e barras representam o erro padrão.



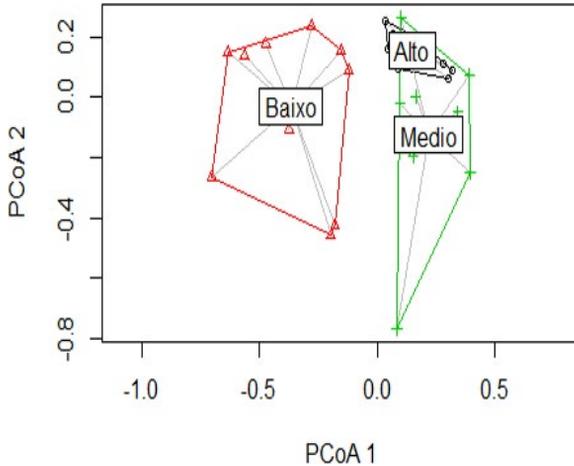
Fonte: elaboração dos autores (2019)

Discussão

A área de baixo impacto apresentou valores maiores de diversidade e equitabilidade para artrópodes do solo quando comparada às áreas de maior impacto. Assim, o desmatamento na FLONA de Açú, área de Caatinga no Rio Grande do Norte, exerce influência sobre a comunidade de macroinvertebrados do solo. Além disso, a área de baixo impacto foi a única a apresentar isópodos e alguns morfotipos de coleoptéros. Isopoda é um grupo de crustáceos terrestres detritívoros, utilizados no biomonitoramento de áreas impactadas por metais pesados

(QUADROS, 2010). Também são intolerantes às alterações no solo em áreas de cultivo e utilizam áreas florestais como refúgio (VASCONCELLOS *et al.*, 2015). Ainda, alterações no solo e na vegetação pode elicitar diferentes respostas em espécies de Coleópteros. Enquanto alguns grupos podem aumentar em abundância, outros podem permanecer estáveis ou mesmo reduzir drasticamente (GHANNEM; TOUAYLIA; BOUMAIZA, 2017). A presença de isópodos e de morfotipos de Coleoptera exclusivos da área de baixo impacto nos informa que dos três, este é o ambiente em melhor estado de conservação, mesmo apresentando menor riqueza, um possível artefato do tempo de coleta e do esforço amostral, como demonstrado na curva de rarefação (Figura 8).

Figura 14 - Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da beta diversidade de artrópodes de solo nas áreas de baixo, médio e alto impacto antrópico.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

As áreas de médio e alto impacto foram semelhantes quanto às condições ambientais e quanto à comunidade de artrópodes do solo. As duas áreas apresentam composição e riqueza semelhantes e baixa equitabilidade. Formigas, grupo mais abundante nas duas áreas, apresentam uma resposta às alterações ambientais semelhante ao observado em coleópteros. Enquanto algumas espécies são especialistas (TIBCHERANI *et al.*, 2018), outras são generalistas, sendo mais abundantes em áreas em estágios iniciais de sucessão (KOVAR; VOJTISEK; ZENTSOVÁ, 2013), semelhante ao que observamos. A área de baixo impacto possui mais morfotipos exclusivos de formiga (N=3) que a área de médio (N=1) e alto

impacto (N=2), que por sua vez possuem maior abundância dos quatro morfotipos comuns às três áreas (tabela 2). Assim, o impacto nestas áreas pode ter levado a simplificação da comunidade de formigas (BARBOSA *et al.*, 2015), tornando possível a ocorrência apenas de espécies generalistas. A diferença na abundância dos morfotipos capturados pode ser justificada por diferenças nas estratégias de forrageio das espécies, que enviam quantidades diferentes de operárias em busca de alimento (TRANIELLO, 1989).

Coleoptera foi o segundo grupo mais abundante nas áreas de alto e médio impacto, possivelmente devido a coleta ter ocorrido durante o período chuvoso, em que o grupo é mais ativo (NUNES; ARAÚJO FILHO; MENEZES, 2008). Como as formigas, o morfotipos mais abundantes de besouros foram comuns às áreas de médio e alto impacto, sendo possíveis generalistas que respondem de maneira diferente em relação às espécies de ambiente de baixo impacto quanto às ações antrópicas (GHANNEM; TOUAYLIA; BOUMAIZA, 2017). Mesmo em estágio de sucessão ecológica inicial, a área de médio impacto parece tão inóspita aos invertebrados mais sensíveis quanto a área de alto impacto, ambas dominadas por espécies que se demonstram generalistas quanto a área de ocorrência.

Contudo, algumas limitações de nosso estudo impedem que nossas conclusões sejam expandidas para outras áreas da

Caatinga. As áreas de médio e alto impacto que amostramos encontram-se rodeadas de áreas em avançado estágio de sucessão (Figura 3; Figura 4), que podem ter fornecido as espécies tidas como exclusivas da estrada e do campo de gramíneas (Figura 7). Coletas em áreas impactadas com maior extensão e distantes de áreas preservadas podem reforçar o nosso resultado quanto o efeito de ações antrópicas em macroinvertebrados. Além disso, nosso período amostral ocorreu apenas no período de chuva. Dada a forte influência da precipitação sobre a comunidade de artrópodes de solo em áreas semiáridas (VASCONCELLOS *et al.*, 2010; ARAÚJO *et al.*, 2010), é possível que o cenário encontrado no período de estiagem diferisse do atual e possivelmente a área de caatinga rochosa sirva como um refúgio para os invertebrados terrestres durante a estação de clima mais severo. O tempo de espera da armadilha também foi curto (24h), não sendo suficiente para amostrar satisfatoriamente os morfotipos da área de baixo Impacto; outros estudos utilizam períodos mais longos, como 72 h (ARAÚJO *et al.*, 2010), sete dias e 10 dias (STANDS *et al.*, 2012). Ainda, utilizamos apenas um único tipo de armadilha (pitfalls), cuja eficiência pode ter variado; por exemplo, o solo pedregoso da área de baixo impacto dificultava a queda dos organismos quando comparado ao solo batido das áreas de médio e alto impacto. Outras pesquisas têm utilizado vários métodos em conjunto, como armadilhas de malaise e iscas (VASCONCELLOS *et al.*, 2010; ARAÚJO

et al., 2010). Assim, sugerimos que projetos futuros apliquem coletas também durante o período de estiagem, utilizando mais métodos amostrais e com maior tempo de espera para melhor representar a comunidade de artrópodes da área.

Por fim, encontramos uma resposta complexa da comunidade de macroinvertebrados terrestres aos impactos antrópicos em área de Caatinga. Constatamos que avaliar apenas a riqueza de espécies pode não demonstrar o efeito do dano ambiental sofrido. Considerar também a composição, dando enfoque em grupos de bioindicadores e aspectos ecológicos dos grupos (se generalistas ou especialistas, por exemplo) pode fornecer informações mais acuradas sobre o estado em que se encontra determinado habitat. Ainda, destacamos aqui o número elevado de morfotipos registrados (N=61), mesmo com o limitado tempo de coleta. Tendo em vista também que a Unidade de Conservação mais próxima se encontra a 147km, ressaltamos a importância da FLONA- Açú na manutenção da diversidade de invertebrados da Caatinga Norte Rio Grandense.

Agradecimentos

Agradecemos imensamente à professora Vanessa Staggemeier pela orientação quanto ao delineamento amostral, empréstimo de materiais de coleta, auxílio na triagem e identificação de morfotipos e recomendação de literatura

útil. Agradecemos também ao Eduardo Venticinque e Mauro Pichorim pelas contribuições valiosas. Ainda, somos gratos à administração da FLONA-Açu e à equipe da cozinha (Léa) pela excelente manutenção da estrutura oferecida durante o campo.

Referências

- ALROY, J. Effects of habitat disturbance on tropical forest biodiversity. **PNAS**, [S. l.], v. 114, n. 23, p. 6056–6061, 2017.
- AQUINO, A. M.; AGUIAR-MENEZES, E. L.; QUEIROZ, J. M. **Recomendações para coleta de artrópodes terrestres por armadilhas de queda (“Pitfall-Traps”)**. Seropédica, RJ: Embrapa, 2006. Agrobiologia Circular Técnica, n. 18.
- ARAÚJO, C. S.; ARAÚJO, C. S.; CANDIDO, D. M.; ARAÚJO, H. F. P. De, DIAS, S. C. VASCONCELLOS, A. Seasonal variations in scorpion activities (Arachnida: Scorpiones) in an area of Caatinga vegetation in northeastern Brazil. **Sociedade Brasileira de Zoologia**, [S. l.], v. 27, n. 3, p. 372– 376, jun. 2010. DOI: 10.1590/S1984-46702010000300008.
- BARBOSA, B. C.; FAGUNDES, R.; SILVA, L. F.; TOFOLI, J. F. V.; SANTOS, A. M.; IMAI, B. Y. P.; GOMES, G. G.; HERMIDORFE, M. M.; RIBEIRO, S. P. Evidences that human disturbance simplify the ant fauna associated a *Stachytarpheta glabra* Cham. (Verbenaceae) compromising the benefits of ant-plant mutualism. **Brazilian Journal of Biology**, [S. l.], v. 75, n. 1, p. 58–68, 2015.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Portaria nº 245 de 18 de julho de 2001**. Trata sobre o Horto Florestal de Açú, que passa a ser para Floresta Nacional. Disponível em: <http://oads.org.br/leis/2514.pdf>. Acesso em: 6 set. 2021.
- BROADBENT, E. N.; ASNER, G. P.; KELLER, M.; KNAPP, D. E.; OLIVEIRA, P. J. C.; SILVA, J. N. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. **Biological Conservation**, [S. l.], v. 141, n. 7, p. 1745–1757, jul. 2008.

CORREIA, M.E.F. **Relações entre a diversidade da fauna de solo e o processo de decomposição e seus reflexos sobre a estabilidade dos ecossistemas**. Seropédica, RJ: Embrapa, 2002. 33p.

CUNHA NETO, F. V.; CORREIA, M. E. F.; PEREIRA, G. H. A.; PEREIRA, M. G., LELES, P. S. S. Soil Fauna As An Indicator Of Soil Quality In Forest Stands, Pasture And Secondary Forest. **R. Bras. Ci. Solo**, [S. l.], v. 36, p. 1407–1417, 2012.

FLORES, B. M.; HOLMGREN, M.; XU, C.; NES, E. H. V.; JAKOVAC, C. C.; MESQUITA, R. C. G.; SCHEFFER, M. Floodplains as an Achilles' heel of Amazonian forest resilience. **PNAS**, [S. l.], v. 114, n. 17, p. 4442–4446, 2017.

FREITAS, A. V. L.; FRANCINI, R. B.; BROWN JÚNIOR, K. S. Insetos como indicadores ambientais. *In*: CULLEN JÚNIOR, L; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Natal: Editora UFRN, 2003. p. 125-151.

GEELACH, J.; SAMWAYS, M.; PRYKE, J. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. **Journal of Insect Conservation**, [S. l.], v. 17, p. 831–850, 2013.

GHANNEM, S.; TOUAYLIA, S.; BOUMAIZA, M. Beetles (Insecta: Coleoptera) as bioindicators of the assessment of environmental pollution. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, [S. l.], v. 24, n. 2, p. 456–464, 2017.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, [S. l.], v. 4, n. 1, 2001. Disponível em: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm. Acesso em: 6 set. 2021.

HOLT, E. A.; MILLER, S. W. Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts. **Nature Education Knowledge**, [S. l.], v. 3, n. 10, p. 8, 2010.

KOVAR, P.; VOJTISEK, P.; ZENTSOVÁ, I. Ants as ecosystem engineers in natural restoration of human made habitat. **Journal of Landscape Ecology**, [S. l.], v. 6, n. 1, p.18–31, 2013.

MICHENER, C. D. **The bees of the world**. 2nd ed. Baltimore, Maryland, USA: Johns Hopkins University Press, 2007.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Biomass**: Caatinga. Brasília, DF: MMA, 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br> . Acesso em: 6 set. 2021.

NUNES, L. A. P. L.; ARAÚJO FILHO, J. A.; MENEZES, R. I. Q. Recolonização da fauna edáfica em áreas de Caatinga submetidas a queimadas. **Caatinga**, Mossoró, v. 21, n. 3, p. 214–220, jul./set. 2008.

OKSANEN, Jari *et al.* **vegan**: Community Ecology Package. [S. l.]: CRAN, 2019. R package version 2.5-5. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 6 set. 2021.

PAOLETTI, M. G. *et al.* Soil Invertebrates as Bio- indicators in a Natural Area Converted from Agricultural Use: the case study of Vallecchia-Lugugnana in North-Eastern Italy. **Journal of Sustainable Agriculture**, [S. l.], v. 34, n. 1, p. 38–56, 2010.

QUADROS, A. F. Os isópodos terrestres são boas ferramentas para monitorar e restaurar áreas impactadas por metais pesados no Brasil?. **Oecologia Australis**, [S. l.], v. 14, n. 2, p. 569–583, 2010.

R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2019. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 6 set. 2021.

RIPPLE, W. J.; WOLF, C.; NEWSOME, T. M.; GALETTI, M.; ALAMGIR, M.; CRIST, E.; MAHMOUD, M. I.; LAURANCE, W. F. World Scientists' Warning to Humanity: A Second Notice. **BioScience**, [S. l.], v. 67, n. 12, p.1026–1028, dec. 2017.

SANTOS, J. C.; LEAL, I. R.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; FERNANDES, G. W.; TABARELLI, M. Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. *Tropical Conservation Science*, [S. l.], v. 4, n. 3, p. 276–286, 2011.

STEFFEN, W.; GRINEVALD, J.; CRUTZEN, P.; MACKNEIL, J. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, [S. l.], v. 369, n. 1938, p. 842–867, 2011.

STEFFEN, W. *et al.* Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. **Science**, [S. l.], v. 347, n. 6223, p. 736-747, Feb. 2015. DOI: 10.1126/science.1259855.

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**, [S. l.], v. 155, n. 1, p. 136–140, 2012.

TIBCHERANI, M.; NACAGAVA, V. A. F.; ARANDA, R.; MELO, R. L. Review of ants (Hymenoptera: Formicidae) as bioindicators in the Brazilian Savanna. **Sociobiology**, [S. l.], v. 65, n. 2, p. 112–129, 2018.

TRANIELLO, J. F. A. Foraging strategies of ants. **Annual Review of Entomology**, [S. l.], v. 34, n. 1, p. 191–210, 1989.

UNITED NATIONS POPULATION FUND. **World Population Dashboard**. [S. l.]: UNFPA, 2019. Disponível em: <https://www.unfpa.org>. Acesso em: 6 set. 2021.

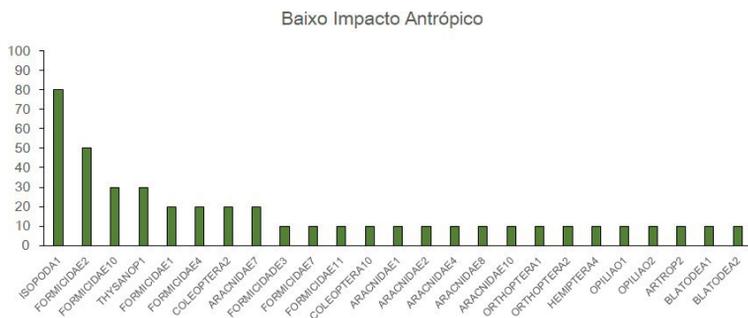
VASCONCELLOS, A. *et al.* Seasonality of insects in the semi-arid Caatinga of northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**, [S. l.], v. 54, n. 3, p. 471–476, set. 2010. DOI: 10.1590/s0085-56262010000300019.

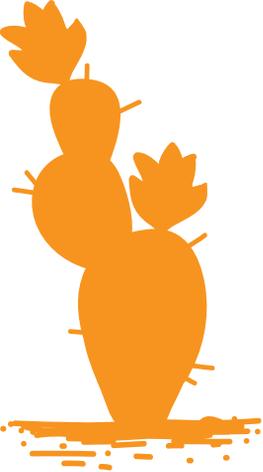
VASCONCELLOS, N. J. S.; SILVA, R. F.; BINS, F. H.; SILVA, B. L. Reservas legais: um importante refúgio para os isópodos terrestres em áreas agrícolas. **Revista Ambiente & Água**, Taibaté, v. 10, n. 3, p. 676–684, jul./set. 2015.

WESTRICH, P. Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. *In*: MATHESON, A. *et al* (ed.). **The conservation of bees**. London, UK: Academic Press, 1996. p. 1–16.

Material Suplementar

Figura 4 - Composição da comunidade de artrópodes de solo na área de baixo impacto antrópico. A proporção de cada morfotipo foi calculada de acordo com a presença nos pontos de coleta em cada área (Ex: isópoda ocorreu em 80% dos pontos de coleta). Os morfotipos eram classificados de acordo com a ordem do artrópode sempre que a identificação era possível.





Estrutura da comunidade de aves da lagoa do Piató e estimativa populacional de *Himantopus mexicanus*

Coelho F. E.
Dantas Y. M.
Favero I. T.
Vasquez V. L.

Resumo

Ambientes lacustres e seus arredores são fundamentais para a manutenção da fauna no semiárido, incluindo as aves. Conhecer a composição e a frequência de espécies por habitat é importante para entendermos como a comunidade de aves usa o ambiente e qual é o papel das lagoas na manutenção das populações locais. Por isso, o objetivo deste trabalho foi

comparar a riqueza e a diversidade de aves entre um ambiente majoritariamente aquático, a Lagoa do Piató, e a região de borda do fragmento de Caatinga do entorno da lagoa, na Floresta Nacional de Açu. Realizamos o levantamento utilizando a metodologia de listas de Mackinnon, através de registros visuais e/ou auditivos das espécies obtidos com o auxílio de binóculos e máquinas fotográficas. Definimos como limite o valor de cinco espécies por lista. Além disso, devido a grande abundância, realizamos uma estimativa populacional da espécie *Himantopus mexicanus* (Recurvirostridae) no interior da lagoa, a partir de 24 imagens fotográficas e da estimativa da área da lâmina da d'água. Tal estimativa nos fornece indícios sobre a importância da lagoa na manutenção de populações de aves limícolas na região. O ambiente lacustre teve maior riqueza e espécies mais abundantes em comparação ao ambiente terrestre. Isso reflete a alta heterogeneidade ambiental do ambiente aquático, possibilitando a co-ocorrência de mais espécies (por compartilhamento ou diferenciação de nicho), e pelas características ecológicas das espécies que lá ocorrem (aves que vivem em bandos e de hábito alimentar generalista). Apesar da diversidade ter sido maior no ambiente aquático e a equitabilidade maior no terrestre, as diferenças desses índices entre os ambientes foram pequenas, possivelmente pelo número de espécies que compartilham os dois ambientes. Ambas as curvas do estimador não paramétrico *Jackknife* não atingiram a assíntota, assim, demonstrando que

nosso esforço amostral não tenha sido suficiente para capturar toda a comunidade de aves local. A população estimada de *H. mexicanus* foi de 11 ind/ha de lâmina d'água. Nossos resultados demonstram que a preservação de ambientes lacustres e seus arredores nas áreas semiáridas é fundamental para a manutenção da avifauna, pois esses ambientes oferecem recursos e habitat escassos e temporários.

Palavras-chave: Ambiente lacustre; Avifauna; Caatinga; Pernilongo-de-costas-negras; Rio Grande do Norte.

Introdução

As comunidades biológicas podem ser definidas como agrupamentos de espécies em determinado local e tempo (RICKLEFS, 2007). A composição de uma comunidade pode ser determinada por fatores que atuam no nível de indivíduo ou de população, como as características fisiológicas de uma espécie, que compõem limites de distribuição em determinados ambientes, ou sua dinâmica populacional – taxas de mortalidade, natalidade e migração (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Da mesma forma, uma comunidade também é influenciada pela dinâmica de processos de interação entre as espécies (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Um dos mecanismos que atua na determinação da composição de uma comunidade é a disponibilidade de recursos. A água e a produtividade vegetal são os principais recursos que influenciam

na riqueza de espécies animais (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Em ambientes sazonais como a Caatinga (AMORIN *et al.*, 2016), os padrões cíclicos na disponibilidade e variedade desses recursos podem se refletir em uma partição sazonal dos nichos e variações na composição das comunidades entre as diferentes estações do ano (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; RICKLEFS, 2003).

Padrões sazonais como esses são especialmente observados para organismos com alta capacidade de dispersão como as aves (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Suas atividades de cômte e nidificação apresentam alto custo energético e, muitas vezes, levam várias espécies de aves a migrar ou dispersar entre diferentes ambientes em busca de recursos (POULIN; LEFEBVRE; MCNEIL, 1992). Na busca por recursos, as aves da Caatinga apresentam diferentes estratégias. Embora existam espécies sedentárias, o padrão para a Caatinga parece ser o de movimentação sazonal das aves (ARAÚJO *et al.*, 2012). Essa movimentação pode ser entre diferentes paisagens dentro do bioma ou um padrão de migração para outras regiões (ARAÚJO; SILVA, 2017). Essa movimentação gera variações significativas na riqueza e na abundância de aves, atreladas aos padrões de disponibilidade espacial e temporal do principal recurso limitante na Caatinga, a água.

Diante disso, buscamos comparar a riqueza e diversidade de aves entre um ambiente majoritariamente aquático, que

existe apenas na estação chuvosa, a Lagoa do Piató e a região de borda do fragmento de Caatinga do entorno da lagoa na FLONA de Açu. Hipotetizamos uma maior diversidade de aves na região da lagoa, graças a maior quantidade e variedade de recursos disponíveis. Além disso, também estimamos o tamanho da população de *Himantopus mexicanus* (Recurvirostridae), a espécie mais abundante no local, como uma forma de avaliar a importância da lagoa na manutenção de populações de aves limícolas na região.

Material e Métodos

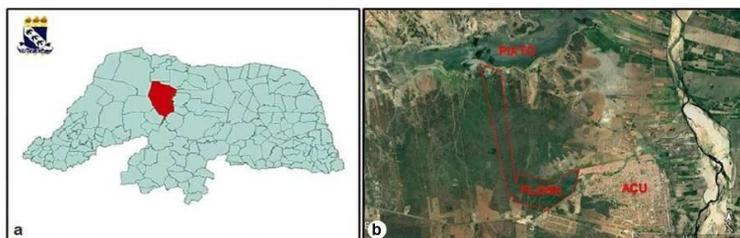
Área de Estudo

O estudo foi conduzido na Floresta Nacional de Açu (FLONA-Açu) no Município de Assú, estado do Rio Grande do Norte (Figura 1). A FLONA-Açu ocupa 528,25 ha e está inserida no domínio fitogeográfico da Caatinga. O período de chuvas no município de Assú está concentrado entre os meses de março e abril (IDEMA, 2008) com pluviosidade média anual entre 500 e 600 mm (IGARN, 2014).

A área da FLONA-Açu engloba parte da margem da Lagoa do Piató, onde as amostragens foram realizadas. No momento desse estudo, a Lagoa do Piató apresentava um raso espelho d'água após 7 anos de seca. O solo na área alagada da lagoa é argiloso, com crescimento de macrófitas aquáticas

emergentes, também algumas espécies vegetais exóticas, como por exemplo, a algaroba (*Prosopis juliflora*, Fabaceae) e a monodominância da espécie arbórea nativa conhecida como jurema (*Mimosa tenuiflora*, Fabaceae). No ambiente mais alto em relação à margem, o solo arenoso é composto por seixos rolados, com a presença marcante de carnaubais (*Copernicia prunifera*, Arecaceae), que indica o limite da margem da lagoa quando totalmente cheia e cria uma zona de transição entre o ambiente lacustre e a mata.

Figura 1 - Localização da Floresta Nacional de Açú. a. Município de Assú no Estado do Rio Grande do Norte. b. Localização da Floresta Nacional no Município de Açú e lagoa do Piató.



Fonte: adaptada de Amorim *et al.* (2016).

Coleta de dados

Em 27 de maio de 2019 percorremos pela manhã (05:00h às 10:00h) um trajeto de cerca de 1 km ao longo dos ambientes aquático (margem encharcada) e terrestre (borda mais elevada e de solo arenoso) para registrar as espécies de aves

ocorrentes em ambos locais. Utilizamos listas de *Mackinnon* (SOUZA, 2014) adaptadas para registros visuais e/ou auditivos das espécies encontradas. As espécies foram colocadas em sequência, com nome e quantidade de indivíduos, em cada lista até chegar à quinta espécie. A sexta espécie era registrada como o primeiro registro de uma nova lista, anotamos o horário de início da segunda lista e assim por diante, até o último registro. Cada espécie aparece apenas uma vez em cada lista, podendo haver repetições entre as listas.

Estimativa de riqueza potencial

Estimamos a riqueza provável de espécies nas duas áreas estudadas com o estimador não paramétrico *Jackknife* (GOTELLI; COLWELL, 2011). Esse estimador realiza aleatorizações a partir das listas *Mackinnon* obtidas durante as coletas e calcula, com base no observado, o número de espécies que poderiam ser registradas com um maior esforço amostral. Desta forma, o estimador gera uma curva de acumulação com tendência à estabilização (assíntota).

*Estimativa populacional de *H. mexicanus**

Para estimar a quantidade de *H. mexicanus* na lagoa do Piató (Figura 2), montamos uma imagem panorâmica a partir de 24 fotos de uma porção do espelho d'água da lagoa que foi georreferenciada. Assumimos que a área por foto foi

linear, contamos o total de indivíduos por foto e calculamos a densidade de indivíduos por hectare em cada foto. Em seguida, estimamos a densidade média por hectare com base nos valores obtidos de todas as fotos. A partir de imagens do *Google Earth* e dos pontos georreferenciados em campo estimamos o tamanho de todo o espelho d'água existente neste dia de visita e que era usado pelos *H. mexicanus* (Figura 3). Para obter a estimativa populacional total, multiplicamos a densidade média de indivíduos por hectare obtida pelas fotos pela quantidade de hectares de espelho d'água total.

Figura 2 - Indivíduos da espécie *Himantopus mexicanus* fotografados em 27/05/2019 na lagoa do Piató, FLONA de Açú/RN.



Fonte: Mauro Pichorim (2019).

Figura 3 - Área aproximada amostrada por fotos da lagoa do Piató (em azul) e pontos de referência georreferenciados utilizados para estimar a área da lagoa utilizada pela espécie *Himantopus mexicanus*.

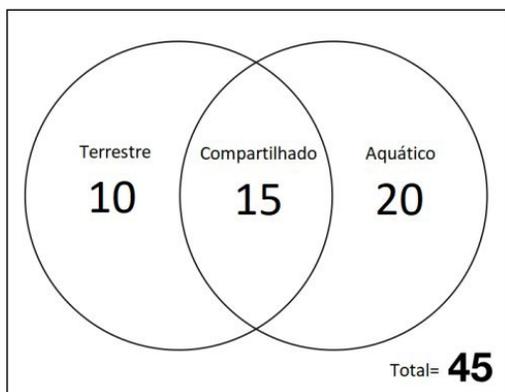


Fonte: adaptada de Amorim *et al.* (2016).

Resultados

Registramos 45 espécies de aves em toda área percorrida (M. S - Tabela 1). A riqueza foi qualitativamente maior no ambiente aquático (N = 35 espécies) quando comparada ao ambiente terrestre (N = 25 espécies; Figura 4). Das espécies registradas, 15 foram comuns aos dois ambientes, 10 foram exclusivas do ambiente terrestre e 20 exclusivas do ambiente aquático (Figura 4).

Figura 4 - Diagrama de Venn esquematizando o número total, o compartilhado e o exclusivo de espécies de aves nos dois tipos de ambientes (terrestre e aquático) amostrados na lagoa de Piató, FLONA-Açu/RN.



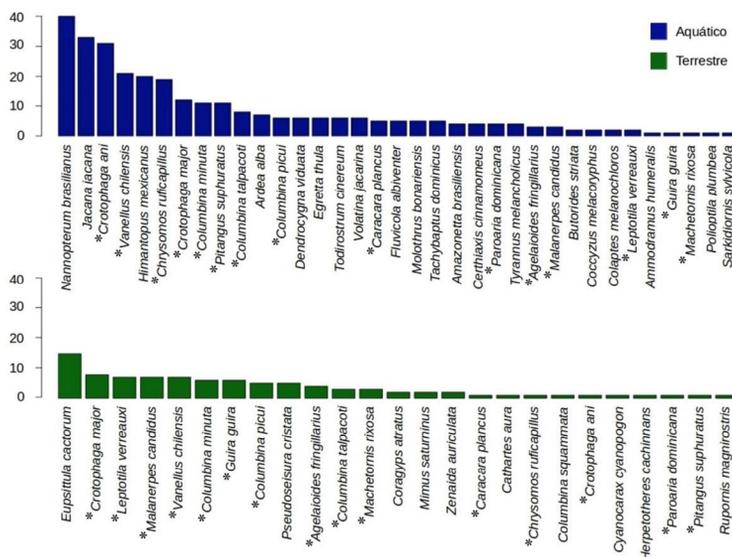
Fonte: elaboração dos autores (2019).

O ambiente aquático também apresentou maior abundância de aves em relação ao terrestre, mesmo comparando espécies presentes nos dois ambientes (Figura 5). As seis espécies com as maiores abundâncias da comunidade aquática (*Nannopterum brasilianus*, *Jacana jacana*, *Crotophaga ani*, *Vanellus chilensis*, *Himantopus mexicanus* e *Chrysomus ruficapillus*) superaram a espécie mais abundante encontrada na comunidade terrestre (*Eupsittula cactorum*) (Figura 5).

Além de maior riqueza e espécies mais abundantes, a comunidade do ambiente aquático também foi mais diversa (Shannon: 3,07) em relação ao ambiente terrestre (Shannon: 2,87). Porém, a equitabilidade do ambiente terrestre foi maior

do que a do ambiente aquático (respectivamente J: 0,89 e J: 0,86). Ao compararmos a curva de projeção potencial da riqueza obtida através do estimador *Jackknife* com a curva observada da riqueza de espécies no ambiente terrestre, podemos notar que a assíntota não foi atingida (Figura 6). A projeção máxima atingida em *Jackknife* foi de aproximadamente 35 espécies de aves estimadas contra 20 espécies observadas (Figura 6). Em relação ao ambiente aquático, podemos notar que tanto a curva projetada em *Jackknife* quanto a observada se aproximam da assíntota (Figura 6). Sendo que a projeção máxima atingida em *Jackknife* foi de aproximadamente 45 espécies de aves estimadas contra 35 observadas (Figura 6).

Figura 5 - Abundância de espécie de aves presente nos ambientes terrestre e aquático próximos a Lagoa do Piató, na FLONA- Açú/ RN. Asteriscos denotam espécies comuns aos dois ambientes.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

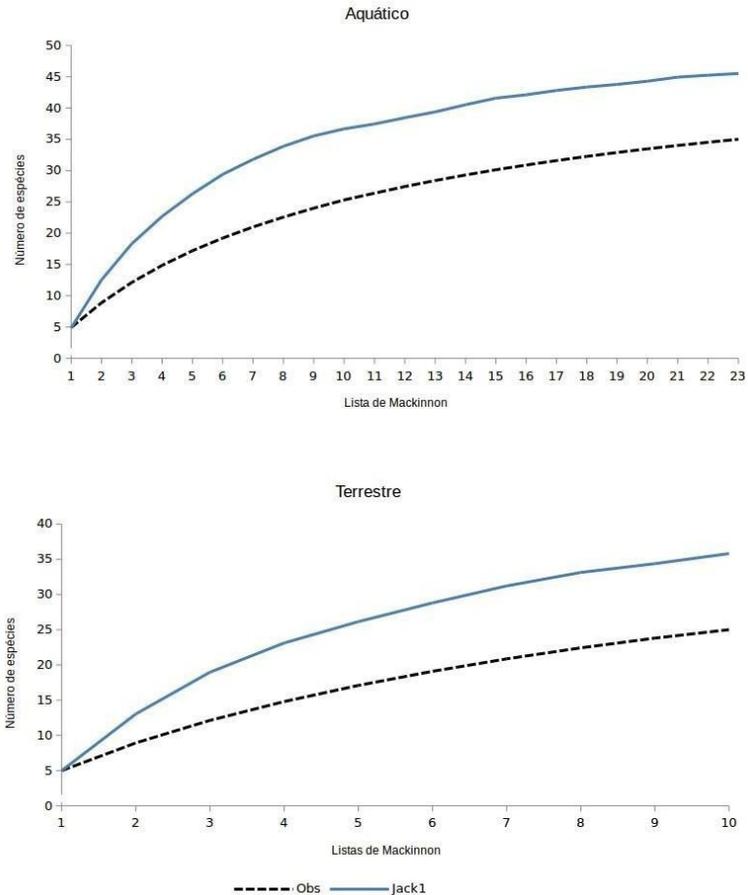
Encontramos a média de $10,91 \pm 4,44$ indivíduos de *H. mexicanus* por hectare de espelho d'água amostrado pelas fotos em um total de 136 ha. A área total do espelho d'água da lagoa do Piató durante o período amostrado foi de 211 hectares. Estes valores resultaram em uma estimativa de 2302 indivíduos de *H. mexicanus* presentes na lagoa.

Discussão

A nossa predição de maior riqueza para o ambiente aquático foi confirmada. Este ambiente apresenta grande quantidade de recursos para as espécies que utilizam este tipo de habitat, seja direta ou indiretamente, e, além disso, possui alta heterogeneidade ambiental (POLIS; WENDY; HOKT, 1997). Consequentemente, a alta heterogeneidade ambiental possibilita a co-ocorrência de um maior número de espécies, seja por compartilhamento ou diferenciação de nicho (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). A maior heterogeneidade ambiental também aumenta o número de interações interespecíficas. Este fenômeno permite que espécies piores competidoras não sejam extintas localmente e impede que espécies melhores competidoras sejam dominantes em um ambiente (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). O alto número de espécies compartilhadas pode ser explicado pelo fato de que muitas espécies utilizem ambientes lacustres para obtenção de recursos, mesmo não sendo residentes, e, principalmente, por se tratarem de espécies de hábito mais generalista. Porém algumas espécies de aves são mais dependentes dos lagos do que outras, seja para obtenção de recursos, para reprodução, para nidificação (e.g.: *Ardea alba*, *Butorides striata*, *Dendrocygna viduata*, *Volatinia jacarina*) ou até mesmo como ponto de parada em grandes migrações (e.g.: *Zenaida auriculata*) (ARAÚJO; SILVA, 2017).

Consequentemente, a sazonalidade temporal da água em regiões secas é capaz de afetar suas dinâmicas populacionais, causando flutuações que podem interferir na persistência dessas espécies nesses locais (PEREIRA; AZEVEDO JÚNIOR, 2013). Isso torna os lagos fundamentais para a conservação da avifauna da Caatinga.

Figura 6 - Número de espécies de aves observado em campo (linha tracejada) e número potencial de espécies estimado pelo estimador não paramétrico *Jackknife* (linha contínua) para o ambiente aquático (painel superior) e para o ambiente terrestre (painel inferior) nas proximidades da Lagoa do Piató, na FLONA- Açu/RN.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

No ambiente aquático encontramos as espécies de aves com as maiores abundâncias (*Nannopterum brasilianus*, *Jacana jacana*, *Crotophaga ani*, *Vanellus chilensis*, *Himantopus mexicanus* e *Chrysomus ruficapillus*) em comparação ao ambiente terrestre, o que era esperado. Algumas aves que utilizam ambientes lacustres como fonte de recurso, como as citadas acima, geralmente vivem em grandes bandos e possuem maior amplitude de habitats, podendo ocorrer até mesmo nas cidades (SIGRIST, 2013). O Quero-quero (*V. chilensis*) é um ótimo exemplo disso. Além das características já mencionadas, essa espécie possui alimentação generalista (onívoro), variando entre peixes, anfíbios, crustáceos e até mesmo insetos aquáticos (PICHORIM *et al.*, 2016). O somatório desses fatores, ou seja, características populacionais e alimentação generalista, pode explicar a grande abundância dessa espécie no local de estudo. As aves que são exclusivas de ambientes terrestres geralmente possuem hábitos solitários ou vivem em pares (SIGRIST, 2013), explicando as menores abundâncias que encontramos. Entretanto, o horário em que as amostragens foram realizadas e o menor esforço amostral no ambiente terrestre podem ter mascarado a abundância de algumas espécies. Principalmente para aquelas que possuem habitat mais generalista e compartilham os dois tipos de ambiente, como o Anu- preto (*C. ani*). Essa espécie também vive em bandos (WIKIAVES, 2008a), apesar de serem menores em comparação a algumas espécies encontradas no ambiente

aquático (como por exemplo *N. brasilianus*), mas possivelmente teríamos contabilizado uma abundância maior de *C. ani* caso o esforço amostral no ambiente terrestre tivesse sido maior.

Apesar da diversidade ter sido maior no ambiente aquático e a equitabilidade maior no ambiente terrestre, as diferenças desses índices entre os dois ambientes foram pequenas. Isso se deve ao fato de muitas espécies utilizarem os dois tipos de ambientes, principalmente devido à proximidade entre eles. Além disso, muitas aves possuem grande amplitude de habitat e percorrem grandes distâncias para obtenção de recursos (ARAÚJO; SILVA, 2017). Isso também explica o grande número de espécies compartilhadas entre os dois ambientes.

Tanto para o ambiente aquático quanto para o terrestre, as curvas de projeção do número de espécies do estimador *Jackknife* foi superior a curva da riqueza de espécies observada. Também podemos notar que para os dois ambientes a assíntota não foi atingida, porém, ao que parece, o ambiente aquático está mais próximo disso. Esses resultados demonstram que possivelmente o esforço amostral realizado neste trabalho não foi suficiente para capturar toda a comunidade de aves local nestes dois ambientes (aquático e terrestre). Porém, a maior proximidade do ambiente aquático da estabilidade do que o ambiente terrestre, novamente reflete as características ecológicas das espécies que ocupam os dois tipos de ambiente.

Espécies que habitam lagos são mais facilmente visualizadas do que as espécies que vivem em habitats próximos ou dentro de florestas e, por conta disso, se torna mais fácil e rápido a estimativa da comunidade.

Durante a amostragem da comunidade de aves da lagoa observamos que *H. mexicanus* era a espécie mais comum, sugerindo a importância deste ambiente para esta população. Nossa estimativa em relação a esta população, apesar de ser conservadora, demonstrou uma dominância dessa espécie na lagoa de Piató, resultando em um número aproximado de 2300 indivíduos. Número muito superior ao encontrado por Mendonça *et al.* (2019), que durante 4 anos de monitoramento não observou abundância superior a 450 indivíduos de *H. mexicanus* em 145 ha de área de salina artificial no estado do Rio Grande do Norte. Nosso resultado pode ser um reflexo das condições atuais da lagoa. Como *H. mexicanus*, se alimenta de insetos e presas pequenas presentes na água e na lama (WIKIAVES, 2008b), o baixo nível da água atual da lagoa possibilita uma maior quantidade de recursos para essa espécie, possibilitando sua dominância. Caso a lagoa estivesse mais cheia, sua condição natural esperada, poderíamos esperar mais registros de outras espécies, como, por exemplo, o *N. brasiliensis*, que se alimenta principalmente peixes e anfíbios e são ótimos pescadores (PICHORIM *et al.*, 2016).

Sendo assim, nossos resultados demonstram que a preservação de ambientes lacustres e seus arredores nas áreas semiáridas é fundamental para a manutenção da avifauna. Esses ambientes podem fornecer recursos e habitat que são escassos em regiões áridas e permitir a co-ocorrência de diversas espécies.

Referências

- AMORIN, L. D. M.; SOUSA, L. O. F.; OLIVEIRA, F. F. M.; CAMACHO, R. G. V.; MELO, J. I. M. Fabaceae na Floresta Nacional (FLONA) de Assú, semiárido potiguar, nordeste do Brasil. **Rodriguésia**, [S. l.], v. 67, n. 1, p. 105-123, 2016.
- ARAÚJO, H. F. P.; VIEIRA-FILHO, A.; CAVALCANTI, T. A.; BARBOSA, M. R. V. As aves e os ambientes em que elas ocorrem em uma reserva particular no Cariri Paraibano, nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, [S. l.], v. 20, n. 3, p. 365-377, 2012.
- ARAÚJO, H. F. P.; SILVA, J. M. C. The Avifauna of the Caatinga: biogeography, ecology, and conservation. *In*: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (ed.). **Caatinga**: the largest tropical dry forest region. Cham, Switzerland: Springer, 2017. p. 181-210.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia**: de indivíduos a ecossistemas. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.
- GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Estimating species richness. *In*: MCGILL, B. J.; MAGURRAN, A. E. (ed.). **Biological diversity**: frontiers in measurement and assessment. New York: Oxford University Press, 2011. p. 39-54.
- IDEMA. **Perfil do seu Município**. Natal: IDEMA, 2008. Disponível em: <http://www.idema.rn.gov.br/Conteudo.asp?TRAN=PASTAC&TARG=983&ACT=&PAGE=&PARM=&LBL=>. Acesso em: 11 jun. 2019.
- IGARN. **Bacia Piranhas/Açu**. Natal: IGARN, 2014. Disponível em: <http://adcon.rn.gov.br/ACERVO/IGARN/doc/DOC00000000028909.PDF>. Acesso em: 11 jun. 2019.

- MENDONÇA, M. L. A.; ELIAS, A. P. R.; LUNARDI, D. G.; LUNARDI, V. O. Four-years of monitoring a breeding colony of black-necked stilt (*Himantopus mexicanus*) on the Rio Grande do Norte State coast, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, [S. l.], v. 79, n. 1, p. 158-161, 2019.
- PEREIRA, G. A.; AZEVEDO JÚNIOR, S. M. Variação sazonal de aves em uma área de caatinga no Nordeste do Brasil. **Ornithol Neotrop**, [S. l.], v. 24, n. 4, p. 387-399, 2013.
- PICHORIM, M.; DAMASCENO, J. P. T.; TOELDO-LIMA, G.; ARAÚJO, R. D.; FERREIRA, P. V. S. (org.). **Guia de Aves da Estação Ecológica do Seridó**. Natal: Caule de Papiro, 2016. 72 p.
- POLIS, G. A.; WENDY, B. A.; HOKT, R. D. Toward integration of landscape and food web. Ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. **Annual review of ecology and systematics**, [S. l.], v. 28, n. 1, p. 289-316, nov. 1997.
- POULIN, B.; LEFEBVRE, G.; MCNEIL, R. Tropical avian phenology in relation to abundance and exploitation of food resources. **Ecology**, [S. l.], v. 73, n. 6, p. 2295-2309, Dec. 1992.
- RICKLEFS, R. E. **The Economy of Nature**. 6th ed. New York: W. H. Freeman and Company, 2007.
- SIGRIST, T. **Guia de campo Avis Brasilis: avifauna brasileira**. São Paulo, SP: Avis Brasilis, 2013. v. 3.
- SOUZA, A. Z. **Abundância e detectabilidade das aves comuns no Cerrado de Minar Gerais**. 2014. 128 f. Dissertação (Mestrado de Biologia e Manejo Animal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2014.
- WIKIAVES. **Anu-preto (*Crotophaga ani*)**. [S. l.]: WIKIAVES, 2008a. Disponível em: <https://www.wikiaves.com.br/wiki/anu-preto?do=edit>. Acesso em: 11 jun. 2019.

WIKIAVES. **Pernilongo-de-costas-negras (Himantopus mexicanus)**. [S. l.]: WIKIAVES, 2008b. Disponível em: <https://www.wikiaves.com.br/wiki/pernilongo-de-costas-negras>. Acesso em: 11 jun. 2019.

Material Suplementar

Nesse material suplementar estamos apresentando uma tabela com a lista de aves registradas na lagoa de Piató, na FLONA- Açú, Rio Grande do Norte, bem como suas respectivas abundâncias e o local onde foram observadas.

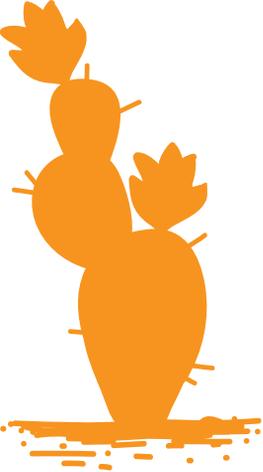
Tabela 1 - Lista de espécies de aves, com suas respectivas abundâncias e ambiente onde foram observadas, registradas na lagoa de Piató, na FLONA de Açú, Rio Grande do Norte. Para as espécies que ocorreram em ambos ambientes, primeiro apresentamos a abundância no ambiente terrestre seguida pela abundância no ambiente aquático.

Espécie	Abundância	Ambiente
<i>Agelaioides fringillarius</i>	4/3	Terrestre/ Aquático
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	4	Aquático
<i>Ammodramus humeralis</i>	1	Aquático
<i>Ardea alba</i>	7	Aquático
<i>Butorides striata</i>	2	Aquático
<i>Caracara plancus</i>	1/5	Terrestre/ Aquático
<i>Cathartes aura</i>	1	Terrestre
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	4	Aquático
<i>Chrysomus ruficapillus</i>	1/19	Terrestre/ Aquático
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	2	Aquático
<i>Colaptes melanochloros</i>	2	Aquático
<i>Columbina minuta</i>	6/11	Terrestre/ Aquático
<i>Columbina picui</i>	5/6	Terrestre/ Aquático

<i>Columbina squammata</i>	1	Terrestre
<i>Columbina talpacoti</i>	3/8	Terrestre/ Aquático
<i>Coragyps atratus</i>	2	Terrestre
<i>Crotophaga ani</i>	1/31	Terrestre/ Aquático
<i>Crotophaga major</i>	8/12	Terrestre/ Aquático
<i>Cyanocarax cyanopogon</i>	1	Terrestre
<i>Dendrocygna viduata</i>	6	Aquático
<i>Egretta thula</i>	6	Aquático
<i>Eupsittula cactorum</i>	15	Terrestre
<i>Fluvicola albiventer</i>	5	Aquático
<i>Guira guira</i>	6/1	Terrestre/ Aquático
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	1	Terrestre
<i>Himantopus mexicanus</i>	>20	Aquático
<i>Jacana jacana</i>	33	Aquático
<i>Leptotila verreauxi</i>	7/2	Terrestre/ Aquático
<i>Machetornis rixosa</i>	3/1	Terrestre/ Aquático
<i>Melanerpes candidus</i>	7/3	Terrestre/ Aquático
<i>Mimus saturninus</i>	2	Terrestre
<i>Molothrus bonariensis</i>	5	Aquático
<i>Nannopterum brasilianus</i>	40	Aquático
<i>Paroaria dominicana</i>	1/4	Terrestre/ Aquático
<i>Pitangus sulphuratus</i>	11/1	Terrestre/ Aquático
<i>Polioptila plumbea</i>	1	Aquático
<i>Pseudoseisura cristata</i>	5	Terrestre

Estrutura da comunidade de aves da lagoa do Piató e
estimativa populacional de *Himantopus mexicanus*

<i>Rupornis magnirostris</i>	1	Terrestre
<i>Sarkidiornis sylvicola</i>	1	Aquático
<i>Tachybaptus dominicus</i>	5	Aquático
<i>Todirostrum cinereum</i>	6	Aquático
<i>Tyrannus melancholicus</i>	4	Aquático
<i>Vanellus chilensis</i>	7/21	Terrestre/ Aquático
<i>Volatinia jacarina</i>	6	Aquático
<i>Zenaida auriculata</i>	2	Terrestre



Influência da altura e da densidade de flores sobre a herbivoria e a pilhagem em *Ipomoea bahiensis* Willd. ex Roem. & Schult. (Convolvulaceae)

Dantas, Y. M.
Vasquez, V. L.

Resumo

As plantas apresentam várias estratégias para atrair animais polinizadores com os quais mantém uma relação mutualística, processo pelo qual recebem o benefício da polinização e fornecem compostos nutritivos (pólen e néctar). Porém, nem todos os animais atraídos pelas flores são benéficos. Os pilhadores, por exemplo, roubam o néctar sem entrar em contato com o estigma, já os herbívoros se alimentam de

partes ou de toda a estrutura floral. O objetivo do presente estudo foi analisar a influência da altura da flor na planta e da densidade de flores ao redor sobre a ocorrência de pilhagem e herbivoria em *Ipomoea bahiensis*, na Floresta Nacional de Açu, Nordeste do Brasil. A herbivoria foi abundante, ocorrendo em mais da metade das amostras, porém não houve relação com a altura ou a densidade. O pilhamento também não foi influenciado pela densidade, entretanto ocorreu com maior frequência nas flores mais próximas ao solo (Intercept = 0,5286; Altura = - 0,0107; $P < 0,05$). Observamos também a presença de formigas nas flores, no entanto não encontramos correlação entre pilhamento e herbivoria com as formigas. Esses resultados evidenciam a relação que diferentes grupos de insetos e animais possuem com diferentes extratos de altura de flores e plantas, visto que a pilhagem é feita majoritariamente por insetos não alados ou sem padrão de voo que possuem como habitat regiões próximas ao solo e a herbivoria é feita por vários animais.

Palavras-chave: Florivoria; Jetirana; Caatinga; FLONA de Açu.

Introdução

A polinização é definida como a transferência de grãos de pólen das anteras para o estigma da flor (RECH *et al.*, 2014). Esse é um fenômeno fundamental para a reprodução

das plantas e, conseqüentemente, para o desenvolvimento de sementes, além de ser importante na manutenção da diversidade genética das Angiospermas (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009). Aproximadamente 87% da polinização em plantas é feita por animais (OLLERTON; WINFREE; TARRANT, 2011), principalmente insetos, aves e mamíferos (RECH *et al.*, 2014).

Plantas polinizadas por animais geralmente apresentam flores atrativas, pois há uma vantagem evolutiva em investir em pigmentos florais, pétalas grandes, odores e néctar para atrair visitantes. Os animais, por sua vez, visitam as flores buscando recompensas, principalmente néctar e pólen (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009). No entanto, nem toda visita é desejada. Para evitar que visitas sem polinização ocorram, as plantas desenvolveram adaptações que favorecem alguns visitantes e limitam o acesso de outros. Diferentes formas, cores, odores, tipos de recompensa e ajustes temporais são utilizados para selecionar quais polinizadores serão atraídos pelas plantas (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009).

Apesar disso, nem todos os visitantes florais mantêm relações mutualísticas com as plantas, a exemplo os pilhadores e os herbívoros. Os pilhadores são considerados “ladrões de néctar”. Eles perfuram ou mastigam a parte inferior da flor sem entrar em contato com a antera ou o estigma, o mesmo ocorre com insetos muito pequenos que se alimentam do

nectário sem transitar pelas estruturas sexuais das plantas (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009). Desse modo, a flor tem sua reserva de néctar exaurida sem o benefício da fecundação (IRWIN *et al.*, 2010). Já a herbivoria da flor, também chamada de florivoria, pode afetar o sucesso reprodutivo do indivíduo reduzindo o número de potenciais descendentes da planta (MCCALL; IRWIN, 2006).

Diversos mecanismos estão ligados à proteção da flor, dentre eles a presença de compostos secundários (MCCALL *et al.*, 2018) e de tricomas (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009). A interação com formigas também é apontada como medida protetiva, pois pode causar um decréscimo no número de visitantes herbívoros, em contrapartida também pode afugentar potenciais polinizadores (MARTINS, 2015). Porém, a relação entre formigas e plantas nem sempre é benéfica para ambos os lados (IRWIN *et al.*, 2010), por exemplo, em um trabalho sobre utilização de recursos florais por visitantes de *Sparattosperma leucanthum* (Bignoniaceae), cinco espécies de formigas realizaram sucção do néctar sem que ocorresse contato com anteras e estigma (POLATTO; ALVES JÚNIOR, 2008).

A família Convolvulaceae é comumente encontrada em áreas abertas como caatinga e cerrado. Apresenta hábito de trepadeira (SILVA; SIMÃO-BIANCHINI, 2015) e suas flores atraem principalmente dípteros, porém, algumas plantas do

gênero *Ipomoea* são polinizadas por beija-flores, mariposas, borboletas ou abelhas (SIMÃO-BIANCHINI, 1991; KIILL; RANGA, 2004). A *Ipomoea bahiensis* é considerada espécie sinantrópica, encontrada nas margens de estradas e em campos de pastagem no Brasil (SIMÃO-BIANCHINI, 1993). Suas flores de cor lilás apresentam antese diurna e podem ocorrer em agregações de até 13 botões no mesmo indivíduo (KIILL; RANGA, 2004).

O objetivo do presente estudo foi analisar a influência da altura e da densidade de flores sobre a herbivoria e a pilhagem em *Ipomoea bahiensis*. Esperamos que a altura influencie nas diferentes relações ecológicas entre consumidor e produtor uma vez que organismos com diferentes capacidades locomotoras e aparelhos bucais teriam seu acesso às flores condicionado pela altura do recurso floral. Somado a isso, acreditamos que quanto maior a densidade de flores mais diluído seria o efeito da herbivoria e de pilhagem.

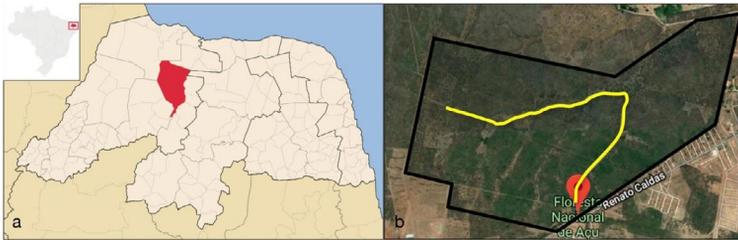
Material e Métodos

Área de estudo

O estudo ocorreu na Floresta Nacional de Açu (FLONA de Açu), município de Assú, região central do estado do Rio Grande do Norte, Brasil (Figura 1a). A FLONA é uma Unidade de Conservação Federal para o manejo adequado

dos recursos naturais do bioma Caatinga e ocupa 225,02 hectares (BRASIL, 2002).

Figura 1 - Área de estudo de herbivoria e pilhagem em *Ipomoea bahiensis*. a: localização do município de Assú, no estado do Rio Grande do Norte, Brasil; b: imagem de satélite da Floresta Nacional de Açú, município de Assú (a linha amarela representa o transecto de três quilômetros onde as flores de *I. bahiensis* foram coletadas).



Fonte: adaptada de Wikipedia (2019) e Google Earth (2019).

Coleta de dados

Em 29 de maio de 2019 amostramos 43 flores de *Ipomoea bahiensis* (Figura 2) por meio de busca ativa nas margens de uma estrada ao longo de um transecto de três quilômetros (Figura 1b). As flores amostradas foram escolhidas com base em sorteios nos quais observamos a direção de indicação do ponteiro dos segundos no relógio a cada conjunto florístico encontrado como descrito no material suplementar (Figura MS1). Assim, por exemplo, se o ponteiro dos segundos estivesse na posição de 15 segundos, era amostrada a flor aberta presente na região leste desse agrupamento. Em conjuntos

densos, esse sorteio era realizado sucessivas vezes para a seleção de subconjuntos menores facilitando a coincidência da posição indicada pelo ponteiro dos segundos com uma única flor a ser amostrada. Respeitamos a distância mínima de cinco metros entre as flores amostradas para evitar amostragens no mesmo indivíduo e garantir certa independência entre as amostras. Para cada flor sorteada registramos a altura da flor (medida vertical do solo até a flor) e a distância entre a flor amostrada e as quatro flores mais próximas (estimativa de densidade). Truncamos em 150 cm a medida máxima de distância entre as flores, para a estimativa da densidade, caso alguma das quatro flores estivesse a mais de 150 cm distante ou ausente. Observamos também se a flor amostrada estava pilhada na parte inferior do receptáculo ou apresentava sinais de herbivoria na corola.

Figura 2 - Flor de *Ipomoea bahiensis* a: intacta, b: pilhada (apontado pela seta) e herbivorada.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Análise dos dados

Elaboramos um gráfico descritivo para representar a quantidade de flores que foram pilhadas, que sofreram herbivoria, que foram pilhadas e herbivoradas ao mesmo tempo e a quantidade de flores que estavam intactas. Além disso, realizamos regressões logísticas para ver se há relação entre a altura da flor e a pilhagem, altura da flor e a herbivoria, a densidade de flores e a pilhagem e a densidade de flores e a herbivoria. Por fim, fizemos teste qui-quadrado para ver se a presença de formiga é capaz de afetar ou não a pilhagem

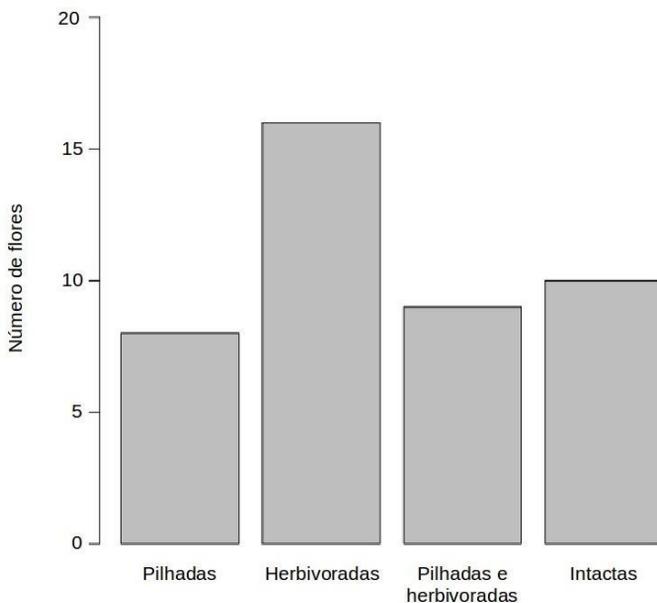
e a herbivoria. Todas as análises foram feitas no Software R (R CORE TEAM, 2018).

Resultados

Amostramos 43 flores de *I. bahiensis* ao longo de um transecto de 3 km na FLONA de Açú. Dessas, oito estavam apenas pilhadas (18,6%), 16 apenas herbivoradas (37,2%), nove foram pilhadas e herbivoradas (20,9%) e 10 estavam intactas (23,3%) (Figura 3).

A pilhagem foi inversamente relacionada com a altura. Quanto maior a altura, menor o número de folhas pilhadas (Intercept = 0,5286; Altura = -0,0107; $P < 0,05$) (Figura 4a). Porém, a relação entre herbivoria e altura da flor não foi significativa (Intercept = 0,2302; Altura = 0,0010; $P > 0,05$), apesar do aumento de flores herbivoradas com o aumento da altura (Figura 4b). Diferente do que esperávamos, a densidade de flores ao redor da flor focal não afetou o número de flores pilhadas (Intercept = -0,1792; Densidade = -0,0064; $P > 0,05$) (Figura 4c) nem o número de flores que sofreram herbivoria (Intercept = -0,3944; Densidade = -0,0001; $P > 0,05$) (Figura 4d).

Figura 3 - Número de flores com sinais de pilhagem, herbivoria, pilhagem e herbivoria ou intactas, respectivamente, da espécie *I. bahiensis* coletadas ao longo de um transecto na FLONA de Açú, RN.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Observamos a presença de formigas próximas ao pedúnculo ou sobre a flor no momento da amostragem, então resolvemos verificar se há relação entre a presença de formigas e os eventos estudados. Das 43 flores amostradas, 16 possuíam formigas como visitantes, sendo que sete delas apresentavam sinais de pilhagem e nove não (Figura 5a). As 27 flores que não possuíam formigas como visitantes, 10 estavam pilhadas e 17 não apresentavam nenhum sinal

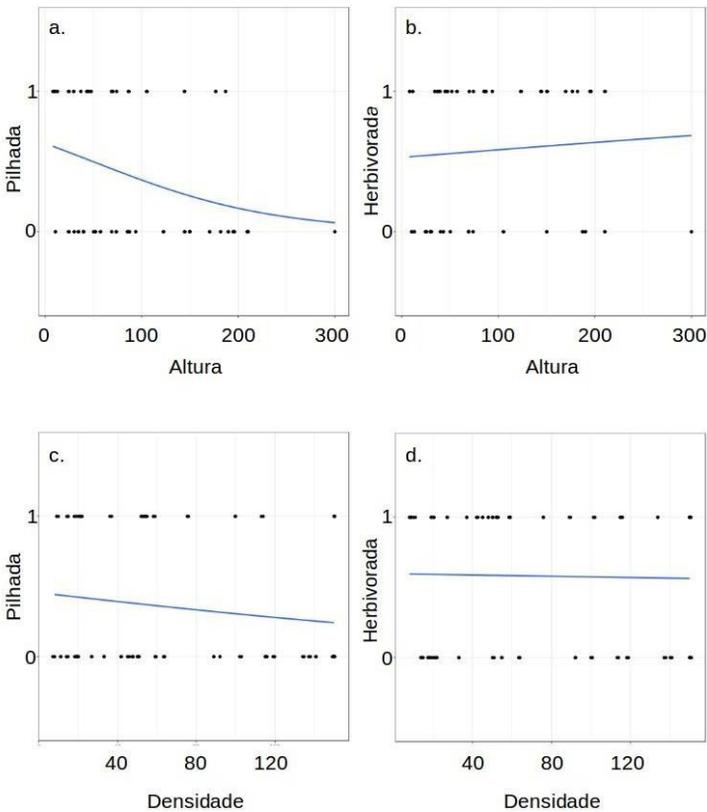
de pilhagem (Figura 5a). Porém, não encontramos diferença significativa entre os tratamentos ($X^2 = 5,28$; $DF = 3$; $P > 0,05$). Em relação à herbivoria, nove flores apresentavam formiga como visitante e estavam herbivoradas, sete possuíam formiga e estavam intactas, 16 não possuíam formiga e apresentavam sinal de herbivoria e 11 nem possuíam formiga nem sinais de herbivoria, sendo estas diferenças não significativas ($X^2 = 4,16$; $DF = 3$; $P > 0,05$, Figura 5b).

Discussão

Nossos resultados demonstram que entre as flores amostradas, aquelas que sofreram algum tipo de dano, seja pilhagem ou herbivoria, superaram o número de flores intactas. Esse resultado é interessante, visto que as flores são fundamentais para a reprodução das plantas, ou seja, dependendo da forma e do tipo do dano que a flor sofre, ela pode se tornar inviável e não irá produzir frutos (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009). Desse modo, em nossa área de estudo, *Ipomoea bahiensis* se mostrou suscetível a pilhagem e ineficiente em termos de defesas quanto a herbivoria. Possivelmente, por se tratar de uma espécie com estratégia de floração do tipo cornucópia (KIILL; RANGA, 2004), ou seja, produz flores ao longo de semanas durante o período de floração e é polinizada por diversos grupos de organismos (RECH *et al.*, 2014), *I. bahienses* atrai visitantes que nem sempre são

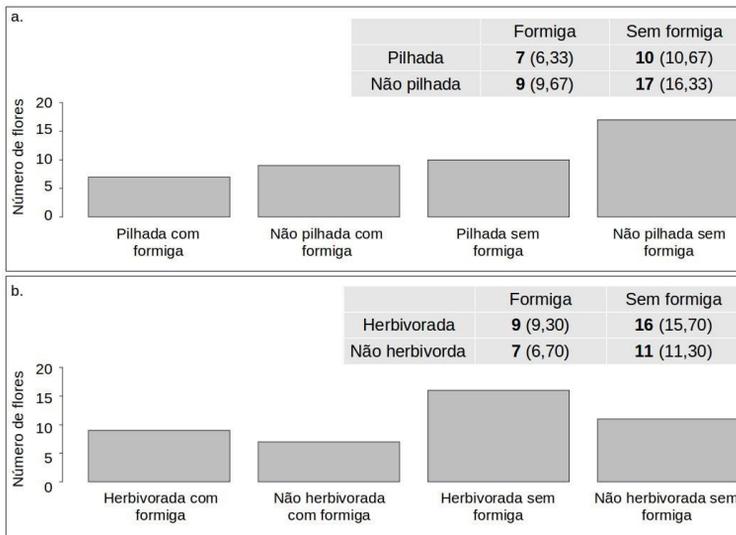
desejados. Isso explicaria o alto número de flores danificadas, porém, ao mesmo tempo, a herbivoria e a pilhagem podem ser compensadas pela produção contínua de flores. Além disso, não podemos afirmar se no momento em que a corola foi danificada ela já havia ou não sido polinizada.

Figura 4 - Regressões logísticas do efeito da altura e da densidade de flores de *Ipomoea bahiensis* na herbivoria (1 = com herbivoria; 0 = sem herbivoria) e pilhagem (1 = com pilhagem; 0 = sem pilhagem) ao longo de um transecto na FLONA de Açú, RN. a: relação entre o número de flores que foram pilhadas e a altura (cm); b: relação entre o número de flores que foram herbivoradas e a altura (cm); c: relação entre o número de flores que foram pilhadas e a densidade de flores ao redor da flor focal (média da distância em centímetros das quatro flores mais próximas); e d: relação entre o número de flores que foram herbivoradas e a densidade de flores ao redor da flor focal (média da distância em centímetros das quatro flores mais próximas).



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 5 - Qui-quadrado do efeito da presença de formigas em flores de *Ipomoea bahiensis* na herbivoria e pilhagem ao longo de um transecto na FLONA de Açu, RN. a: número de flores que apresentavam, respectivamente, presença de formigas e estavam pilhadas, presença de formigas e não estavam pilhadas, não apresentavam formigas e estavam pilhadas e, por fim, não estavam pilhadas e nem apresentavam formigas. b: número de flores que apresentavam, respectivamente, presença de formigas e foram herbivoradas, presença de formigas e não foram herbivoradas, não apresentavam formigas e foram herbivoradas e, por fim, não foram herbivoradas e nem apresentavam formigas. No canto superior de cada figura está localizada a tabela do qui-quadrado com os valores observados (em **negrito**) e os valores esperados (entre parênteses).



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Seguindo o que esperávamos, a altura onde as flores se encontram influencia na ocorrência ou não da pilhagem. As flores localizadas em regiões mais próximas ao solo foram

mais pilhadas que as flores mais altas. Porém, a altura não influenciou na ocorrência ou não de herbivoria. Flores mais altas foram tão herbivoradas quanto flores localizadas próximas ao solo. Esses resultados estão diretamente relacionados aos organismos que praticam a pilhagem e a herbivoria. Normalmente as flores são pilhadas por insetos não alados, como as formigas, ou por insetos que possuem padrão de voo irregular, como as baratas, besouros e hemípteros (SOUZA *et al.*, 2016). Apesar disso, Piedade (1998) observou que Himenópteros (*Xylocopa frontalis* e *Xylocopa griseascens*) também furtavam o néctar de *I. bahiensis* perfurando a base da corola. Já a herbivoria de flores é praticada por uma gama muito maior de animais, que variam desde insetos alados até grandes mamíferos (RAVEN; EVERT; EICHHORN, 2001). Pudemos observar durante a amostragem, por exemplo, lagartas e ortópteros se alimentando de flores de *I. bahiensis*. Por esses fatores a altura se torna uma barreira ecológica para a pilhagem, mas não para a herbivoria.

As relações entre a presença de formigas e a pilhagem, e a presença de formigas e a herbivoria não foram significativas. Apesar das flores com presença de formigas apresentarem menos pilhamento, flores com formigas também sofreram mais herbivoria. Por isso, é difícil afirmar qual tipo de interação ocorre entre a formiga e *I. bahiensis* em nosso trabalho. De acordo com Barros (2015), o pilhamento realizado por algumas formigas pode trazer efeito indireto tanto positivo

como negativo para a aptidão floral. Barros (2015) ainda afirma que as formigas possuem a capacidade de afugentar os visitantes florais, sejam eles polinizadores ou herbívoros e, desta forma, o saldo final da relação entre formiga pilhadora e flor se torna dependente da eficiência das formigas em afugentar os diferentes visitantes, ou seja, quais e quantos visitantes as formigas são capazes de afugentar. Dessa maneira, seria interessante analisar não só se a presença ou não de formiga tem relação com a pilhagem e a herbivoria de *I. bahiensis*, mas também se o saldo da interação com a formiga gera efeitos positivos para a espécie em questão.

Sendo assim, os resultados deste trabalho demonstram que os eventos de pilhagem se concentraram nas flores localizadas mais próximas ao solo, diferentemente da herbivoria que se mostrou independente da altura. Isso evidencia a relação que diferentes grupos de insetos e animais possuem com diferentes extratos de altura de flores e plantas, visto que a pilhagem é feita majoritariamente por insetos não alados ou sem padrão de voo que possuem como habitat regiões próximas ao solo e, por sua vez, a herbivoria é feita por vários animais.

Agradecimentos

Agradecemos à professora Vanessa pelo apoio essencial para o desenvolvimento do projeto, aos professores Dadão e Mauro, e aos eco-campo 2, Ana e Augusto, pelas discussões produtivas para a escolha do tema. Agradecemos também aos amigos da disciplina de ecologia de campo 2019.1 pelas sugestões e colaboração. Somos também gratos à administração da FLONA de Açu, à UFRN e ao PPGEco/UFRN e ao ICMBio que autorizaram nossa hospedagem e deram suporte à realização das pesquisas.

Referências

- ABDALSAMEE, M. K.; MÜLLER, C. Uncovering different parameters influencing florivory in a specialist herbivore. **Ecological Entomology**, [S. l.], v. 40, n. 3, p. 258-268, 2015.
- BARROS, I. B. **O efeito indireto dos pilhadores nas plantas: positivo ou negativo?**. São Paulo, SP: Curso de Pós-graduação em Ecologia, Universidade de São Paulo, 2015.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Agenda 21 Brasileira: resultado da consulta nacional**. Brasília: MMA, 2002. Disponível em: [https://antigo.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/agenda-21-brasileira.html#:~:text=Esse%20processo%20que%20se%20deu,Brasileira%20foi%20conclu%C3%ADdo%20em%202002](https://antigo.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/agenda-21-brasileira.html#:~:text=Esse%20processo%20que%20se%20deu,Brasileira%20foi%20conclu%C3%ADdo%20em%202002. Acesso em 26 maio 2019). Acesso em 26 maio 2019.
- GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. **Ecologia vegetal**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.
- IRWIN, R. E.; BRONSTEIN, J. L.; MANSON, J. S.; RICHARDSON, L. Nectar robbing: ecological and evolutionary perspectives. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [S. l.], v. 41, n. 1, p. 271-292, 2010.
- KIILL, L. H. P.; RANGA, N. T. Biologia floral e reprodutiva de *Ipomoea bahiensis* Willd. ex Roem. & Schult (Convolvulaceae) no município de Santa Maria da Boa Vista-PE. In: REUNIÃO NORDESTINA DE BOTÂNICA, 27., 2004, Petrolina. **Anais [...]**. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 2004.
- MARTINS, J. K. S. S. **Interações ecológicas associadas a *Ipomoea carnea* subs. *fistulosa* (Martius e Choise) (convolvulaceae) em uma área de caatinga no Nordeste do Brasil**. 2015. 104 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2015.

MCCALL, A. C.; IRWIN, R. E. Florivory: the intersection of pollination and herbivory. **Ecology Letters**, Montpellier, v. 9, n. 12, p.1351-1365, 2006.

MCCALL, A. C.; CASE, S.; ESPY, K.; ADAMS, G.; MURPHY, S. J. Leaf herbivory induces resistance against florivores in *Raphanus sativus*. *Botany*, [S. l.], v. 96, n. 5, p. 337-343, may 2018.

OLLERTON, J.; WINFREE, R.; TARRANT, S. How many flowering plants are pollinated by animals?. **Oikos**, [S. l.], v. 120, n. 3, p. 321-326, 2011.

PIEIDADE, L. H. **Biologia da polinização e reprodutiva de sete espécies de Convolvulaceae na caatinga do sertão de Pernambuco**. 1998. 123 f. Tese (Doutorado em Ciências Bológicas) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1998.

POLATTO, L. P.; ALVES JÚNIOR, V. V. The use of floral resources by Visitors on *Sparattosperma leucanthum* (Vell.) K. Schum. (Bignoniaceae). **Neotropical entomology**, [S. l.], v. 37, n. 4, p. 389-398, 2008.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. 2018. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em:6 set. 2021.

RAVEN, P.H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. **Biologia vegetal**. 6. ed. São Paulo, SP: Guanabara Koogan, 2001.

RECH, A. R.; AGOSTINI, K.; OLIVEIRA, P. E.; MACHADO, I. C. **Biologia da polinização**. 1. ed. Rio de Janeiro, RJ: Projeto Cultural, 2014.

SILVA, C. V.; SIMÃO-BIANCHINI, R. **Introdução à Sistemática de Convolvulaceae**. [S. l: s. n.], 2015. Disponível em: <https://doczz.com.br/doc/719312/introdu%C3%A7%C3%A3o-%C3%A0-sistem%C3%A1tica-de-convolvulaceae-cintia>. Acesso em: 03 junho 2019.

SIMÃO-BIANCHINI, R. **Convolvulaceae da Serra do Cipó Minas Gerais, Brasil**. 1991. 260 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1991.

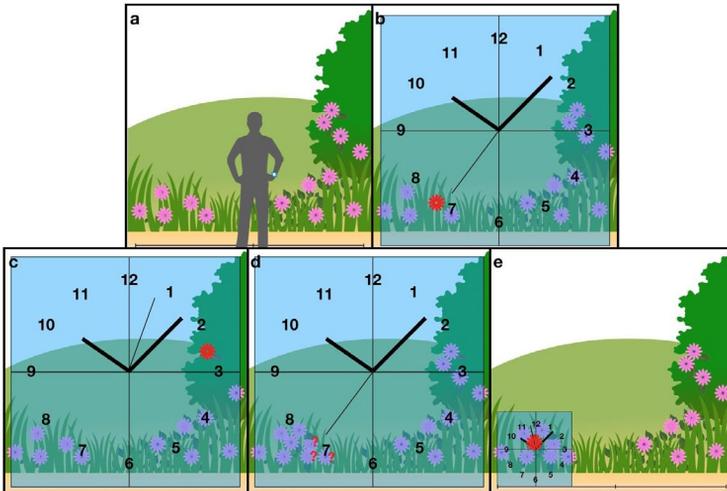
SIMÃO-BIANCHINI, R. **Ipomoea L. (Convolvulaceae) no Sudeste do Brasil**. 1998. 476 f. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998.

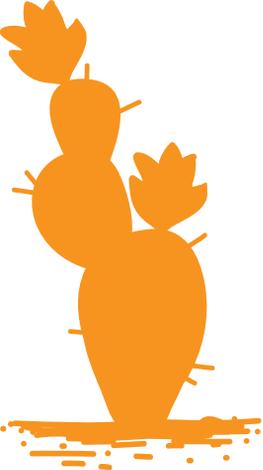
SOUZA, C. S.; AOKI, C.; RIBAS, A.; POTT, A.; SIGRIST, M. R. Floral traits as potential indicators of pollination vs. theft. **Rodriguésia**, [S. l.], v. 67, n. 2, p. 309-320, 2016.

Material Suplementar

Nesse material apresentamos uma figura representando o método utilizado para a escolha das flores que foram amostradas ao longo de um transecto de 3 km na FLONA de Açú, RN.

Figura 6 - Esquema demonstrando como foram feitos os sorteios das flores amostradas ao longo de um transecto de 3 km na FLONA de Açú, RN. Utilizamos somente as flores que se encontravam abertas. A seleção das flores foi feita com base na posição do ponteiro dos segundos de um relógio analógico. Quando encontrávamos um conjunto florístico de *I. bahiensis* seguimos os seguintes passos. a: o observador se posicionava no ponto médio da distribuição das flores e observava perpendicularmente a posição do ponteiro dos segundos do relógio naquele instante, ajustando quatro quadrantes do relógio (entre 12 e 3, entre 3 e 6, entre 6 e 9 e entre 9 e 12) à área amostrada. b: exemplo onde o ponteiro apontava quase diretamente a flor amostrada (destacada em vermelho). c: caso a situação 'b' não fosse atendida, selecionávamos a flor mais próxima ou o único exemplar dentro do quadrante onde se localizava o ponteiro dos segundos. d: caso o ponteiro estivesse apontando para um conjunto adensado de flores, gerando dúvida na escolha, realizávamos uma segunda observação instantânea do ponteiro do relógio para uma nova divisão de quadrantes como na situação 'a', porém agora considerando apenas a área do adensamento. e: exemplo da redução da área considerada após situação 'd', no caso exemplificado a flor amostrada foi aquela sobreposta pela projeção do ponteiro dos segundos, mas qualquer uma das condições de escolha anteriores ('b', 'c' ou 'd') também poderiam ocorrer.





Influência do ipê-roxo (*Handroanthus impetiginosus*) sobre espécies arbóreas da Caatinga: existe potencial inibitório?

Franco, J. R. A.
Moraes, A. B.

Resumo

As comunidades vegetais apresentam diferentes estruturas, composições, riquezas e distribuições, pois dependem de fatores abióticos e de interações entre espécies de plantas. Estas espécies interagem de diferentes formas, sendo que os mecanismos mais conhecidos são os de facilitação e competição. A competição ocorre quando os indivíduos necessitam dos mesmos recursos, como luz, água, espaço e nutrientes disponíveis. A facilitação, comum em ambientes

áridos, ocorre quando uma espécie beneficia outras através da redução de condições estressantes, como altas temperaturas, as quais podem ser reduzidas pelo sombreamento das copas de arbóreas. Este último mecanismo, ao contrário da competição, aumenta a diversidade de espécies vegetais. Através de observações de campo levantamos a hipótese de que os ambientes com monodominância de árvores da espécie *Handroanthus impetiginosus* (Mart. Ex DC.) Mattos, conhecida como ipê-roxo, apresentavam menor riqueza e abundância de indivíduos jovens, e que a baixa abundância ocorria principalmente no subdossel dessa espécie. Portanto, nosso objetivo foi testar a existência de potencial inibitório do ipê-roxo sobre o estabelecimento de outras espécies arbóreas jovens. Para isso, parcelas foram distribuídas ao longo de uma mata de vegetação fechada de forma a verificar o efeito de indivíduos arbóreos de ipê e de outras espécies nativas da Caatinga sobre o estabelecimento de plântulas, mudas e subarbustos. Verificamos maior cobertura de dossel na vegetação de ipê comparado a vegetação de Caatinga, e que essa maior cobertura é influenciada diretamente pela estatura das árvores de ipê. Contudo, não houve diferença na riqueza e na densidade de indivíduos jovens entre o subdossel da vegetação de Caatinga e de ipê. Concluímos que a espécie de ipê não possui efeito inibitório sobre os indivíduos jovens, e que essa espécie facilita o estabelecimento através da redução de temperatura, devido à sua maior cobertura de dossel.

Entretanto, pode ocorrer um efeito de inibição do ipê sobre o crescimento inicial das plantas, com possível interferência da luz para fotossíntese. Como não avaliamos o desenvolvimento dos indivíduos jovens, outros estudos em áreas preservadas sobre ontogenia e interações entre plantas são necessários.

Palavras-chave: cobertura de dossel; competição; facilitação; inibição; luminosidade.

Introdução

A estruturação das comunidades vegetais reflete diferentes respostas relacionadas aos aspectos ambientais e as interações bióticas. A composição de uma comunidade depende da heterogeneidade dos fatores abióticos no ambiente, por exemplo, diferenças no clima, relevo, topografia e quantidade de nutrientes do solo influenciam na abundância, riqueza e distribuição das espécies (PORTO, 2008; BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Porém, quando se avalia habitats com as mesmas condições ambientais, também é possível visualizar esses ambientes sendo ocupados por diferentes comunidades de plantas. Nesse caso, a diferença na composição das espécies pode estar relacionada às características da própria vegetação ao redor deste hábitat (PORTO, 2008).

Dentro de uma determinada comunidade, a limitação do acesso ao hábitat e da seleção para o crescimento, em uma combinação específica de espécies, podem estar relacionadas

a fatores de interação entre as plantas. Por exemplo, existem dois principais mecanismos que influenciam a composição e diversidade da comunidade, esses mecanismos são conhecidos como competição e facilitação (GUREVITCH, 2009). Os efeitos da competição podem ocorrer devido à necessidade de recursos similares como água, luz, espaço e nutrientes do solo, e através de mecanismos inibitórios como a alelopatia (FLORES; JURADO, 2003; BROOKER; CALLAWAY, 2009; GUREVITCH, 2009). A facilitação entre plantas costuma ocorrer em ambientes estressantes, como em desertos ou em ambientes com alta salinidade, onde uma espécie beneficia outras através da redução de altas temperaturas, retenção de água no solo e aumento de nutrientes, os quais promovem um nicho ótimo (CALLAWAY, 1995).

As interações nas comunidades vegetais nem sempre são unidirecionais, e determinadas interações podem produzir tanto efeitos positivos quanto negativos sobre diferentes circunstâncias (CALLAWAY, 1995; PATERNO; SIQUEIRA FILHO; GANADE, 2016). Por exemplo, as chamadas “espécies-enfermeiras” geralmente auxiliam o estabelecimento de plantas em estágios juvenis de diferentes tipos de comunidades, caracterizando uma interação positiva de facilitação. Essas plantas enfermeiras podem facilitar o estabelecimento de outras plantas atuando também na estabilização dos substratos e na moderação de condições ambientais, como vento, seca e intensidade de luz, através de um maior sombreamento das

copas das árvores dessas espécies (CALLAWAY; WALKER, 1997; CAVIERES; BADANO, 2009; PATERNO; SIQUEIRA FILHO; GANADE, 2016).

As interações de facilitação podem ser modificadas para competição à medida que ocorre avanço nos estágios ontogenéticos, com facilitação durante estabelecimento de plântulas e competição ao longo do crescimento (PATERNO; SIQUEIRA FILHO; GANADE, 2016). Competição também costuma ocorrer em ambientes mésicos ou quando a pressão dos consumidores por recursos é baixa. Porém, a facilitação entre plantas ocorre em ambientes estressantes, onde o estresse abiótico pode ser reduzido por determinadas espécies vegetais (BROOKER; CALLAWAY, 2009; CALLAWAY, 1995). Todas as interações de facilitação e competição influenciam diretamente na composição das comunidades, com a facilitação normalmente aumentando a abundância e riqueza de espécies e a competição reduzindo a diversidade (CARRIÓN et al., 2017).

Na competição por recursos, as plantas também podem interagir de outras maneiras. Um tipo particular de interação negativa é a alelopatia, conhecido como inibição bioquímica entre plantas (GUREVITCH, 2009). De forma a garantir o acesso aos recursos de uma determinada área, algumas espécies vegetais secretam substâncias decorrentes do metabolismo, principalmente do metabolismo secundário, para atuar

diretamente impedindo o crescimento de plantas próximas, e assim garantir vantagens sobre outros competidores. Esses efeitos alelopáticos podem atuar como um fator influenciador na distribuição espacial e na composição das espécies de uma comunidade (PORTO, 2008). Outra forma de atuação competitiva, porém indireta, é através da influência no crescimento microbiano do solo (GUREVITCH, 2009).

A atuação da interação química entre as espécies vegetais, como um possível fator estruturador das comunidades, até o momento, não é um fenômeno completamente esclarecido. Essa dificuldade parte das observações de que diversos fatores influenciam na atuação alelopática, como a concentração e a taxa de liberação dos compostos químicos, juntamente com a existência de adaptações evolutivas das espécies para tolerar esses compostos. Todos esses fatores dificultam a compreensão dos mecanismos alelopáticos (GUREVITCH, 2009).

Em observações de campo na Caatinga, notamos que ambientes com a presença de agrupamentos da espécie arbórea *Handroanthus impetiginosus* (Mart. Ex DC.) (conhecida como ipê-roxo) apresentavam pouca evidência de plantas nativas jovens no subdossel. Apesar da espécie de ipê ser citada como uma das mais utilizadas na segunda fase de restaurações de áreas degradadas, por ser uma espécie de estágio sucessional tardio, (BALDISSERA *et al.*, 2016; FAGUNDES; WEISSER; GANADE, 2018), nossas observações sugeriram que, em

ambiente natural, essa espécie poderia estar atuando, de alguma forma, negativamente sobre outras espécies arbóreas locais. Por esse motivo, nosso objetivo foi testar a existência de algum potencial inibitório da espécie do ipê-roxo sobre o crescimento de outras espécies arbóreas jovens (plântulas, mudas e subarbustos).

Nossa predição foi de que indivíduos agregados da espécie de ipê-roxo apresentariam um potencial inibitório na presença de outras plantas devido às características potencialmente alelopáticas, ou através da interferência na luminosidade, devido à influência da estrutura de copas nas agregações do ipê. Hipotetizamos, portanto, que indivíduos dessa espécie, principalmente com maior Circunferência a Altura do Peito (CAP) e maior cobertura de copa, apresentariam maior potencial inibitório, se correlacionando negativamente com a riqueza de espécies e abundância de plântulas, mudas e subarbustos.

Material e Métodos

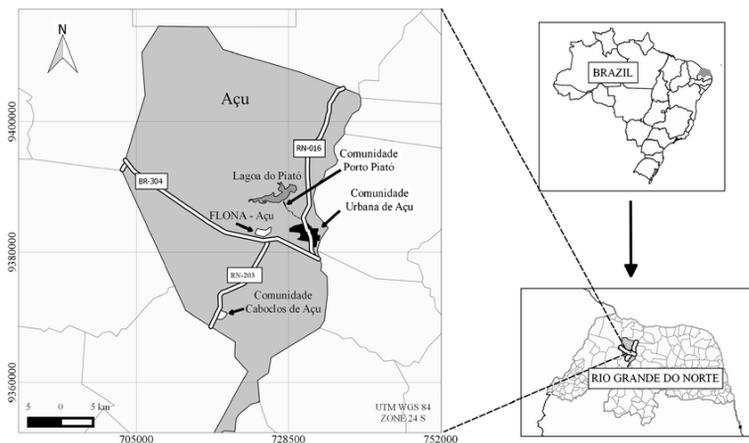
Área de Estudo

O estudo foi conduzido na Floresta Nacional de Açu (FLONA de Açu- ICMBio) (5°34'59.5"S 36°56'40.6"W, 225,02 ha), localizada no município de Assú, Rio Grande do Norte, Brasil (Figura 1). A FLONA é uma Unidade de Conservação Federal criada a partir da portaria n.º 245 de 18/07/2001,

inserida no domínio morfoclimático da Caatinga, região que apresenta vegetação sazonalmente seca e apresenta diferentes fisionomias de densidade de plantas arbóreas, caracterizada principalmente como Caatinga aberta com presença limitada de gramíneas e suculentas (ANDRADE-LIMA, 1982; SILVA *et al.*, 2017).

A unidade apresenta cerca de 218,45 hectares, possui altitude média de 100 m e apresenta vegetação hiperxerófila com aspecto arbóreo-arbustivo (COSTA *et al.*, 2010). No mês mais quente a temperatura média pode ser superior a 29°C (MIRANDA *et al.*, 2007). Ocorre maior precipitação pluviométrica entre os meses de fevereiro, março, abril e maio, e possui precipitação média anual de 704 mm (COSTA *et al.*, 2009). O clima é semiárido (“BSwh”) segundo classificação de Köppen (COSTA *et al.*, 2010). O local da pesquisa apresenta espécies nativas típicas do bioma como catingueira (*Poincianella gardneriana*), mororó (*Bauhinia cheilantha*), ipê-roxo (*Handroanthus impetiginosus*), angico (*Anadenanthera colubrina*) e jurema (*Mimosa tenuiflora*). O solo é arenoso em ambientes com menor cobertura de copa das espécies arbóreas e predomínio de espécies herbáceas, e pedregoso em locais onde ocorre maior número de espécies arbóreas. Alguns ambientes apresentam monodominância da espécie de ipê, com poucas plantas jovens no subdossel. A área é usada para prática de caminhadas ecológicas, mas não ocorrem distúrbios na mata de vegetação fechada no entorno da trilha.

Figura 1 - Localização da área de estudo, na Floresta Nacional (FLONA) de Açú, uma Unidade de Conservação Federal, inserida no domínio morfoclimático da caatinga, município de Assú no estado do Rio Grande do Norte, Brasil. A FLONA se encontra próxima à lagoa do Piató, umas das mais importantes do estado, e a uma região urbanizada.



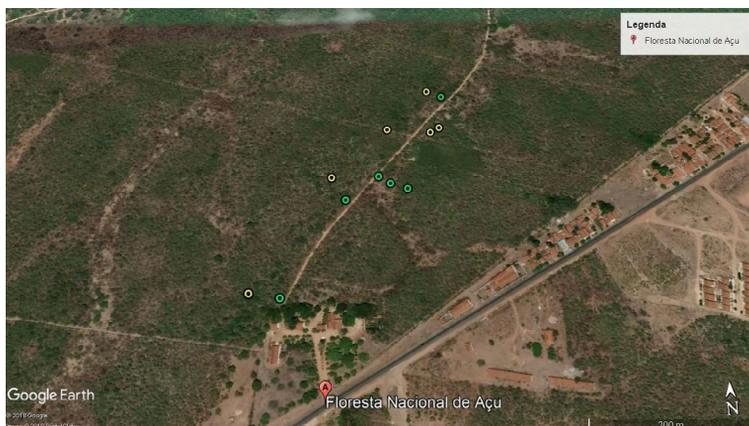
Fonte: Soares *et al.* (2017).

Desenho Experimental e Coleta de Dados

As parcelas usadas para coleta de dados foram colocadas em ambos lados, direito e esquerdo, ao longo de uma trilha de aproximadamente 500 m (Figura 2). Foram utilizadas 12 parcelas para verificar a influência de espécies arbóreas sobre a densidade e o número de indivíduos jovens (plântulas, mudas e subarbustos) e sobre a riqueza de espécies. Seis dessas parcelas foram usadas para verificar o efeito de espécies arbóreas nativas da Caatinga, como catingueira, mororó

e angico, e outras seis parcelas para verificar o efeito dos indivíduos isolados arbóreos de ipê, que se encontravam em manchas. Em cada parcela foram identificados os indivíduos da espécie arbórea alvo de ipê e indivíduos de outras espécies arbóreas da Caatinga. Em volta das árvores selecionadas foram demarcadas parcelas de 2 x 5 m, totalizando 10 m², que apresentaram distâncias de no mínimo 40 metros entre si. O agrupamento do ipê-roxo foi definido pela presença de pelo menos três indivíduos dentro da área de 10 m². Os indivíduos dessa espécie alvo foram selecionados de modo que não ocorresse interferência de copas de outras espécies arbóreas próximas, e assim, pudesse ser verificado o efeito isolado da espécie avaliada, da mesma forma, as parcelas com indivíduos de outras espécies da Caatinga não apresentaram a influência do ipê, com isso, avaliamos o efeito específico de dois tratamentos: espécies nativas de Caatinga e manchas da espécie do ipê.

Figura 2 - Localização das parcelas ao longo de uma trilha com cerca de 500 m, na FLONA de Açú, estado do Rio Grande do Norte, onde foi avaliada a influência de espécies arbóreas da Caatinga e da espécie de ipê (*Handroanthus impetiginosus*) sobre o número de indivíduos jovens arbóreos (plântulas, mudas e subarbustos) e a riqueza de espécies. Pontos verdes representam tratamentos com espécies da Caatinga e pontos amarelos com a espécie de ipê.



Fonte: Google Earth (2019)

Foram coletados, em cada parcela, a cobertura de dossel da vegetação de Caatinga e da vegetação monodominante de ipê, mensurada utilizando um quadro de vidro de 10 x 15 cm, subdividido em 10 partes iguais, e cada parte correspondendo a 10% da cobertura. O número de indivíduos jovens e o número de espécies dentro das parcelas foram contados sob as copas (subdossel) das árvores selecionadas. Além desses dados, foram coletadas a Circunferência a Altura do Peito (CAP) de cada indivíduo de ipê presente nessas parcelas. As CAPs de todos os indivíduos foram somadas. Para os indivíduos

que apresentavam ramificações no caule, também foram tirados a medida da CAP para cada ramificação e somado para o indivíduo em particular. Essas medidas foram feitas para estimar a cobertura de dossel do ipê e verificar como a estatura das árvores poderia interferir no número de espécies e indivíduos jovens no subdossel.

Análises Estatísticas

Para verificar a influência dos tratamentos de espécies arbóreas da Caatinga e a espécie de ipê na riqueza e densidade de indivíduos jovens, foi usada a Análise de Variância (ANOVA), e para verificar a influência da cobertura de dossel da vegetação sobre esses indivíduos, foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis. A descrição dos resultados foi feita com o gráfico de boxplot para visualização de médias, medianas e valores máximos e mínimos.

Anteriormente as análises de ANOVA e Kruskal-Wallis, foram feitos um teste de Shapiro-Wilk para verificar a normalidade dos dados, e um teste de Levene para verificar a homogeneidade das variâncias. Esses testes foram aplicados para riqueza de espécies, densidade de indivíduos e cobertura de dossel. As variáveis riqueza e densidade de indivíduos apresentaram distribuição normal e homogeneidade de variâncias, entretanto, os dados de cobertura de dossel não apresentaram homogeneidade das variâncias. Considerando isso, foi aplicado

a ANOVA para riqueza e densidade de indivíduos e teste de Kruskal-Wallis para a variável cobertura de dossel.

Foi utilizada uma regressão linear simples para verificar a relação da cobertura de dossel com a riqueza de espécies e a abundância de indivíduos para cada tipo de vegetação (ipê ou caatinga). Também foi feita uma regressão para avaliar a relação da cobertura de dossel com as CAPs dos indivíduos da espécie de ipê. Todas as análises estatísticas foram realizadas no Software R Studio (2018).

Resultados

A densidade média de indivíduos jovens na Caatinga ($2,8 \pm 1,1$ indivíduos/m² – média \pm desvio padrão) e densidade nos locais com monodominância do ipê ($2,9 \pm 1,7$ indivíduos/m² – média \pm desvio padrão) não diferiu significativamente ($F = 0,03$; $gl = 1$; $p = 0,87$) (Figura 3). Da mesma forma, a riqueza média de espécies no subdossel das árvores de Caatinga ($6,1 \pm 1,3$ – média \pm desvio padrão) e de ipê ($5 \pm 0,9$ – média \pm desvio padrão) também não diferiu ($F = 3,1$; $gl = 1$; $p = 0,1$) (Figura 4). Apesar da semelhança na riqueza e abundância para as espécies estudadas, os tratamentos de ipê e Caatinga apresentaram diferença na cobertura de dossel (Qui-quadrado = 7; $gl = 1$; $p = 0,008$). A vegetação de Caatinga apresentou uma porcentagem média de $56,6 \pm 22,7$ (média \pm desvio padrão) e a monodominância

de ipê apresentou cobertura média de vegetação próxima a 100% ($91,6 \pm 8,1$ – média \pm desvio padrão) (Figura 5).

A maior cobertura de dossel presente nos tratamentos com a espécie de ipê pode ser corroborada pela sua relação positiva com circunferência do caule (CAP), ou seja, quanto maior o CAP maior a influência da estatura da vegetação de ipê sobre a cobertura de dossel (R^2 ajustado = 0,7; $p = 0,02$); (Figura 6).

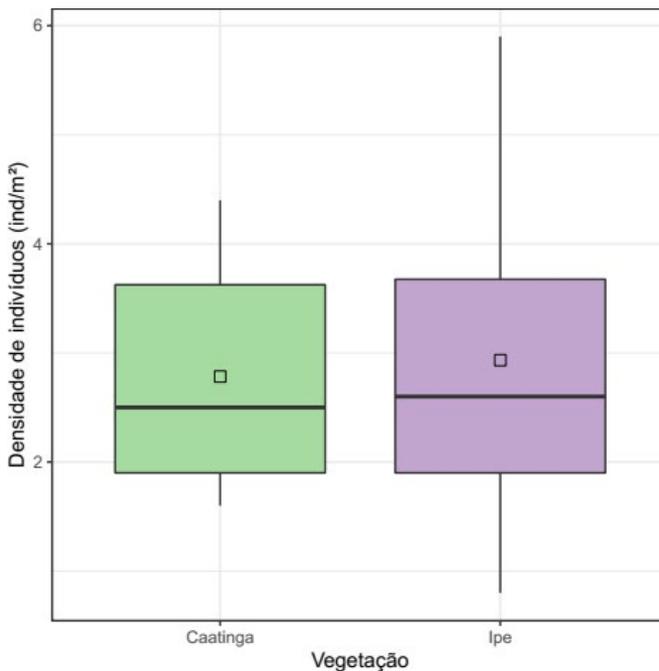
A riqueza de espécies não foi influenciada pela cobertura de dossel das copas das espécies de Caatinga (R^2 ajustado = 0,06; $p = 0,8$) e das espécies de ipê (R^2 ajustado = 0,3; $p = 0,6$); (Figura 7). A abundância de indivíduos jovens foi influenciada pela cobertura do dossel das espécies de Caatinga, com maior número de indivíduos em maiores coberturas de copa (R^2 ajustado = 0,8; $p = 0,01$). Entretanto, não foi observada uma relação significativa entre a abundância de jovens e a cobertura das copas do ipê (R^2 ajustado = 0,3; $p = 0,16$); (Figura 8).

Discussão

As semelhanças na riqueza de espécies, densidade e abundância de plântulas, mudas e subarbustos entre os ambientes de caatinga e com monodominância do ipê-roxo, sugerem que o ipê não apresenta interferência competitiva nem características alelopáticas diretamente relacionadas à supressão de outras plantas. Apesar disso, é possível observar que existe

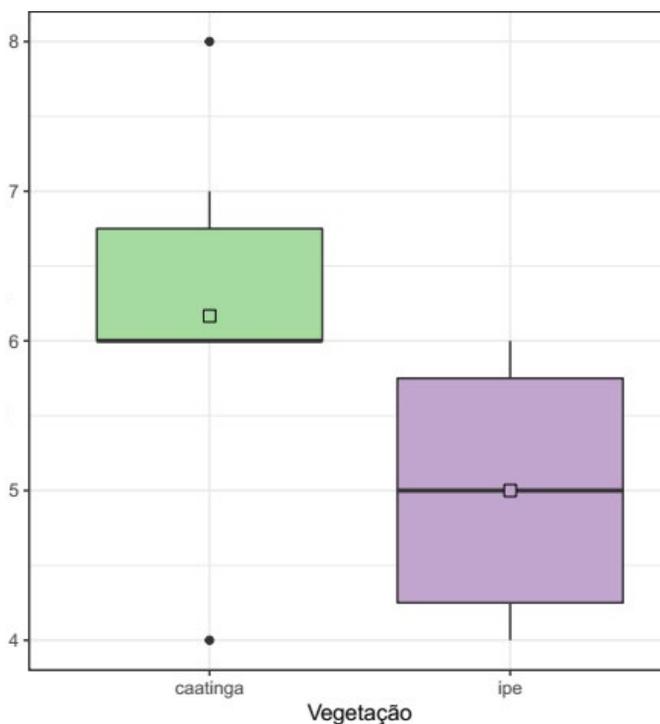
uma tendência do ipê exercer um efeito negativo na riqueza de espécies de indivíduos jovens, ao contrário da abundância, que apresentou um número aproximado de indivíduos entre os tratamentos de Caatinga e ipê.

Figura 3 - Densidade de indivíduos por m^2 de plantas jovens (plântulas, mudas e subarbustos) encontradas sob o subdossel das espécies de Caatinga e com monodominância da espécie de ipê (*Handroanthus impetiginosus*) em um ambiente preservado de Caatinga. Os traços do gráfico na horizontal indicam as medianas e os quadrados no centro do boxplot indicam as médias de densidade em cada tratamento de ipê e Caatinga. Os traços verticais indicam valores máximos e mínimos de densidade.



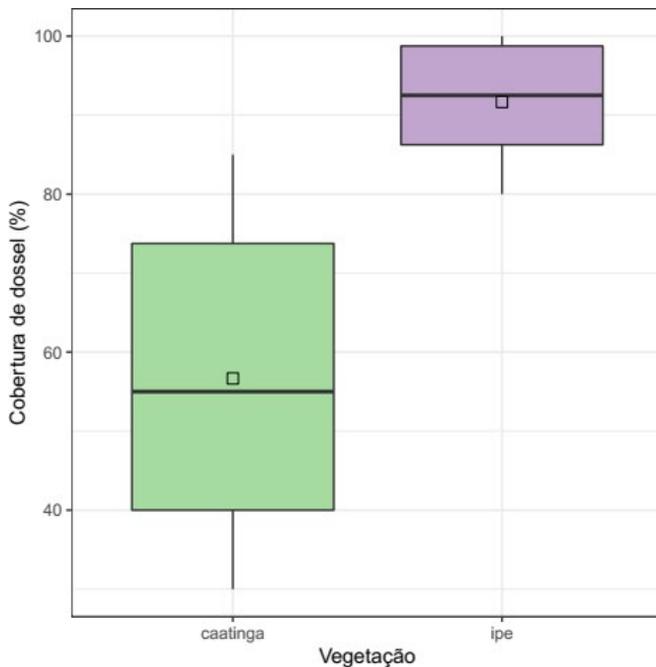
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 4 - Riqueza (número de espécies) de plântulas, mudas e subarbustos encontrada sob o subdossel das espécies de Caatinga e com monodominância da espécie de ipê (*Handroanthus impetiginosus*) em um ambiente preservado de Caatinga. Os traços do gráfico na horizontal indicam as medianas e os quadrados no centro do boxplot indicam as médias de densidade em cada tratamento de ipê e Caatinga. Os traços verticais indicam valores máximos e mínimos de riqueza.



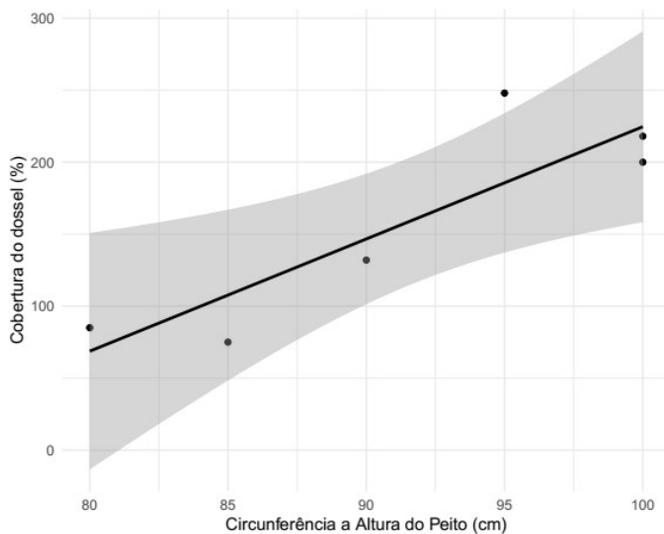
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 5 - Cobertura de dossel (%) da vegetação das espécies de Caatinga e da espécie monodominante de ipê (*Handroanthus impetiginosus*) em um ambiente preservado de Caatinga. Os traços do gráfico na horizontal indicam as medianas e os quadrados no centro do boxplot indicam as médias de cobertura em cada tratamento de ipê e Caatinga. Os traços verticais indicam valores máximos e mínimos da cobertura do dossel.



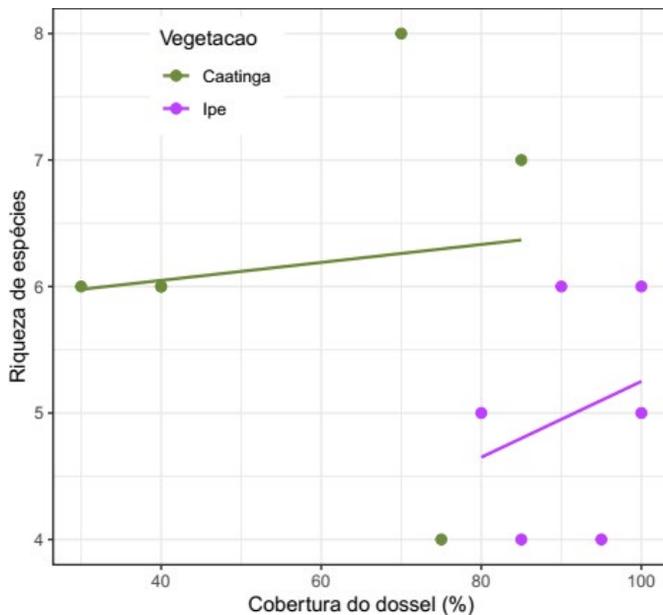
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 6 - Relação da Circunferência a Altura do Peito (CAP) em cm da espécie de ipê (*Handroanthus impetiginosus*) com a cobertura de dossel (%) em um ambiente preservado de Caatinga. A área sombreada do gráfico indica o intervalo de confiança dos dados para a variável cobertura de dossel e CAP, a linha representa a tendência entre essas variáveis, indicando relação positiva.



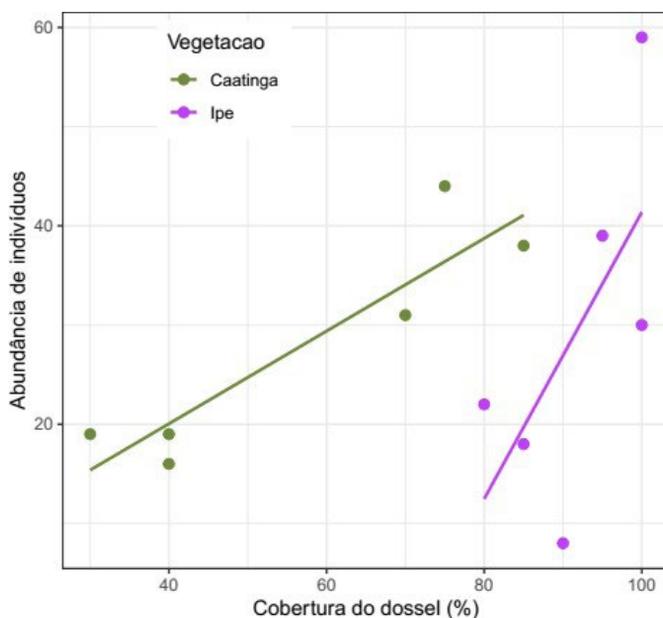
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 7 - Relação entre a riqueza (número de espécies) das plantas jovens (plântulas, mudas e subarbustos) encontradas nas parcelas com espécies de Caatinga e nas parcelas com monodominância de ipê (*Handroanthus impetiginosus*) e a cobertura de dossel (%) em uma área preservada de Caatinga. A tendência das linhas indica fraca relação entre as variáveis analisadas tanto para vegetação de Caatinga quanto para a vegetação de ipê.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 8 - Relação entre a abundância (número de indivíduos) de plantas jovens (plântulas, mudas e subarbustos) encontradas nas parcelas com espécies da Caatinga e nas parcelas com monodominância de ipê (*Handroanthus impetiginosus*) e a cobertura de dossel (%) em uma área preservada de Caatinga. A tendência da linha para a variável cobertura do dossel do ipê indica fraca relação com a abundância de indivíduos, porém apresenta relação positiva para a vegetação de Caatinga.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

A cobertura de dossel da vegetação de ipê, alterada de acordo com a estatura de circunferência do caule das árvores, mostrou ser um fator relevante tanto para a menor riqueza média nos ambientes com monodominância do ipê, quanto para baixa interferência na abundância de indivíduos jovens,

indicando possível atuação simultânea de competição e facilitação entre plantas.

A competição pode ser explicada pela densidade da cobertura vegetal que está diretamente relacionada com a incidência de radiação solar no estrato inferior de florestas. A diminuição dessa incidência dificulta o estabelecimento e o crescimento de espécies que ocupam esse estrato (RAICH, 1989). Além desse fator, existe uma redução no crescimento de espécies quando associadas com plantas vizinhas, através da competição por água, durante a estação seca, e por luz, durante a estação úmida (RAVENTÓS; SILVA, 1995). O Ipê-roxo, por ser uma espécie que pode atingir altura de até 30 m (GENTRY, 1992), pode ser capaz de diminuir a incidência de radiação solar mais fortemente do que outras espécies da caatinga, favorecendo uma quantidade menor de espécies, geralmente tolerantes à sombra.

Além disso, assim como observado por Reisman-Berman (2007), o sombreamento de copas, com inibição da fotossíntese, e a competição por recursos do solo, podem ser um impedimento para as espécies ao longo de seu crescimento. Nossas observações de campo reforçam essa afirmação, uma vez que não observamos plantas de outras espécies com crescimento subarbustivo ao redor das áreas com monodominância de ipê. Nesse caso, agregados de ipê-roxo podem estar associados a um potencial inibitório afetando, principalmente, o desenvolvimento das classes ontogenéticas

tardias (REISMAN-BERMAN, 2007). Portanto, novos estudos analisando o crescimento e as interações entre espécies arbóreas nativas são necessários.

A facilitação pode ser explicada pelo ipê estar agindo como uma planta enfermeira para espécies em estágios jovens, como plântulas. De acordo com Paterno *et al.* (2016) em ambientes estressantes, como a caatinga, espécies lenhosas podem atuar melhorando condições microclimáticas (redução de altas temperaturas) e aumentando a disponibilidade de nutrientes do solo em diferentes estágios ontogenéticos das plantas. Esses mecanismos também são observados por outros autores, os quais afirmam que a facilitação em ambientes estressantes pode ser mais importante que a competição, esse último comum em ambientes mésicos ou produtivos (CALLAWAY; WALKER, 1997). Dessa forma, o ipê pode promover facilitação por apresentar importante papel no incremento da abundância de plantas jovens e de outras espécies da Caatinga.

No bioma Caatinga o ipê pode permitir alta taxa de sobrevivência e crescimento para as espécies do subdossel, entretanto esse potencial facilitador é espécie-específico, ou seja, o ipê apresenta facilitação para determinadas espécies nativas da Caatinga, porém inibição para outras do ecossistema, esse mecanismo também pode explicar a riqueza dos dois ambientes estudados (FAGUNDES; WEISSER; GANADE, 2018).

O aumento da abundância de indivíduos com aumento da cobertura de dossel para as espécies de Caatinga pode ser explicada pela maior variação de copas das diferentes espécies do bioma que resulta em diferentes estruturas de dossel, contribuindo na variação do número de indivíduos jovens e no número de espécies com diferentes adaptações microclimáticas (ZHANG *et al.*, 2015).

Considerando as características biológicas da espécie de ipê, além da facilitação e competição, é possível considerar que essa espécie pode apresentar vantagens devido a não dormência das sementes, a rápida germinação, a dispersão pelo vento e a ampla distribuição geográfica, contribuindo para sua dominância no ambiente (SCHULZE *et al.*, 2008; VIEIRA *et al.*, 2010). No bioma da Caatinga, a espécie de ipê também pode alcançar alta porcentagem de sobrevivência comparada ao bioma do Cerrado (MARTINS *et al.*, 2015).

Concluimos que pode estar havendo tanto um processo de facilitação da espécie de ipê, através de maior abundância de indivíduos, quanto um processo de competição, com interferência na riqueza. Entretanto, de forma geral, podemos inferir com nossos resultados que o ipê, assim como outras espécies da Caatinga, contribuem no estabelecimento de indivíduos vegetais. Alternativamente, as comunidades vegetais da caatinga experimentam uma alta quantidade de plantas enfermeiras, o que pode contribuir na manutenção de uma maior diversidade de espécies através da facilitação, uma vez

que múltiplas composições de enfermeiras podem favorecer diferentes grupos de espécies beneficiadas (PATERNO; SIQUEIRA FILHO; GANADE, 2016; CARRIÓN *et al.*, 2017; FAGUNDES; WEISSER; GANADE, 2018).

Agradecimentos

Agradecemos aos professores Eduardo Venticinque, Mauro Pichorim e Vanessa Staggemeier pelas sugestões, auxílios no delineamento amostral e nas análises estatísticas. Somos também gratos à administração da FLONA de Açu que ofereceu todo o suporte à realização dessa pesquisa.

Referências

- ANDRADE-LIMA, D. The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 4, n. 1, p. 149-153, 1982.
- BALDISSERA, R. S. A. Z.; BORELLA, D. R.; BOUVIÉ, L.; VIEIRA, C. V.; MONTEIRO, E. B.; PEREIRA, A. L. Influência da temperatura e armazenamento na germinação de sementes de *Handroanthus impetiginosus* (Mart. Ex DC.) Mattos (Bignoniaceae) *In: ENCONTRO DE BOTÂNICOS DO ECNTRO-OESTE*, 11., 2016, Mato Grosso. **Anais** [...]. Mato Grosso, Sinop, 2016.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos ecossistemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.
- BROOKER, R.W.; CALLAWAY, R.M. Facilitation in the conceptual melting pot. **Journal of Ecology**, [S. l.], v. 97, n. 6, p. 1117–1120, 2009.=
- CALLAWAY, R. M. Positive Interactions among Plants. **The Botanical Review**, [S. l.], v. 61, n. 1, p. 306– 349, 1995.=
- CALLAWAY, R. M.; WALKER, L. R. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. **Ecology**, [S. l.], v. 78, n. 7, p. 1958–1965, Oct. 1997.
- CARRIÓN, J. F., GASTAUER, M.; MOTA, N. M.; MEIRA-NETO, J. A. A. Facilitation as a driver of plant assemblages in Caatinga. **Journal of Arid Environments**, [S. l.], v. 142, n. 1, p. 50–58, 2017.
- CAVIERES, L. A.; BADANO, E. I. Do facilitative interactions increase species richness at the entire community level?. **Journal of Ecology**, [S. l.], v. 97, n. 6, p. 1181–1191, 2009.

COSTA, S. A. G. L.; PERETTI, D.; PINTO, J. E. M.; FERNANDES, M. A.; GURGEL, A. M. Espectro alimentar e variação sazonal da dieta de *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Sciaenidae) na lagoa do Piató, Assu, Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, [S. l.], v. 31, n. 3, p. 285–292, jul. 2009.

COSTA, C. C. A.; CAMACHO, R. G. V.; MACEDO, I. D.; SILVA, C. M. Comparative analysis of litter production in shrub-trees fragments in a Caatinga area of FLONA Açu - RN. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 2, p. 259–265, 2010.

FAGUNDES, M.; WEISSER, W.; GANADE, G. The role of nurse successional stages on species-specific facilitation in dry lands: Nurse traits and facilitation skills. **Ecology and Evolution**, [S. l.], v. 8, n. 10, p. 5173–5184, 2018.

FLORES, J.; JURADO, E. Are nurse-protégé interactions more common among plants from arid environments?. **Journal of Vegetation Science**, [S. l.], v. 14, n. 6, p. 911-916, 2003.

GENTRY, A. H. Bignoniaceae: Part II (Tribe Tecomeae). **Flora Neotropica**, [S. l.], v. 25, n. 2, p. 1-370, Apr. 1992.

GUREVITCH, J. **Ecologia vegetal**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.

ICMBIO. **Floresta Nacional de Açu, Assú-RN**. Brasília, DF: MMA, 2019. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/plano-de-manejo/plano_de_manejo_flonadeacu.pdf. Acesso em: 05 jun. 2019.

MARTINS, J. R.; EDVALDO, A. A. S.; ALVARENGA, A. A.; RODRIGUES, A. A. C.; RIBEIRO, D. E.; TOOROP, P. E. Seedling survival of *Handroanthus impetiginosus* (Mart ex DC) Mattos in a semi-arid environment through modified germination speed and post-germination desiccation tolerance. **Brazilian Journal of Biology**, [S. l.], v. 75, n. 4, p. 812–820, 2015.

MIRANDA, M. A. S.; MARACAJÁ, P. B.; SOUSA, D. D.; LIRA, R. B.; MELO, S. B.; AMORIM, L. B. A Flora Herbácea na FLONA - FLONA de Açú – RN. **Agropecuária Científica no Semi-Árido**, [S. l.], v. 3, n. 1, p. 31-43, 2007.

PATERNI, G. B. C.; SIQUEIRA FILHO, J. A.; GANADE, G. Species-specific facilitation, ontogenetic shifts and consequences for plant community succession. **Journal of Vegetation Science**, [S. l.], v. 27, n. 3, p. 606–615, 2016.

PORTO, M. L. **Comunidades vegetais e fitossociologia: fundamentos para avaliação e manejo de ecossistemas**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2008.

R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2018. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 6 set. 2021.

RAICH, J. W. Seasonal and spatial variation on the light environment in a tropical dipterocarp forest and gaps. **Biotropica**, [S. l.], v. 21, n. 4, p. 299-302, dec. 1989.

RAVENTÓS, J.; SILVA, J. F. Competition effects and responses to variable numbers of neighbours in two tropical savanna grasses in Venezuela. **Journal of Tropical Ecology**, [S. l.], v. 11, n. 1, p. 39-52, feb. 1995.

REISMAN-BERMAN, O. Age-related change in canopy traits shifts conspecific facilitation to interference in a semi-arid shrubland. **Ecography**, [S. l.], v. 30, n. 1, p. 459–470, 2007.

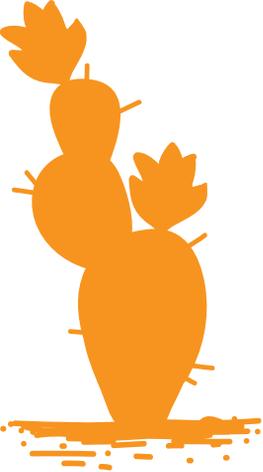
SCHULZE, M.; CROGAN, J.; UHL, C.; LENTINI, M.; VIDAL, E. Evaluating ipê (Tabelabuia, Bignoniaceae) logging in Amazonia: Sustainable management or catalyst for forest degradation?. **Biological Conservation**, [S. l.], v. 141, n. 1, p. 2071-2085, 2008.

SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. The Caatinga: understanding the challenges. *In*: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (ed.). **Caatinga**: the largest tropical dry forest region in South America. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2017. p. 1–16.

SOARES, D. T. N.; SFAIR, J. C.; REYES-GRACÍA, V.; BALDAUF, C. Plant Knowledge and Current Uses of Woody Flora in Three Cultural Groups of the Brazilian Semiarid Region: Does Culture Matter?. **Economic Botany**, [S. l.], v. 71, n. 4, p. 314–329, 2017.

VIEIRA, C. V.; SILVA, E. A. A.; ALVARENGA, A. A.; CASTRO, E. M.; TOOROP, P. E. Stress-associated factors increase after desiccation of germinated seeds of *Tabelabuia impetiginosa* Mart. **Plant Growth Regulation**, [S. l.], v. 62, n. 33, p. 257-263, dec. 2010.

ZHANG, G.; YANG, Q.; WANG, X.; ZHAO, W. Size-related change in *Nitraria sphaerocarpa* patches shifts the shrub-annual interaction in an arid desert, northwestern China. **Acta Oecologica**, [S. l.], v. 69, n. 1, p. 121–128, 2015.



Padrão de mortalidade em relação a arquitetura do componente lenhoso na Floresta Nacional de Açu

Silva, A. C.

Resumo

A compreensão dos padrões de mortalidade na caatinga pode revelar muito sobre a dinâmica das espécies vegetais em ambientes áridos e semiáridos. A estrutura da vegetação pode ser uma forma de entender como ocorre o padrão de mortalidade nesses ambientes. O objetivo desse trabalho foi quantificar e avaliar a mortalidade de plantas em uma área de caatinga na Floresta Nacional de Açu, nordeste do Brasil. Foram coletados dados da arquitetura das plantas, isto é,

se os indivíduos apresentavam apenas um ramo principal ou múltiplos caracterizando-os como fuste simples ou um multi fuste, informações obtidas para indivíduos vivos e mortos. Além disso, foram contabilizados a mortalidade das plantas ao longo das 8 parcelas. Os resultados mostraram que a maior parte dos indivíduos mortos estavam eretos, ou seja, a mortalidade não provocou a queda do indivíduo, não ocasionando as formações de clareiras. Além disso, o número de indivíduos mortos encontrados não variou em relação a número de vivos entre os grupos avaliados, demonstrando que a arquitetura da copa não afeta a chance de queda em indivíduos mortos na caatinga.

Palavras-chave: Caatinga; Clareiras; Estrutura; FLONA-Açu; Semiárido; Vegetação

Introdução

A mortalidade é um fator fundamental para compreensão da dinâmica demográfica das espécies de árvores (RÜGER *et al.*, 2011). As espécies apresentam diferentes taxas de mortalidade, a qual pode ser determinada pela limitação dos recursos disponíveis no ambiente, por sua vez, afetam o desenvolvimento e estabelecimento das plantas implicando diretamente sobre a mortalidade desses organismos (LUGO; SCATENA, 1996; RÜGER *et al.*, 2011). Diversos são os fatores que podem contribuir para mortalidade dos indivíduos dentro de uma

comunidade, desde as mudanças nas condições abióticas do lugar (FENSHAM; FAIRFAX; ARCHER, 2005; BRESHEARS *et al.*, 2009; PHILLIPS *et al.*, 2010; CHOAT *et al.*, 2018), até as interações bióticas (herbívora, competição) (PETERS, 2003; OSUNKOYA *et al.*, 2007). (OSUNKOYA *et al.*, 2007; WRIGHT *et al.*, 2010; NIU *et al.*, 2014). No entanto, as adaptações da vegetação em ambientes áridos e semiáridos, podem conferir uma sobrevivência às espécies nessas áreas. À medida que as espécies desenvolvem características adaptativas frente a limitações impostas por esses ambientes estressantes. Adaptações essas que compreendem a maiores sistemas radiculares para captação de recursos hídricos, mudanças fisiológicas e estruturais para suportar condições estressantes, entre outras que podem garantir a sobrevivência nesses ambientes (KING *et al.*, 2006; PARENTE; SANTOS, 2007; WRIGHT *et al.*, 2010; SILVA *et al.*, 2014; KRAFT; GODOY; LEVINE, 2015; CHOAT *et al.*, 2018).

No geral, regiões secas possuem um conjunto de condições ambientais estressantes, seja pela indisponibilidade hídrica, altas temperaturas, ou mesmo pela ação do homem, que combinados aos demais fatores limitam a distribuição de muitas espécies (MANHÃES *et al.*, 2016; SILVA; SOUZA, 2018). Porém, na maioria das vezes mudanças na disponibilidade hídrica, nutricional ou até mesmo a influência de fatores físicos (ventos, topografia) levam a mortalidade dos organismos, gerando impacto sobre processos no ambiente,

além da própria distribuição da vegetação (LUGO; SCATENA, 1996; KING *et al.*, 2006; SLIK *et al.*, 2013; MOESLUND *et al.*, 2013).

A forma como a vegetação se desenvolve estruturalmente confere uma importante ferramenta para compreensão do seu desenvolvimento em uma determinada área (SILVA; SILVA; SOUZA, 2016). Além de fornecer informações necessárias para entendimento da dinâmica das comunidades vegetais frente as mudanças nas condições do ambiente, e na disponibilidade de recursos; as quais determinam seu desenvolvimento e sobrevivência (PETERS, 2003; NIU *et al.*, 2014; SILVA; SILVA; SOUZA, 2016). Por essa razão, a complexidade estrutural de uma vegetação local, fornece uma série de informações fundamentais para o entendimento das suas estratégias de crescimento e distribuição. além da sua sobrevivência frente às condições ambientais e demais interações bióticas que regulam esses ambientes (MCGILL *et al.*, 2006; OSUNKOYA *et al.*, 2007; NIU *et al.*, 2014; CHOAT *et al.*, 2018). A mortalidade de algumas espécies na comunidade vegetal podem beneficiar diversos grupos de animais e outros organismos, disponibilizando recursos no ambiente (EDWORTHY; MARTIN, 2014; EDWORTHY *et al.*, 2018); além de permitir a própria dinâmica regenerativa das espécies em áreas de floresta (REZNIK; PRATA; PIRES, 2012). Além disso, a estrutura da vegetação estrutura pode nos revelar muito a respeito da produtividade dessas áreas;

além da qualidade da biomassa produzida e sua importância para ciclagem de nutrientes no sistema em uma escala local (CLARK; CLARK, 2000; ROSENFELD; SOUZA, 2014).

O objetivo deste trabalho foi avaliar se a mortalidade e a estrutura de indivíduos lenhosos mortos, afetam a dinâmica da vegetação criando clareiras em uma área de caatinga na Floresta Nacional de Açu (FLONA-Açu), Rio Grande do Norte. A primeira hipótese é que não existe formações de clareira na área em questão, a rigidez das estruturas das plantas em ambientes secos fazem com que essas permaneçam mais tempo em pé, mesmo após eventos de mortalidade (KING *et al.*, 2006; SILVA *et al.*, 2014). Na segunda hipótese, a maior disponibilidade de um tipo de arquitetura (fuste ou multi fuste) pode determinar a mortalidade, isso devido ao fato da denso-dependência, então maior abundância de um determinado tipo de arquitetura consequentemente favorece uma maior mortalidade devido a maior abundância desses organismos no ambiente (PETERS, 2003). Na terceira hipótese, acredito que estrutura das plantas mortas (altura e circunferência - CAS) possua maior influência na forma (eretos ou caídos) como os indivíduos morrem do que no tipo de arquitetura, isso porque, indivíduos menores estruturalmente serão menos robustos, diferente dos indivíduos maiores fato esse que determinaria sua capacidade de sustentação, afetando a estabilidade dessas plantas independentemente do tipo fuste que ela possui (RÜGER *et al.*, 2011).

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado na Floresta Nacional de Açu (FLONA-Açu; figura 1a, b), localizada no município de Assú, Rio Grande do Norte, Brasil. Essa Unidade de Conservação possui uma área de 528,25 ha (AMORIM *et al.*, 2016). A FLONA encontra-se em uma das maiores bacias hidrográficas do Rio Grande do Norte (Bacia Piranhas-Açu), a qual possui clima considerado tropical semiárido quente e seco, com as chuvas concentradas entre os meses de março a abril. A temperatura média anual é de 28,1 °C, enquanto que a precipitação anual variam entre 500 e 800mm (AMORIM *et al.*, 2016).

Delineamento Amostral

A coleta de dados foi realizada em oito parcelas de 10 x 100 metros distribuídas ao longo da estrada principal da FLONA-Açu. Foram coletados dados de abundância de indivíduos vivos de ambas as categorias de fuste (Fuste Simples – corresponde a indivíduos que possui um único ramo principal; Multi Fuste – são indivíduos que possuem mais de um ramo principal a partir do solo; Figura 1C, d), sendo estes obtidos através de ponto quadrante ao longo de 100 metros dentro da parcela. Em cada transecção foram estabelecidos

cinco pontos quadrantes, com distância de 25 metros entre eles. Dessa forma, ao longo dos 100 metros eram coletadas informações nas distâncias 0, 25, 50, 75 e 100 metros. O número de clareiras e o tipo de fuste de indivíduos vivos foram quantificados em cada quadrante. Em conjunto a isso, o número de indivíduos mortos, a altura, a circunferência (CAS), a posição (Ereto/Caída), e o tipo de fuste do indivíduo morto, foram registrados para cada parcela. Portanto, temos dados referente ao quadrante para estimativa da proporção de indivíduos vivos entre diferentes categorias de fuste, o qual resultará em uma estimativa de abundância para cada parcela. Além dos dados ao longo de cada parcela referente a mortalidade de plantas acima de 10 cm de circunferência.

Análise Estatísticas

As análises utilizadas para comparar a densidade das diferentes arquiteturas (fuste simples e fuste múltiplos) presentes foi um *teste t pareado*, a qual foi utilizado o fator de pareamento da parcela, fixando o efeito espacial que poderia existir entre os indivíduos mortos e vivos. Após comparar os tipos de fuste em função de sua abundância e mortalidade. Análise de Covariância (ANCOVA) foi aplicada para compara a proporção de indivíduos mortos entre os tipos de fustes em função da covariável de abundância (% indivíduos vivos). Além disso, o *teste U de Mann Whitney* foi utilizado para

verificar a existência de diferenças entre caracteres estruturais (Circunferência – CAS e altura) em relação ao tipo de fuste e a posição (Em pé/Caído) em que os indivíduos mortos foram encontrados. As análises realizadas nesse trabalho foram feitas através do software Systat (versão 13.2) e pacote Vegan (OKSANEN *et al.*, 2019) no Rstudio (versão 3.3.2).

Figura 1 - Localização da área de estudo. a) Floresta Nacional de Açu, b) trilha principal da Flona de Açu, c) Arquitetura de plantas multi fuste, d) plantas com arquitetura fuste simples.



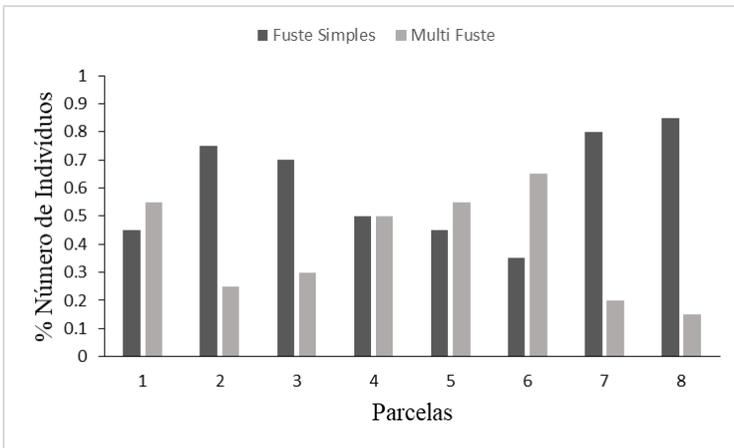
Fonte: Google Earth (2019); elaboração dos autores (2019).

Resultados

Os resultados obtidos mostram um grande número de indivíduos mortos, em 0,8 ha amostrado foram encontrados 159 indivíduos mortos (média = 19.8; SD = 6.73). Enquanto que o número de clareiras foi muito baixo de clareira

(N clareiras = 2). Em relação a abundância de indivíduos e o tipo de arquitetura, aparentemente existe uma quantidade maior de fustes simples. Observamos uma alternância em cada grupo ao longo das parcelas. A Figura 2 mostra que determinadas parcelas possuem elevada quantidade fustes simples (2, 3, 7 e 8), enquanto que outras ocorre uma predominância maior de fustes múltiplos (1, 5 e 6). Enquanto que a mortalidade foi maior para indivíduos com fuste simples (N = 87; média = 10.8; SD = 1.76), em relação a indivíduos multi fustes (N = 72; média = 9; SD = 5.45) (Figura 3).

Figura 2 - Porcentagem do número de indivíduos vivos disponível para cada tipo de fuste amostrados nas parcelas da FLONA-Açu. No eixo y temos a porcentagem de indivíduos vivos s, barras azuis representam indivíduos com fuste simples, enquanto barras cinzas remetem a multi fustes.

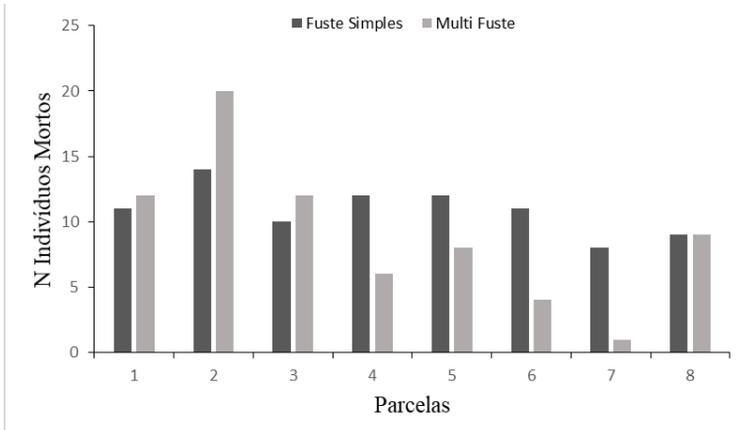


Fonte: elaboração dos autores (2019).

Os resultados do teste-t pareado comparando o número de indivíduos mortos entre árvores com fuste simples e multi fuste não foram significativos ($t = 1.099$; $gl = 7$; $P = 0.307$). O mesmo ocorreu para a densidade ($t = 1.583$; $gl = 7$; $P = 0.157$). Portanto, não existe uma predominância de um determinado tipo de arquitetura entre os indivíduos vivos (Média Fuste simples = 12.125; Multi fuste = 7.875) e mortos (Média Fuste simples = 10.875 Multi Fuste = 9), ambos estão disponíveis e morrem na mesma proporção.

Os resultados da ANCOVA mostraram que a abundância de indivíduos vivos (% indivíduos vivos), não afeta significativamente a porcentagem do número de indivíduos mortos nas duas categorias (fuste simples e multi fuste) (Tabela 1, Figura 4).

Figura 3 - Número de indivíduos mortos para cada tipo de fuste amostrados nas parcelas da FLONA-Açu. No eixo y temos a quantidade de mortos, barra escuras representam indivíduos com fuste simples, enquanto barras cinzas claro remetem aos indivíduos multi fustes.



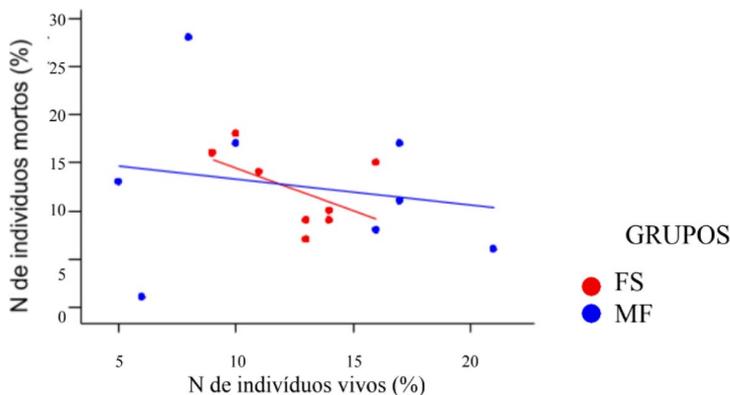
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Tabela 1 - Resultado da Análise de Covariância entre porcentagem do número de indivíduos mortos em função das categorias de fuste, controlada pelo número de indivíduos vivos.

Fonte	SQ	GL	MQ	F	P
Abundância	17.2817	1	17.2817	0.7718	0.3969
Tipo de Fuste	1.75909	1	1.75909	0.07856	0.7840
Abundância * Tipo de Fuste	2.16399	1	2.16399	0.09664	0.7612
Erro	268.69879	12	22.39157		

Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 4 - Gráfico da ANCOVA entre o número de indivíduos mortos em cada tipo de fuste, controlado por uma covariável do número de indivíduos para cada área amostral.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Quando comparamos a estrutura da vegetação (CAS e Altura) em relação aos tipos de fuste, observamos que não existe uma diferença entre circunferência ($U = 3613$; $gl = 1$; $P = 0.09$) e altura ($U = 3632.5$; $gl = 1$; $P = 0.08$) em função do tipo de fuste que as plantas mortas apresentam (Figura 5). Entretanto, quando comparamos a estrutura em relação a posição (caída ou ereta) em que os indivíduos mortos se encontram, foi verificado uma relação não significativa para a circunferência ($U = 3078$; $gl = 1$; $P = 0.751$), porém, a altura das plantas mortas e sua posição apresentam uma relação significativa ($U = 3665.5$; $gl = 1$; $P = 0.016$), mostrando que árvores maiores estão caídas. Entretanto, a frequência de distribuição das alturas mostre uma similaridade entre árvores caídas e

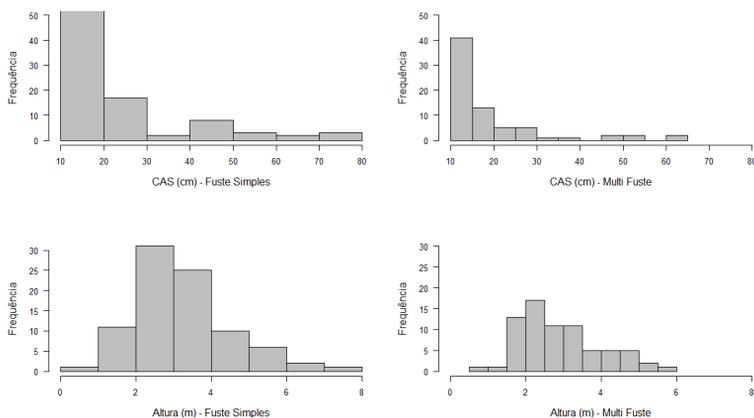
eretas (Figura 6), além do número de indivíduos mortos em pé ser maior que as caídas (N= 98 e N=61), sugerindo que a maior parte das árvores na área morrem eretas (em pé), e independem do tipo de fuste que possuem.

Discussão

Inicialmente os dados mostram que a presença de clareiras na área não é algo comum, em 0,8ha apenas foram observadas duas clareiras. A grande quantidade de indivíduos mortos observados nos resultados, e a não formação de áreas abertas pela mortalidade dos mesmos, pode indicar a forma como as plantas morrem na área da FLONA Açú, não formando clareira. Assim, nossa primeira hipótese foi corroborada. Verificamos que a maior parte dos indivíduos morrem eretas, conseqüentemente não ocorre a queda do indivíduo abrindo clareira na mata como ocorrem em muitas florestas tropicais. Além disso, o porte da vegetação na caatinga e suas adaptações morfofisiológicas são outros fatores que influenciam o não surgimento de clareiras (OSUNKOYA *et al.*, 2007; RÜGER *et al.*, 2011; NIU *et al.*, 2014). Tais adaptações permitem uma maior resistência as intempéries, conseqüentemente conferindo estrutura mais estáveis gerando menos quedas, embora isto possa variar dependendo das espécies que se desenvolvem na área. Em relação a segunda hipótese, esperava que algum padrão de arquitetura da planta (tipo de fuste desenvolvido)

seria dominante na área, e que a sua densidade refletiria no número de mortos, porém, esse fato não ocorreu, descartando assim a segunda hipótese. Os testes mostraram que ambos os tipos de fustes presentes estão disponível e morreram em uma frequência similar, não existindo uma diferença significativa no padrão de mortalidade. Em contrapartida, a nossa última hipótese foi aceita, encontrando uma influência significativa da altura sobre a posição (ereto ou caído) dos indivíduos mortos. Portanto, mostrando a existência de uma relação do tamanho dos indivíduos e a posição em que os mesmos estão morrendo, independentemente do tipo de fuste que as plantas apresentam.

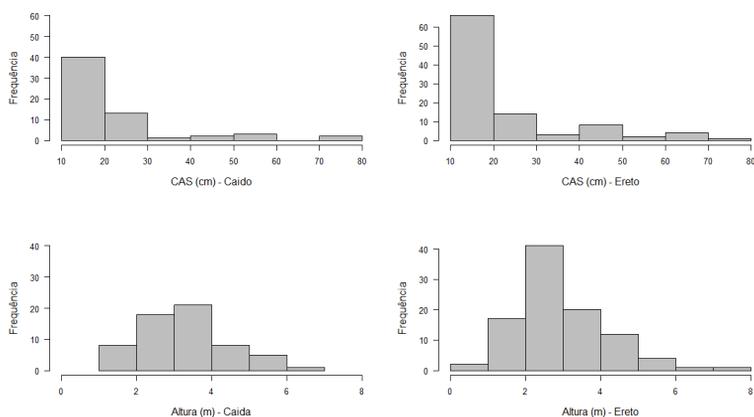
Figura 5 - Distribuição de frequência da circunferência e altura dos indivíduos mortos entre os tipos de fustes na área amostral.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

A mortalidade de indivíduos na caatinga ainda precisa ser melhor compreendida. Entretanto, esse trabalho chama atenção para como uma área de caatinga se comporta em relação a essa dinâmica de mortalidade, na qual observamos que a maioria das plantas nesse ambiente morrem eretas, fato que não é tão comum em outros ambientes. No entanto, precisamos considerar que muitos outros fatores devem ser incluídos para compreensão da dinâmica de mortalidade dentro das comunidades vegetais na caatinga. Fatores como a denso-dependência (PETERS, 2003), o espaço e tempo (CLARK *et al.*, 2004; DAY; HUTCHINGS; JOHN, 2011), além dos próprios gradientes ambientais do solo, clima, topografia podem estar regulando a mortalidade das espécies (FENSHAM; FAIRFAX; ARCHER, 2005; OSUNKOYA *et al.*, 2007; BRESHEARS *et al.*, 2009; PHILLIPS *et al.*, 2010; MOESLUND *et al.*, 2013; NIU *et al.*, 2014; SILVA; SILVA; SOUZA, 2016; CHOAT *et al.*, 2018).

Figura 6 - Distribuição de frequência da circunferência e altura dos indivíduos mortos em relação a posição (ereta ou caída).



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Todos esses são pontos importantes para melhor compreensão da mortalidade, em soma a isto, os caracteres adaptativos como tamanho radicular, densidade da madeira, também são uma via que nos revela como as espécies respondem a essas mudanças no espaço-tempo nesses ambientes (KING *et al.*, 2006; WRIGHT *et al.*, 2010; SILVA *et al.*, 2014). Um outro ponto importante, é o fato de que a formação de clareiras em ambientes áridos parece não se caracterizar como algo importante. Isso, devido a não existência de um padrão de formação de clareiras, na qual a maioria dos indivíduos na área morreram eretos, não ocorrendo a queda de indivíduo morto. Em conjunto a isso, a mortalidade das espécies independem da sua estrutura (altura e CAS) e do tipo de fuste desenvolvido.

Provavelmente o desenvolvimento de estruturas mais rígidas ou investimento em caracteres específicos para suportar a dissecação como a densidade da madeira, fazem com que as espécies apresentem padrões estruturais similares (KING *et al.*, 2006; OSUNKOYA *et al.*, 2007; SILVA *et al.*, 2014). Além disso, a mortalidade das plantas e o surgimento de clareiras podem estar condicionados a outros fatores extremos de mudanças no clima, estabilidade dos solos, intensidade dos ventos, entre outros agentes que possam interferir de imediato na estrutura desses organismos (LUGO; SCATENA, 1996; NIU *et al.*, 2014; SILVA; SILVA; SOUZA, 2016).

Este trabalho foi uma tentativa inicial para compreender o padrão de mortalidade em um ambiente sazonalmente seco, funcionando como um estimulador para trabalhos posteriores dentro dessa temática pouco abordada para a Caatinga. Os resultados aqui apresentados mostraram um padrão de mortalidade da vegetação na FLONA Açu, no qual as espécies tendem a morrer eretas, não abrindo clareiras na floresta. Além disso, esse padrão independentemente de seus aspectos estruturais e tipo de arquitetura. Embora, diversos outros fatores, como as próprias condições do ambiente e interações ecológicas possam influenciar diretamente esses padrões, mas não foram abordadas nesse estudo.

Agradecimentos

Agradeço a todos que contribuíram direta e indiretamente auxiliaram na discussão e construção desse trabalho. Em especial, a Ana B. Asato, pelo esforço e toda ajuda em campo. Ao Prof. Dr. Eduardo Venticinque pela ajuda nas análises e construção das ideias que resultaram nesse trabalho. Agradeço também a Prof. Dra. Vanessa Staggemeier pelos comentários pertinentes que ajudaram a melhorar o trabalho. A todos os alunos que participaram da disciplina de campo, pela troca de experiência. A todo o pessoal da FLONA Açu.

Referências

- AMORIM, L. D. M.; SOUSA, L. O. F.; OLIVEIRA, F. F. M.; CAMACHO, R. G. V.; MELO, J. I. M. Fabaceae na Floresta Nacional (FLONA) de Assú, semiárido potiguar, nordeste do Brasil. **Rodriguésia**, [S. l.], v. 67, n. 1, p. 105-123, 2016.
- BRESHEARS, D. D. *et al.* Tree die-off in response to global change-type drought: mortality insights from a decade of plant water potential measurements. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [S. l.], v. 7, n. 4, p. 185-189, 2009.
- CHOAT, B., T. *et al.* Triggers of tree mortality under drought drought and forest mortality. **Nature**, [S. l.], v. 558, n. 1, p. 531-539, 2018.
- CLARK, D. B.; CASTRO, C. S.; ALVARADO, L. D. A.; READ, J. M. Quantifying mortality of tropical rain forest trees using high-spatial-resolution satellite data. **Ecology Letters**, [S. l.], v. 7, n. 1, p. 52-59, 2004.
- CLARK, D. B.; CLARK, D. A. Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, [S. l.], v. 137, n. 1-3, p. 185-198, Oct. 2000.
- DAY, K. J.; HUTCHINGS, M. J.; JOHN, E. A. The effects of spatial pattern of nutrient supply on yield, structure and mortality in plant populations. **Journal of Ecology**, [S. l.], v. 91, n. 1, p. 541- 553, 2011.
- EDWORTHY, A. B.; MARTIN, K. Long-term dynamics of the characteristics of tree cavities used for nesting by vertebrates. **Forest Ecology and Management**, [S. l.], v. 334, n. 1, p. 122-128, 2014.
- EDWORTHY, A. B.; TRZCINSKI, M. K.; COCKLE, K. L.; WIEBE, K. L.; MARTIN, K. Tree cavity occupancy by nesting vertebrates across cavity age. **Journal of Wildlife Management**, [S. l.], v. 82, n. 3, p. 639-648, 2018.

FENSHAM, R. J.; FAIRFAX, R. J.; ARCHER, S. R. Rainfall, land use and woody vegetation cover change in semi-arid Australian savanna. **Journal of Ecology**, [S. l.], v. 93, n. 3, p. 596–606, 2005.

KING, D. A.; DAVIES, S. J.; TAN, S.; NOOR, N. S. M. The role of wood density and stem support costs in the growth and mortality of tropical trees. **Journal of Ecology**, [S. l.], v. 94, n. 3, p. 670–680, Mar. 2006.

KRAFT, N. J. B.; GODOY, O.; LEVINE, J. M. Plant functional traits and the multidimensional nature of species coexistence. **PNAS**, [S. l.], v. 112, n. 3, p. 797–802, Jan. 2015.

LUGO, A. E.; SCATENA, F. N. Background and catastrophic tree mortality in tropical moist, wet, and rain forests. **Biotropica**, [S. l.], v. 28, n. 4, p. 585–599, 1996.

MANHÃES, A. P.; MAZZOCHINI, G. G.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; GANADE, G.; CARVALHO, A. R. Spatial associations of ecosystem services and biodiversity as a baseline for systematic conservation planning. **Diversity and Distributions**, [S. l.], v. 22, n. 9, p.932-943, Sept. 2016.

MCGILL, B.; ENQUIST, B.; WEIHER, E.; WESTOBY, M. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in Ecology & Evolution**, [S. l.], v. 21, n. 4, p. 178–185, Apr. 2006.

MOESLUND, J. E.; ARGE, L.; BØCHER, P. K.; DALGAARD, T.; SVENNING, J. C. Topography as a driver of local terrestrial vascular plant diversity patterns. **Nordic Journal of Botany**, [S. l.], v. 31, n. 2, p. 129–144, 2013.

NIU, S.; LUO, Y.; LI, D.; CAO, S.; XIA, J.; LI, J.; SMITH, M. D. Plant growth and mortality under climatic extremes: an overview. **Environmental and Experimental Botany**, [S. l.], v. 98, n. 1, p. 13–19, Feb. 2014.

OKSANEN, A. J. *et al.* **vegan**: Community Ecology Package. [S. l.]: R: CRAN, 2019.

OSUNKOYA, O. O.; SHENG, T. K.; MAHMUD, N. A.; DAMIT, N. Variation in wood density, wood water content, stem growth and mortality among twenty-seven tree species in a tropical rainforest on Borneo Island. **Austral Ecology**, [S. l.], v. 32, n. 1, p. 191–201, 2007.

PARENTE, H. V. M.; SANTOS, E. R. Diversidade florística e estrutura fitossociológica em um trecho de cerradão no município de Porto Nacional, Tocantins. *In*: JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UNITINS, 14., 2007, Palmas, TO. **Anais [...]**. Palmas, TO: UNITINS, 2007. p. 76–83.

PETERS, H. A. Neighbour-regulated mortality: the influence of positive and negative density dependence on tree populations in species-rich tropical forests. **Ecological letters**, [S. l.], v. 6, n. 8, p. 757–765, Aug. 2003.

PHILLIPS, O. L. *et al.* Drought–mortality relationships for tropical forests Oliver. **New Phytologist**, [S. l.], v. 187, n. 3, p. 631–646, 2010.

REZNIK, G.; PRATA, J.; PIRES, D. A. Efeito de bordas lineares na fenologia de espécies arbóreas zoocóricas em um remanescente de Mata Atlântica 1 Material e métodos. **Acta Botanica Brasilica**, [S. l.], v. 26, n. 1, p. 65–73, 2012.

ROSENFELD, M. F.; SOUZA, A. F. Forest biomass variation in Southernmost Brazil : the impact of Araucaria trees. **Revista de Biologia Tropical**, [S. l.], v. 62, n. 1, p. 359–372, Mar. 2014.

RÜGER, N.; HUTH, A.; HUBBELL, S. P.; CONDIT, R. Determinants of mortality across a tropical lowland rainforest community. **Oikos**, [S. l.], v. 120, n. 7, p. 1047–1056, July 2011.

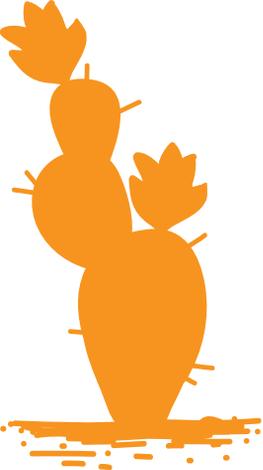
SILVA, A. C.; SILVA, J. L. A.; SOUZA, A. F. Determinants of variation in heath vegetation structure on coastal dune fields in northeastern South America. **Brazilian Journal of Botany**, [S. l.], v. 39, n. 2, p. 605–612, 2016.

SILVA, A. C.; SOUZA, A. F. Aridity drives plant biogeographical sub regions in the Caatinga, the largest tropical dry forest and woodland block in South America. **PLOS ONE**, [S. l.], v. 13, n. 4, p. 1-22, 2018.

SILVA, Á. M. L.; LOPES, S. F.; VITORIO, L. A. P.; SANTIAGO, R. R.; MATTOS, E. A.; TROVÃO, D. M. B. M. Plant functional groups of species in semiarid ecosystems in Brazil : wood basic density and SLA as an ecological indicator. **Brazilian Journal of Botany**, [S. l.], v. 37, n. 3, p. 229–237, 2014.

SLIK, J. W. F. *et al.* Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. **Global Ecology and Biogeography**, [S. l.], v. 22, n. 12, p. 1261–1271, Dec. 2013.

WRIGHT, S. J. *et al.* Functional traits and the growth–mortality trade-off in tropical trees. **Ecology**, [S. l.], v. 91, n. 12, p. 3664–3674, Dec. 2010.



Resposta da atividade de aves diurnas para a variação de temperatura diária no semiárido potiguar

Asato, A. E. B.

Resumo

A relação entre a superfície e o volume do corpo de animais endotérmicos e suas consequências ecofisiológicas têm sido tema de discussão e observação de padrões globais há décadas. Pela relação superfície/volume, é esperado que animais maiores sejam mais adaptados a altas temperaturas, enquanto animais menores sejam mais suscetíveis a hiperaquecimento ou hipotermia. Na Caatinga, as temperaturas diárias podem variar em 14 °C, e a relação superfície/volume pode ser importante para a regulação térmica de animais endotérmicos que

precisam lidar com a exposição do sol, como são as aves. Neste trabalho foi testada a hipótese de que aves menores seriam mais ativas durante as temperaturas mais amenas, enquanto as aves maiores seriam mais ativas em temperaturas mais extremas. A relação entre peso e temperatura foi testada através de regressões quantílicas, para 17 quantis (de 0.1 a 0.9). Foi observado que aves menores são mais sensíveis às altas temperaturas e têm sua atividade diminuída com a elevação da temperatura, enquanto a ocorrência das aves maiores não apresenta relação com a temperatura. Adicionalmente, este padrão pode estar sendo fortalecido pelo horário de atividade das presas das aves de pequeno porte, que podem cessar a atividade nos horários mais quentes, fazendo com que os predadores evitem o forrageio nesses períodos. Aves maiores não apresentaram restrição de horário de atividade para os horários amostrados, indicando que são menos sensíveis ao aumento da temperatura; que seu recurso está disponível durante um período maior do dia; que o horário de amostragem não atingiu o horário limite de atividade de aves maiores; ou que o padrão de distribuição temporal de aves grandes está sendo modulado por outros fatores, como a absorvância da radiação. Este trabalho traz as primeiras evidências de que a atividade diária das aves na Caatinga é modulada pela temperatura, sendo este um fator de extrema importância para toda a biota do semiárido.

Palavras-chave: regra de Bergmann; variação temporal; Caatinga; distribuição; avifauna.

Introdução

Um dos padrões espaciais mais conhecidos na ecologia é a tendência de indivíduos maiores ocorrerem em temperaturas baixas, como nos polos, enquanto indivíduos menores tendem a ocorrer em ambientes de temperatura menos extremas, em especial para espécies endotérmicas (MEIRI; DAYAN, 2003; RODRÍGUES; OLLALA-TÁRRAGA; HAWKINS, 2008; SALEWSKI; WATT, 2016). Esse padrão pode ser explicado pela relação entre o volume e a superfície corporal; como o calor é produzido de maneira diretamente proporcional ao volume do corpo, e as trocas de calor ocorrem de maneira diretamente proporcional à superfície exposta, indivíduos menores tendem a ganhar e perder calor de maneira desproporcional à sua produção, visto que a área do corpo exposta será proporcionalmente maior em animais pequenos do que em animais grandes (MAYR, 1956; PINCHEIRA-DONOSO, 2010). Sendo assim, indivíduos menores se tornam mais sensíveis às mudanças de temperatura, enquanto indivíduos maiores conseguem ser mais independentes das temperaturas externas. Esse padrão é conhecido como regra de Bergmann (BLACKBURN *et al.*, 1999).

Apesar de primeiramente ter sido observada para mudanças espaciais, a regra de Bergmann em mamíferos e aves tem sido observada e testada também para variações temporais (BROMMER; HANSKI; KEKKONEN, 2015). Ciclos anuais

de temperatura influenciam o comportamento de diversos animais, desenvolvidos com o intuito de seguir temperaturas mais quentes. Entre eles se encontram a hibernação e a migração – o equivalente espacial da hibernação (MARRA *et al.*, 2005; GEISER, 2013). Esses comportamentos são registrados principalmente em animais originários de locais com grande variação anual de temperatura, como os ambientes polares e temperados, mas com pequena variação diária. Outro dado sobre os trópicos é que registram altas médias e baixas variações anuais de temperatura, mas podem registrar grande variação da temperatura e sensação térmica ao longo do dia.

A agressividade das altas médias de temperatura nos ambientes tropicais pode alterar a fisiologia, mas as espécies podem driblar os efeitos fisiológicos da temperatura modulando seu comportamento. As aves, organismos endotérmicos, majoritariamente diurnos e dependentes de recursos disponíveis apenas durante um curto período do dia, têm sua atividade iniciada durante o nascer do sol, e finalizada apenas ao crepúsculo. Essa atividade, porém, não é homogênea ao longo do dia, e várias espécies diminuem suas atividades durante as horas mais quentes do dia. Na Caatinga, a variação térmica diária pode chegar aos 14 °C (CPTEC, 2019), fazendo com que as variações de temperatura em escala anual estejam contidas, quase em totalidade, nas variações de temperatura diárias. Tendo em vista as aves diferem em sua termotolerância e capacidade de termorregulação, é possível uma estratificação

temporal na atividade das aves em função do tamanho, em conformidade com as explicações ecofisiológicas propostas para a regra de Bergmann. Nesse sentido, indivíduos maiores, com maior termotolerância, seriam ativos em horários extremos de temperatura, enquanto indivíduos menores, com maior suscetibilidade a superaquecimento, seriam ativos em um período menos quente do dia, durante temperaturas mais amenas.

O objetivo deste trabalho, portanto, foi analisar a relação entre a temperatura e o peso corporal em aves diurnas em uma área de clima semiárido. Pelas consequências da relação superfície/volume, espera-se que as aves menores estejam ativas em um espaço temporal menor do dia, restringindo-se aos horários nos quais a temperatura não oferece perigo à termorregulação. Em contrapartida, espera-se que as aves maiores tenham ocorrência registrada em horários nos quais a temperatura seja mais alta, no período em que as aves menores tenham ocorrência diminuída.

Métodos

O trabalho foi realizado na Floresta Nacional (FLONA) de Açú, no município de Assú/RN. A FLONA de Açú é uma unidade de conservação localizada no domínio da Caatinga, com vegetação predominantemente arbóreo-arbustiva. O clima local é semiárido, com temperaturas médias anuais elevadas

e com chuvas concentradas, apesar da grande variação, entre março e abril, com precipitação acumulada variando entre 500 e 800 mm (AMORIM *et al.*, 2016).

Foram distribuídas 14 redes de neblina de 18 metros em três trilhas — duas trilhas com cinco redes e uma trilha com quatro redes — em dois dias diferentes, por cinco horas/dia (abertura às 5 h e fechamento às 10 h). Em cada rede foram realizadas seis revisões, uma a cada hora, sendo as duas últimas revisões realizadas com intervalo de meia hora para evitar o superaquecimento das aves capturadas. Para cada indivíduo foram coletados o peso corporal (g) e as informações espaciais da captura. A temperatura foi aferida no início de cada revisão. A identificação e nomenclatura das aves foi feita seguindo Pichorim *et al.* (2016).

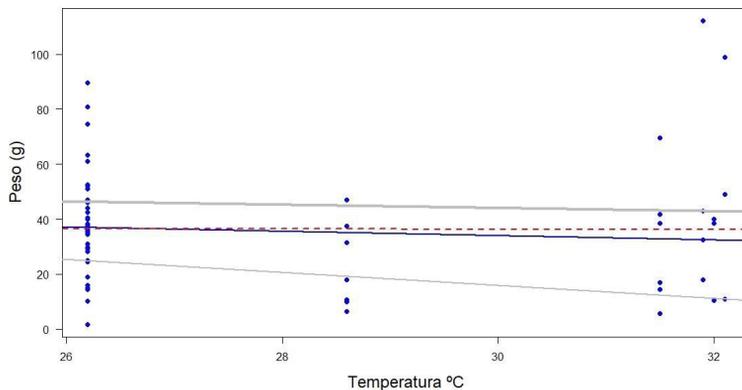
Foi construída uma regressão quantílica para avaliar a tendência na variação do peso das aves capturadas com o aumento da temperatura, com o uso do pacote ‘quantreg’ (KOENKER, 2021 no software R (R CORE TEAM, 2018)). O uso da regressão quantílica é importante quando se deseja considerar a relação entre uma variável preditora e uma variável resposta utilizando mais de uma parte da distribuição dos valores da variável resposta, e não somente a média (CADE; NOON, 2003). Foram considerados 17 quantis, variando de 0,10 a 0,90. Os resultados de explicabilidade e significância para todos os quantis podem ser vistos na Tabela S1.

Resultados

Foram capturados 68 indivíduos, pertencentes a 24 espécies distribuídas em 14 famílias, com peso variando de 1,7g a 112,2g. A temperatura variou 5,9° C em 4 horas — de 26,2°C às 6 h até 32,1°C às 10h (Tabela S2).

O peso corporal das aves capturadas não diferiu com a mudança na temperatura, mas é possível perceber uma tendência de diminuição geral do peso corporal das aves com o aumento da temperatura (Figura 1). Dentro do grupo amostrado das aves maiores, a tendência de diminuição do peso corporal foi suave (Figura 1, linha cinza grossa). Quando os indivíduos mais leves recebem maior peso na análise, a tendência de diminuição de peso em função da temperatura se faz mais clara (Figura 1, linha cinza fina).

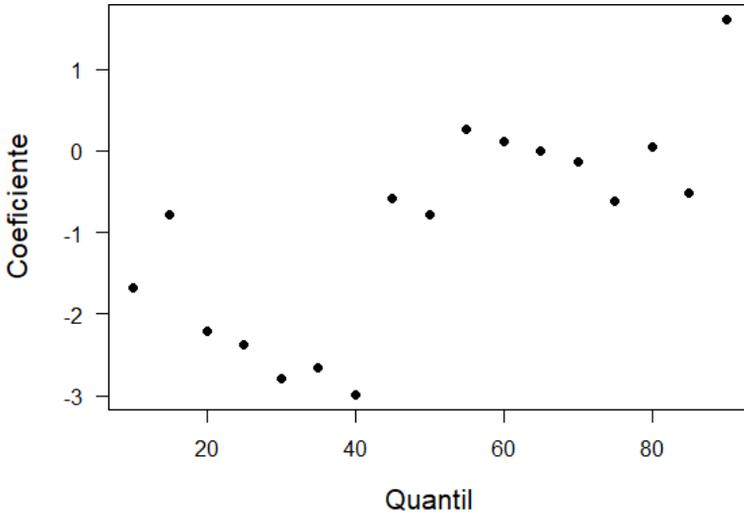
Figura 1 - Regressão quantílica do peso corporal das aves capturadas na FLONA Açú entre 27 e 29/V/2019 em função da temperatura atmosférica ao longo do dia. As linhas representam a média (em vermelho), a mediana (azul), As linhas cinzas representam animais com pesos extremos; indivíduos pequenos acima do quantil 0.25 (cinza fina, embaixo) e indivíduos grandes abaixo do quantil 0.75 (cinza espessa, em cima).



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Em busca de identificar padrões mais claros para a relação entre o peso corporal e a temperatura do ambiente, foi investigada a relação dos valores de significância das regressões construídas, para os 17 quantis, em função dos próprios quantis (Figura 2). Foi observado que em regressões para quantis mais baixos (de 0,1 a 0,4), os valores de P tendem a ser menores, e as significâncias das relações, por sua vez, maiores. Não houve significância para quaisquer regressões em quantis maiores (de 0,45 a 0,9).

Figura 2 - Relação entre os coeficientes obtidos através das regressões quantílicas com os respectivos quantis.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

As regressões quantílicas mostraram a tendência de ocorrência do padrão procurado quando mais peso foi dado na análise para as espécies mais leves da amostra (Figura 2, Tabela S2). Para quantis abaixo de 0,45, a relação entre temperatura e tamanho do corpo foi significativa para a maior parte das regressões (Tabela S2). Esse era o padrão esperado tendo em vista o mecanismo ecofisiológico de relação superfície/volume dos animais. Diferente do hipotetizado, indivíduos maiores não foram afetados com a variação na temperatura.

Além do risco de superaquecimento, outros mecanismos podem estar modelando o padrão encontrado. Um dos fatores mais bem relacionados com padrão de atividade dos organismos é a disponibilidade de recursos. Alguns recursos, como certas espécies vegetais e seus respectivos polinizadores artrópodes, não são ativos homogeneamente durante o dia. Há evidências que mostram que há diferença na atividade de animais grandes e pequenos para diversos insetos, como abelhas (BIESMEIJER, 2003), lagartas (CASEY, 1976) e besouros (HONEK, 1997), agentes polinizadores e recursos importantes para aves insetívoras, é modulada pela temperatura (DIGBY, 1954; WILLMER; UNWIN, 1981). Nesses casos, insetos menores evitam a exposição a temperaturas mais altas para evitar superaquecimento. Desse modo, a atividade dos insetos estaria sendo regida pela temperatura, enquanto a atividade das aves estaria sendo regida pela atividade dos insetos, e a temperatura teria, portanto, apenas um papel indireto na modulação da atividade das aves. Aves menos especializadas, por sua vez, podem estender seu período de atividade pois, por usufruírem de uma gama maior de recursos, podem trocar sua alimentação de origem animal para vegetal quando os recursos animais estiverem menos ativos, por exemplo.

As aves maiores não tiveram atividade reduzida com o aumento da temperatura. Este resultado indica que (i) aves maiores suportam a variação da temperatura diária

sem prejuízos fisiológicos ou que (ii) aves maiores têm sua distribuição temporal diária controlada por outros fatores. Dentre esses possíveis fatores, pode-se destacar a absorvância. A absorvância é a medida da quantidade de radiação que é absorvida pelo corpo do organismo, e pode ser mediada pela plumagem de diversas maneiras, como pela coloração ou propriedades ópticas das penas. Dessa forma, plumagens mais escuras e/ou mais opacas tendem a absorver mais energia, enquanto plumagens mais claras e/ou mais transparentes tendem a absorver menos energia (STUART-FOX; NEWTON; CRUSELLA-TRULLAS, 2017). A estrutura da plumagem, como a densidade e o arranjo das penas, também pode desempenhar papel importante na quantidade de energia absorvida ou refletida e é por vezes melhor relacionada com a absorvância do que a própria coloração (WALSBERG; CAMPBELL; KING, 1978; STUART-FOX; NEWTON; CRUSELLA-TRULLAS, 2017). Como a plumagem também serve como isolante térmico, a medida em que a plumagem aumenta em densidade e isolamento, o efeito da temperatura para o ganho de calor tende a ser reduzido (WALSBERG; CAMPBELL; KING, 1978; DAWSON; WEBSTER; MALONEY, 2014).

Desde o século XVI, quando vislumbrado por Bergmann, o padrão macroecológico de distribuição dos organismos tem sido relacionado com mecanismos ecofisiológicos de regulação térmica. Quando grandes variações temporais, como a variação anual das temperaturas, podem ser sintetizadas

em variações temporais de menor escala, como nas variações diárias de temperatura, faz-se plausível que a distribuição dos organismos apresente padrão robusto também em escalas menores. Este é o primeiro trabalho, que tenho conhecimento, a mostrar respostas comportamentais a variações de temperatura diárias em organismos endotérmicos na Caatinga, relacionando-as aos mecanismos ecofisiológicos. Isso faz com que a temperatura não seja tratada como um fator importante apenas indiretamente para os animais, através da facilitação na disponibilidade de recursos, mas também como fator diretamente importante, impactando a fisiologia e a ecologia de animais endotérmicos viventes no semiárido.

Agradecimentos

Agradeço à CAPES pela bolsa concedida, que possibilitou a minha dedicação exclusiva à pesquisa. Agradeço ao Instituto Chico Mendes de Biodiversidade e seus funcionários dedicados à Floresta Nacional de Açú, que deram estrutura a mim e a todos os outros projetos realizados no período do curso de Ecologia de Campo, e a tantos outros projetos que contribuem com a conservação da biodiversidade, em especial no semiárido. Agradeço às pessoas que trabalharam na coleta dos dados comigo e àquelas que disponibilizaram seus dados coletados em outras oportunidades para que fossem usados nesse trabalho. Agradeço imensamente a Vanessa, ao Mauro e

ao Dadão, que estiveram sempre de prontidão, fazendo o que fosse necessário para tudo dar certo. Agradeço enormemente a todas as aves que se prontificaram a comparecer às redes de neblina, me permitindo ser ornitóloga por um dia e a ser mais ecóloga hoje do que fui ontem. Obrigada!

Referências

- AMORIM, L. D. M.; SOUSA, L. O. F.; OLIVEIRA, F. F. M.; CAMACHO, R. G. V.; MELO, J. I. M. Fabaceae na Floresta Nacional (FLONA) de Assú, semiárido potiguar, nordeste do Brasil. **Rodriguésia**, [S. l.], v. 67, n. 1, p. 105-123, 2016.
- BIESMEIJER, J. J. M. P. J. C. Thermal constraints for stingless bee foragers: the importance of body size and coloration. **Oecologia**, [S. l.], v. 137, n. 1, p. 42-50, sept. 2003.
- BLACKBRUN, T. I. M. M.; GASTON, K. J.; LODER, N.; CENTRE, N. Geographic gradients in body size: a clarification of Bergmann's rule. **Diversity and Distributions**, [S. l.], v. 5, n. 4, p. 165-174, jul. 1999.
- BROMMER, J. E.; HANSKI, I. K.; KEKKONEN, J.; VA, R. A. Bergmann on the move: a temporal change in the latitudinal gradient in body mass of a wild passerine. **Journal of Ornithology**, [S. l.], v. 156, n. 4, p. 1105-1112, mar. 2015.
- CADE, B. S.; NOON, B. R. A gentle introduction to quantile regression for ecologists. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [S. l.], v. 1, n. 8, p. 412-420, oct. 2003.
- CASEY, T. M. Activity Patterns, Body Temperature and Thermal Ecology in Two Desert Caterpillars (Lepidoptera: Sphingidae). **Ecology**, [S. l.], v. 57, n. 3, p. 485-497, may 1976.
- DAWSON, T. J.; WEBSTER, K. N.; MALONEY, S. K. The fur of mammals in exposed environments; do crypsis and thermal needs necessarily conflict? The polar bear and marsupial koala compared. **J Comp Physiol B**, [S. l.], v.184, n. 2, p. 273-284, 2014.
- DIGBY, P. S. B. Factors affecting the temperature excess of insects in sunshine. **The Journal of Experimental Biology**, [S. l.], v. 32, n. 1, p. 279-298, 1954.

GEISER, F. Hibernation. **Current Biology**, [S. l.], v. 23, n. 5, p. 188–193, mar. 2013.

HONEK, A. The effect of temperature on the activity of Carabeidae (Coleoptera) in a fallow field. **European Journal of Entomology**, [S. l.], v. 94, n. 1, p. 97–104, 1997.

KOENKER R. **Quantreg**: quantile regression. [S. l.]: CRAN-R project, 2021. R package version 5.86. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=quantreg>. Acesso em: 12 jan. 2022.

MARRA, P. P.; FRANCIS, Æ. C. M.; MULVIHILL, R. S.; MOORE, Æ. F. R. The influence of climate on the rate and timing of bird migration. **Oecology**, [S. l.], v. 142, n. 2, p. 307–315, feb. 2005.

MAYR, E. Geographical Character Gradients and Climatic Adaptation. **Evolution**, [S. l.], v. 10, n. 1, p. 105–108, mar. 1956.

MEIRI, S.; DAYAN, T. On the Validity of Bergmann's Rule. **Journal of Biogeography**, [S. l.], v. 30, n. 3, p. 331–351, mar. 2003.

PICHORIM, M.; DAMASCENO, J. P. T.; TOLEDO-LIMA, G.; ARAÚJO, R. D.; FERREIRA, P. V. S. **Guia de Aves da Estação Ecológica do Seridó**. 1. ed. Natal: Caule de Papiro, 2016.

PINCHERA-DONOSO, D. The balance between predictions and evidence and the search for universal macroecological patterns: taking Bergmann's rule back to its endothermic origin. **Theory Biosci**, [S. l.], v. 129, n. 4, p. 247–253, dec. 2010.

R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2018. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 6 set. 2021.

RODRÍGUEZ, M. Á.; OLALLA-TÁRRAGA, M. Á.; HAWKINS, B. A. Bergmann's rule and the geography of mammal body size in the Western Hemisphere. **Global Ecology and Biogeography**, [S. l.], v. 17, n. 1, p. 274–283, 2008.

KOENKER, Roger. **Quantreg**: quantile regression. [S. l.]: CRAN – Package quantreg, 2018. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=quantreg>. Acesso em: 6 set. 2021.

SALEWSKI, V.; WATT, C. Bergmann's rule: a biophysiological rule examined in birds. **Oikos**, [S. l.], v. 126, n. 2, feb. 2016.

STUART-FOX, D.; NEWTON, E.; CLUSELLA-TRULLAS, S. Thermal consequences of colour and near-infrared reflectance. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [S. l.], v. 372, n. 1724, p. 1-8, jul. 2017.

WALSBERG, G. E.; CAMPBELL, G. S.; KING, J. R. Animal Coat Color and Radiative Heat Gain: a re-evaluation. **Journal of Comparative Physiology**, [S. l.], v. 126, n. 1, p. 211–222, sept. 1978.

WILLMER, P. G.; UNWIN, D. M. Field Analyses of Insect Heat Budgets: reflectance, size and heating rates. **Oecologia**, [S. l.], v. 50, n. 1, p. 250–255, aug. 1981.

Material Suplementar

Tabela 1 - Coeficientes resultantes das regressões quantílicas para o peso das aves capturadas na FLONA de Açú entre 27 e 29/V/2019. A importância dada aos pesos mais altos aumenta a medida em que o valor do quantil aumenta.

Quantil	Coefficiente	Erro Padrão	T	P
0,10	-1,68	0,89	-1,87	0,06
0,15	-0,78	0,76	-1,01	0,31
0,20	-2,21	0,93	-2,36	0,02
0,25	-2,37	1,42	-1,66	0,09
0,30	-2,78	1,60	-1,73	0,08
0,35	-2,66	1,74	-1,52	0,13
0,40	-2,98	1,45	-2,05	0,04
0,45	-0,58	1,38	-0,41	0,67
0,50	-0,79	1,49	-0,52	0,59
0,55	0,26	1,54	0,16	0,86
0,60	0,11	1,46	0,07	0,93
0,65	0,00	1,84	0,00	1,00
0,70	-0,13	1,93	-0,06	0,94
0,75	-0,61	3,24	-0,18	0,85
0,80	0,04	3,64	0,01	0,99
0,85	-0,51	4,73	-0,10	0,91
0,90	1,60	5,07	0,31	0,75

Tabela 3 - Lista de espécies capturadas durante os dias de amostragem (27 a 29/V/2019). Aqui, todas os dias de coleta foram acoplados, e estão discriminadas apenas as revisões, independente do dia de coleta. Animais cujo peso não foi coletado foram retirados das análises.

Família	Espécie	Peso	Revisão	Temperatura
Trochilidae	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	1,7	1	26,2
Troglodytidae	<i>Troglodytes musculus</i>	10,2	1	26,2
Thraupidae	<i>Coryphospingus pileatus</i>	14,5	1	26,2
Thraupidae	<i>Coryphospingus pileatus</i>	15,0	1	26,2
Tyrannidae	<i>Elaenia chilensis</i>	16,0	1	26,2
Tityridae	<i>Pachyrhamphus polychopterus</i>	19,0	1	26,2
Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	24,5	1	26,2
Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	25,0	1	26,2
Psittacidae	<i>Forpus xanthopterygius</i>	25,0	1	26,2
Tyrannidae	<i>Empidonomus varius</i>	28,2	1	26,2
Thraupidae	<i>Paroaria dominicana</i>	29,3	1	26,2
Dendrocolaptidae	<i>Lepitocolaptes angustirostris</i>	29,7	1	26,2
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	31,1	1	26,2
Columbidae	<i>Columbina minuta</i>	34,5	1	26,2
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	35,0	1	26,2

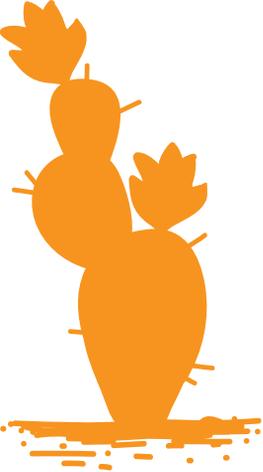
Resposta da atividade de aves diurnas para a variação de temperatura diária no semiárido potiguar

Thraupidae	<i>Paroaria dominicana</i>	35,0	1	26,2
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	35,8	1	26,2
Thraupidae	<i>Paroaria dominicana</i>	36,0	1	26,2
Columbidae	<i>Columbina picui</i>	37,0	1	26,2
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	37,0	1	26,2
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	37,1	1	26,2
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	37,5	1	26,2
Columbidae	<i>Columbina picui</i>	38,0	1	26,2
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	38,3	1	26,2
Columbidae	<i>Columbina picui</i>	40,1	1	26,2
Columbidae	<i>Columbina picui</i>	40,5	1	26,2
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	42,5	1	26,2
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	44,0	1	26,2
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	46,0	1	26,2
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	46,5	1	26,2
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	47,0	1	26,2
Furnariidae	<i>Pseudoseisura cristata</i>	47,0	1	26,2
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	51,0	1	26,2
Furnariidae	<i>Pseudoseisura cristata</i>	52,0	1	26,2

Furnariidae	<i>Pseudoseisura cristata</i>	52,5	1	26,2
Turdidae	<i>Turdus rufiventris</i>	61,0	1	26,2
Turdidae	<i>Turdus rufiventris</i>	63,3	1	26,2
Mimidae	<i>Mimus saturninus</i>	74,5	1	26,2
Turdidae	<i>Turdus rufiventris</i>	80,8	1	26,2
Corvidae	<i>Cyanocorax cyanopogon</i>	89,5	1	26,2
Thraupidae	<i>Nemosia pileata</i>		1	26,2
Thraupidae	<i>Nemosia pileata</i>		1	26,2
Rhynchocyclidae	<i>Todirostrum cinereum</i>	6,5	2	28,6
Rhynchocyclidae	<i>Tolmomyias flaviventris</i>	10,0	2	28,6
Troglodytidae	<i>Troglodytes musculus</i>	10,4	2	28,6
Thraupidae	<i>Volatinia jacarina</i>	10,5	2	28,6
Furnariidae	<i>Synallaxis frontalis</i>	10,6	2	28,6
Tityridae	<i>Pachyramphus polychopterus</i>	18,0	2	28,6
Columbidae	<i>Columbina minuta</i>	31,5	2	28,6
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	37,5	2	28,6
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	47,1	2	28,6
Rhynchocyclidae	<i>Todirostrum cinereum</i>	5,6	3	31,5
Thraupidae	<i>Coryphospingus pileatus</i>	14,5	3	31,5

Resposta da atividade de aves diurnas para a variação de temperatura diária no semiárido potiguar

Thraupidae	<i>Coryphospingus pileatus</i>	17,0	3	31,5
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	38,6	3	31,5
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	41,8	3	31,5
Turdidae	<i>Turdus rufiventris</i>	69,5	3	31,5
Tityridae	<i>Pachyramphus polychopterus</i>	18,0	4	31,9
Columbidae	<i>Columbina minuta</i>	32,5	4	31,9
Columbidae	<i>Columbina minuta</i>	32,5	4	31,9
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	43,0	4	31,9
Corvidae	<i>Cyanocorax cyanopogon</i>	112,2	4	31,9
Troglodytidae	<i>Troglodytes musculus</i>	10,5	5	32,0
Tyrannidae	<i>Myiodynastes maculatus</i>	38,6	5	32,0
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	40,1	5	32,0
Rhynchocyclidae	<i>Tolmomyias flaviventris</i>	11,0	6	32,1
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	49,0	6	32,1
Corvidae	<i>Cyanocorax cyanopogon</i>	98,9	6	32,1



Riqueza e Diversidade de Aves da Caatinga em Ambientes de Interior e Borda de Mata

*Morais A. B.
Franco J. R. A.
Vasquez V. L.*

Resumo

O efeito de borda e a fragmentação são duas das maiores ameaças às aves da Caatinga. Por isso, é importante entender como esses fatores afetam a composição de espécies nas comunidades. O objetivo deste trabalho foi comparar o número de capturas de aves, a riqueza de espécies e os índices de diversidade Shannon-Wiener e β , em áreas de borda e interior de mata com diferentes estruturas de vegetação localizadas em um fragmento de Caatinga. Para tal, amostramos aves

utilizando cinco redes de neblina em cada ambiente (borda e interior) por cinco horas (05h às 10h). Revisamos as redes a cada 45 minutos e as aves capturadas foram identificadas, pesadas e soltas. Capturamos um total de 21 espécies. No ambiente de interior e borda obtivemos uma riqueza total de 10 e 14 espécies, respectivamente. O número de espécies e quantidade de indivíduos capturados diminuiu ao longo das revisões. O ambiente de borda foi mais diverso pelo índice de Shannon ($H = 2,278$) do que o de interior ($H = 2,176$) enquanto que a equitabilidade mostrou resultado contrário ($J = 0,888$ na borda e $J = 0,945$ no interior). A variação temporal da diversidade entre as comunidades dos ambientes não evidenciou diferença significativa ($p > 0,05$). Apesar disso, as composições das comunidades de borda e de mata variaram, demonstrando que a diversidade β possui maior força na estruturação da comunidade local. Portanto, pesquisas que buscam entender a dinâmica de fragmentos florestais são importantes para a compreensão dos mecanismos de persistências das aves da caatinga e, paralelamente, das espécies que estão direta e indiretamente relacionadas aos efeitos de borda.

Palavras-chave: Abundância de aves; Avifauna; Diversidade funcional; Fragmentação; FLONA Açu.

Introdução

Áreas exploradas em todo o mundo possuem em comum o fato de formarem no passado ambientes naturais contínuos. Ao longo do tempo, esses habitats foram progressivamente transformados em remanescentes isolados. Esse processo é conhecido como fragmentação de habitat e é considerado como uma das principais ameaças à biodiversidade mundial (PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006). Diversos fatores são indicados como influenciadores na resposta das espécies à fragmentação, como o tamanho da área do remanescente, o tempo de isolamento e o grau de conectividade entre os fragmentos (PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006). Além desses, uma consequência inevitável da fragmentação florestal é um drástico aumento na formação de bordas de habitat (RICKLEFS, 2003). Esse aumento expõe as espécies a uma série de mudanças microclimáticas distintas, associadas às bordas das florestas, que criam gradientes borda-interior com diferentes características ambientais (PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006). As áreas de borda comumente criam efeitos em cascata que levam a alterações na abundância, riqueza e diversidade de espécies. Por exemplo, Pires, Fernandez e Barros (2006) sugere que o aumento das áreas de bordas aumenta a quantidade de luz disponível, o que favorece o crescimento de vegetações pioneiras, as quais atraem animais herbívoros específicos e seus predadores, que interagem com

as espécies do interior do fragmento. Além disso, a mesma autora cita a possibilidade de bordas agirem como “armadilhas ecológicas” para as aves, uma vez que se mostram áreas propícias para nidificação, mas também apresentam taxas de predação mais elevadas. Dessa forma, é possível afirmar que as alterações estruturais promovidas pelo aumento das áreas bordas também alteram a composição e abundância da fauna e flora associada ao local.

A Caatinga apresenta características climáticas de alta radiação solar, baixa nebulosidade, baixa umidade relativa e alta temperatura média anual, o que reflete em uma vegetação xérica sujeita a períodos de seca (SOUZA *et al.*, 2014). As precipitações do semiárido da Caatinga são baixas e irregulares, e a estação de seca é bastante variável entre as diferentes regiões (LEAL *et al.*, 2005). A heterogeneidade da Caatinga permite variados tipos de vegetação e alto grau de endemismo florístico (ALBUQUERQUE *et al.*, 2012). Apesar disso, a distribuição, a evolução e a ecologia da avifauna da Caatinga possuem poucos estudos (LEAL *et al.*, 2003).

A composição e riqueza das comunidades de aves respondem de diferentes formas ao longo do espaço e tempo e no geral essas mudanças refletem a alta variabilidade interanual no regime de chuvas a que o domínio morfoclimático da Caatinga está sujeito. Essa variabilidade impõe severas condições, e é a base que modula as adaptações da avifauna residente (que

se reproduzem na região) e migração de espécies visitantes (que não se reproduzem na região) (ARAÚJO; SILVA, 2017). As aves da Caatinga possuem grande relevância não só ecológica, mas também social-econômica, uma vez que, historicamente, elas fazem parte de diversos aspectos da vida das populações humanas que vivem nessas áreas (PICHORIM *et al.*, 2016). Apesar da enorme importância de sua vegetação para a avifauna, menos de 2% da caatinga está protegida por áreas de proteção integral (PORTO, 2008) e tem passado por um intenso processo de degradação, apresentando hoje susceptibilidade de moderada a alta à desertificação (LEAL *et al.*, 2005). Esse fato deixa a avifauna especialmente vulnerável ao cenário de desmatamento acelerado, fragmentação e perda de biodiversidade da Caatinga (AMORIM *et al.*, 2016), sendo necessários novos estudos sobre sua conservação (VIEIRA *et al.*, 2015; TOMASELLA *et al.*, 2018).

Nesse sentido, o objetivo do nosso estudo foi comparar o número de capturas de espécies de aves, a riqueza e a diversidade de espécies em áreas de borda e interior de mata fechada com diferentes estruturas de vegetação em um fragmento de Caatinga. Nossa hipótese é de que a riqueza e a diversidade de aves sejam maiores em vegetação de mata fechada devido às melhores condições de recursos, condições microclimáticas favoráveis e quantidade de habitats promovidos pela diversidade de espécies arbóreas.

Material e Métodos

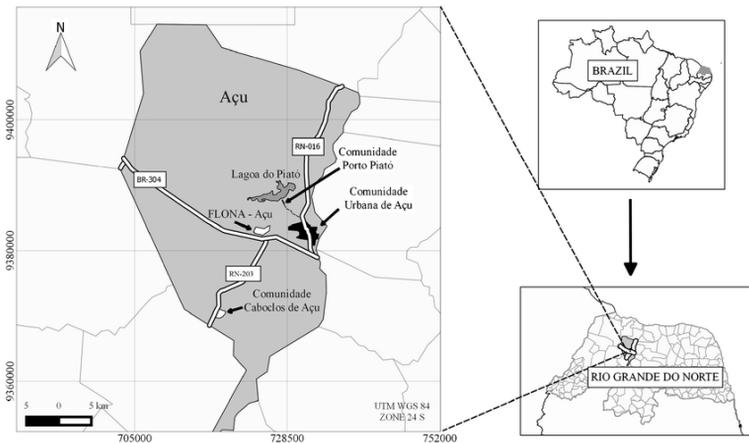
Área de estudo e amostragem

O trabalho foi desenvolvido na Floresta Nacional (FLONA) de Açú, localizada no município de Assú, Rio Grande do Norte, Brasil (Figura 1). A FLONA é uma Unidade de Conservação Federal criada a partir da portaria n.º 245 de 18/07/2001, cujo objetivo é de promover o manejo adequado dos recursos da Caatinga. De acordo com Soares *et al.* (2017) os recursos florestais em Assú têm sido historicamente explorados, causando altos níveis de desflorestamento e fragmentação florestal. Nessa área, a FLONA é um dos maiores fragmentos de Caatinga protegida.

Dentro da FLONA, foram selecionados dois ambientes com diferentes estruturas de vegetação, sendo um ambiente de interior e outro ambiente de borda de fragmento florestal. O ambiente de interior se caracterizava por uma vegetação densa arbóreo-arbustiva, com baixa abertura de dossel e separado da borda por cerca de 200 m. A área da borda do fragmento, apresentava uma vegetação predominante de espécies herbáceas, com alta luminosidade e grande abertura de dossel. A sede principal da FLONA localiza-se ao lado do ambiente de borda, caracterizado por uma área ampla e aberta, com poucas espécies arbóreas espaças. Em cada um desses ambientes, foram instaladas cinco redes de neblina de

18 x 3 m, com cinco bolsas de captura em cada rede e malha de 35 mm (Figura 2). Durante a noite as redes foram fixadas ao longo de uma transecção de 90 m em cada ambiente. As redes foram abertas para captura das aves na manhã do dia seguinte (26/05/2019) entre 05h e 10h. Foram feitas um total de seis revisões para a retirada dos animais capturados, as quatro primeiras de hora em hora, iniciando às 6h10 da manhã, as duas últimas em um intervalo de aproximadamente 30 minutos. Essa diminuição no tempo de revisão das redes foi feita a fim de evitar o superaquecimento dos animais capturados devido ao calor consequente do horário.

Figura 1 - Localização da área de estudo da FLONA, de Açú no município de Assú, estado do Rio Grande do Norte, Brasil.



Fonte: Soares *et al.* (2017).

Em cada revisão das redes, as aves foram capturadas e acondicionadas em sacos de tecido para posterior análise. Para cada ave foram registrados o número da rede e o estrato vertical em que ela foi encontrada. Posteriormente, os animais foram identificados em nível de família e espécie baseado em Pichorim *et al.* (2016).

Análises estatísticas

Elaboramos gráficos descritivos representando a quantidade de capturas e o número de espécies por revisão das redes em cada um dos ambientes amostrados. Para comparar a diversidade de aves e a composição de espécies, entre os ambientes de interior e borda, utilizamos o índice de Shannon-Wiener, a diversidade β (Homogeneidade multivariada de dispersões de grupos – variâncias) e uma descrição da diversidade funcional. A diversidade β foi analisada com auxílio do pacote Vegan (OKSANEN *et al.*, 2019) para verificar como a composição das comunidades mudou em função do tempo de revisão e do espaço (tratamentos de interior e borda) através do gráfico de Análise de Coordenadas Principais (PCOA). Todas as análises estatísticas foram realizadas no Software R (2018).

Figura 2 - Instalação das redes de neblina para a captura de aves no ambiente de borda (A) e interior (B) de mata na FLONA de Açú, Rio Grande do Norte.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Resultados

Capturamos um total de 42 indivíduos de 21 espécies pertencentes a 12 famílias (Tabela 1). O ambiente de borda foi

o mais rico, com 14 espécies no total, enquanto no ambiente de interior foram registradas apenas 10 espécies (Figura 3).

A quantidade de capturas reduziu no decorrer do tempo ao longo das revisões. Na primeira revisão, entre seis e sete horas da manhã, foram capturadas 13 espécies na borda e 5 no interior da mata (Figura 4). Esse foi o maior número de espécies amostradas em uma checagem de redes para ambos os tratamentos. Na última checagem apenas uma espécie foi registrada na área de interior de mata e nenhuma espécie foi encontrada na área de borda (Figura 4).

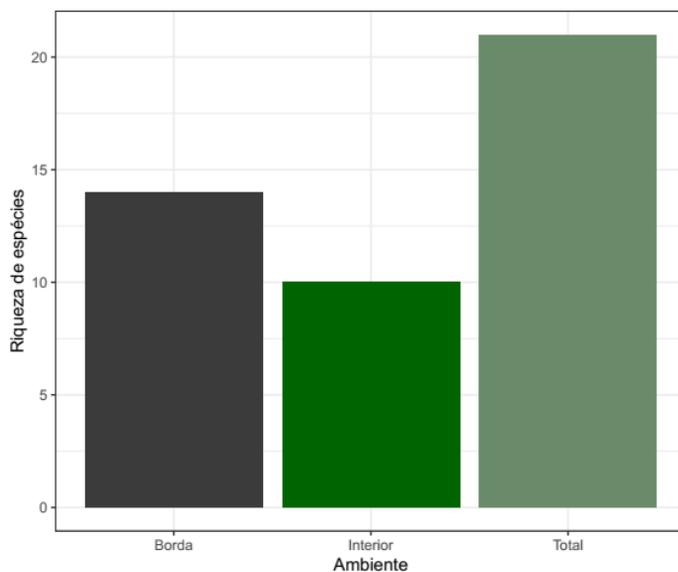
Tabela 1 - Espécies de aves capturadas na FLONA de Açú, Rio Grande do Norte, para comparação das comunidades de borda e interior.

Espécies	Número de capturas	
	Borda	Interior
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	1	-
<i>Columbina minuta</i>	2	-
<i>Columbina picui</i>	1	1
<i>Columbina talpacoti</i>	3	3
<i>Coryphospingus pileatus</i>	2	-
<i>Cyanocorax cyanopogon</i>	1	3
<i>Elaenia chilensis</i>	1	-
<i>Empidonomus varius</i>	1	-
<i>Forpus xanthopterygius</i>	1	-
<i>Lepitocolaptes angustirostris</i>	1	1
<i>Myiodynastes maculatus</i>	1	1
<i>Nemosia pileata</i>	1	-

<i>Pachyrhamphus polychopterus</i>	1	2
<i>Paroaria dominicana</i>	1	-
<i>Pitangus sulphuratus</i>	1	-
<i>Pseudoseisura cristata</i>	1	-
<i>Synallaxis frontalis</i>	-	1
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	-	1
<i>Troglodytes musculus</i>	1	-
<i>Turdus rufiventris</i>	-	1
<i>Volatinia jacarina</i>	-	1

Fonte: elaboração dos autores (2019).

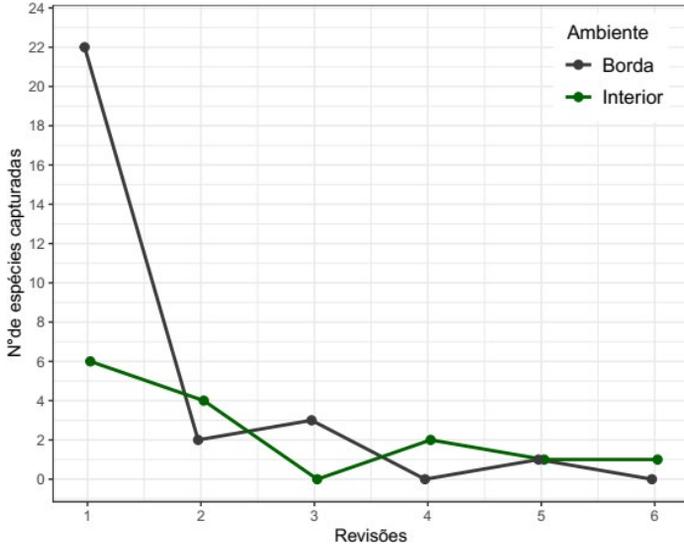
Figura 3 - Riqueza de aves capturadas por ambiente (borda e interior) e número de espécies total na FLONA de Açú, RN em 26/05/2019 para fins de comparação entre as comunidades.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

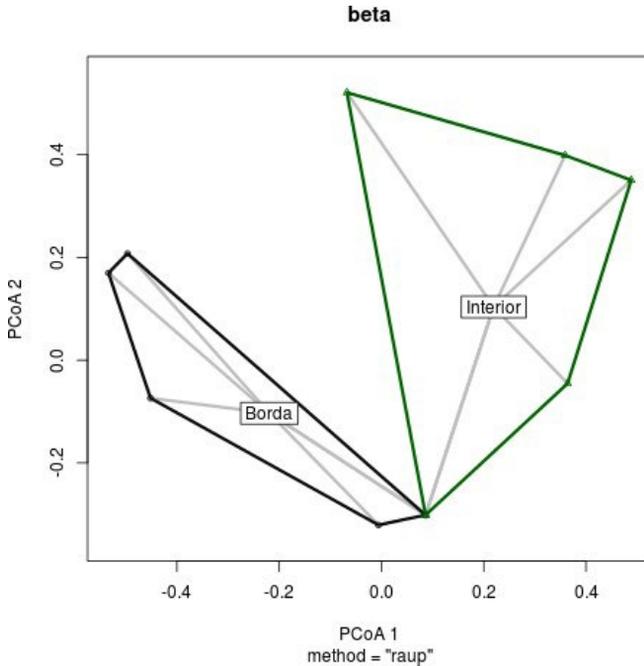
O índice de diversidade de Shannon-Wiener evidenciou que a área de borda foi mais diversa ($H = 2,278$) do que a de interior ($H = 2,176$), enquanto que a equitabilidade mostrou resultado contrário, sendo a área de borda menos equitativa ($J = 0,888$) que a de mata ($J = 0,945$). O índice de diversidade β (Homogeneidade multivariada de dispersões de grupos – variâncias) não demonstrou variação entre as comunidades dos dois tratamentos (distância média para o centroide de 0,5661 e 0,5380 para borda e interior respectivamente; $F = 0,54$; $P > 0,05$) (Figura 5). Apesar disso, as revisões de borda tiveram menor variação do que as revisões de interior de mata fechada (Figura 5). Das 14 espécies capturadas no ambiente de borda, 11 foram exclusivas da borda e das 10 espécies capturadas no ambiente fechado, quatro espécies foram exclusivas (Tabela 1). Não obstante aos termos realizado seis revisões, apenas cinco delas aparecem no gráfico. Isso acontece porque na última revisão nenhuma espécie foi capturada nas redes instaladas no ambiente de borda e, na região fechada, uma mesma espécie foi capturada nas duas últimas revisões. Considerando isso, ocorre uma sobreposição dos pontos apresentados na figura entre 0 e 0,2 da PCoA 1 (Figura 5).

Figura 4 - Número de espécies capturadas por revisão ao longo do trabalho. As revisões se referem aos horários de registros das espécies capturadas. Cada registro e checagem de espécies capturadas na rede foram feitos com intervalos de cerca de 1 hora, até completar um total de seis revisões.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

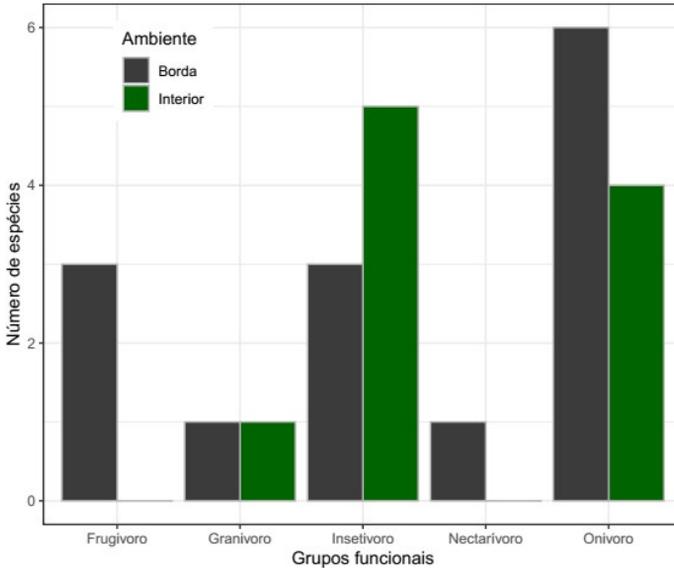
Figura 5- Distâncias da diversidade β entre área de interior de mata fechada e borda do fragmento em relação ao centroide. Cada reta representa uma distância, com retas maiores apresentando maior diversidade de espécies.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Toda a área amostrada teve um total de cinco grupos funcionais (Figura 6). Em relação à diversidade funcional, o ambiente de borda foi o mais diverso, sendo observados cinco grupos funcionais: frugívoros, granívoros, insetívoros, nectarívoros e onívoros, enquanto nas áreas de interior foram observados três grupos funcionais: granívoro, insetívoro e onívoro (Figura 6).

Figura 6 - Número de espécies encontradas por grupos funcionais entre os ambientes de interior de mata e borda. Dois grupos funcionais não foram encontrados no interior do fragmento, entre eles frugívoros e nectarívoros. Os grupos funcionais com maior número de espécies foram insetívoros e onívoros para ambos os locais de estudo.



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

Diferente do que esperávamos, a riqueza de espécies na área de borda foi maior do que na área de interior. Além disso, a área de borda se mostrou mais diversa (índice de diversidade de Shannon- Wiener) tanto na composição das espécies quanto na quantidade de grupos funcionais, porém, com menor equitabilidade. O cálculo da homogeneidade multivariada de

dispersões de grupos mostrou variação temporal e espacial entre e dentro dos dois ambientes (borda e interior), porém, a diversidade β mostrou maior relevância na estruturação da comunidade.

A maior riqueza na área de borda pode ser explicada pela maior produtividade desse local, composta principalmente por herbáceas. Duas principais explicações para isso são que diferentes espécies herbáceas ofertam mais recursos e abrem as flores no período da manhã (horário em que as redes de neblina foram abertas). Observamos na área de borda grande concentração de *Ipomoea bahiensis*, *Richardia grandiflora*, *Altermanthera brasiliiana* e diversas espécies de gramíneas. E são resultados de adaptações as áreas ensolaradas e ocorrem em períodos chuvosos, servindo recursos para diferentes tipos de aves e insetos. Dessa forma, as herbáceas podem fornecer recursos para aves tanto diretamente (aves granívoras e nectarívoras) quanto indiretamente (aves insetívoras). Além disso, herbáceas podem reduzir a temperatura e as perdas de nutrientes do solo facilitando o estabelecimento de outras espécies de plantas (SCHOLES; ARCHER, 1997; VERDOODT; MUREITHI; VAN RANST, 2010; YU *et al.*, 2010; SANTOS *et al.*, 2013). Esses fatores tornam as aves mais ativas nessas regiões e podem refletir os resultados obtidos.

Outro fator importante a ser considerado é o fato de as redes de neblina não amostrarem todos os extratos da

área no interior da mata. As redes de neblina utilizadas, por exemplo, possuem altura de aproximadamente três metros, e o ambiente de interior da mata apresenta árvores maiores do que a altura máxima das redes de neblina. Ao contrário, ambiente de borda pode representar fielmente a diversidade de aves através da vegetação herbácea e subarbustiva com menor variação na altura.

Ambientes de interior de mata são mais estruturados apresentando maior heterogeneidade ambiental e, conseqüentemente, disponibilizando maior variedade de nichos e maior especialização de nichos pelas espécies (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006). Esse fator pode não explicar a riqueza de espécies, entretanto, explica a maior equitabilidade que ocorreu nesse ambiente. Alguns desses fatores permitiriam a coocorrência de maior número de espécies (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006) e, por conta disso, seria esperado que a área fechada apresentasse maior riqueza e diversidade. Possivelmente, caso as capturas tivessem ocorrido em um maior intervalo de tempo (dias ou meses) e em diferentes locais, provavelmente o número de espécies capturadas seria maior. Sendo assim, é possível que não tenhamos atingido o platô da curva do coletor.

Também é interessante notar a diferenciação da composição temporal das comunidades ao longo das revisões das redes, ocorrendo mais capturas no ambiente interior

ao passar do tempo. Esse resultado demonstra que a menor riqueza encontrada nesse local possivelmente não representa a realidade. Além disso, apesar de a diversidade β não ser significativa, ela demonstrou forte influência na estruturação das comunidades. Vale ressaltar que de todas as 24 espécies capturadas apenas três delas ocorreram nos dois tipos de habitat. Isso pode explicar a diferença na composição das comunidades de borda e de interior observados aqui.

As aves são muito diversas com grande diversidade funcional e desempenham várias funções ecológicas (SILVA *et al.*, 2003). Para as aves da Caatinga a realidade não é diferente (ARAÚJO; SILVA, 2017). Muitas espécies de aves ocorrem somente no período de chuvas para reproduzir, aproveitando a maior oferta de recursos (ARAÚJO; SILVA, 2017). Em nosso trabalho, das 24 espécies capturadas, quatro delas são migratórias (*E. chilensis*, *E. varius*, *T. rufiventris* e *V. jacarina*). Essas espécies habitam áreas abertas para obtenção de recursos (apesar de *T. rufiventris* e *V. jacarina* serem capturadas nas redes colocados no interior). Por isso, vale ressaltar a importância de preservar não somente as regiões de florestas fechadas, mas também os ambientes de bordas. Certamente isso não significa fragmentar as florestas para aumentar as bordas, mas zelar pelas condições das bordas já existentes, cuidando para a manutenção das áreas limítrofes da FLONA, como, por exemplo, evitando o a redução dessas áreas pelo desmatamento e despejo inadequado de resíduos

sólidos, realidade presente no local. Trabalhos que buscam entender a dinâmica e a interação entre aves nos fragmentos florestais são fundamentais para compreensão dos mecanismos e manutenção desse grupo no semiárido e, paralelamente, das espécies que estão direta e indiretamente relacionadas aos efeitos de borda e fragmentação. Novos estudos se tornam ainda mais importantes para a Caatinga que perdeu grande parte de sua cobertura vegetal ao longo dos anos (ARAÚJO; SILVA, 2017).

Agradecimentos

Agradecemos aos professores e amigos da disciplina de ecologia de campo 2019.1 pelas sugestões e colaboração. Somos também gratos à administração da FLONA de Açú e ao ICMBio que autorizaram nossa hospedagem e deram suporte à realização das pesquisas.

Referências

AMORIM, L. D. M.; SOUSA, L. O. F.; OLIVEIRA, F. F. M.; CAMACHO, R. G. V.; MELO, J. I. M. Fabaceae na Floresta Nacional (FLONA) de Assú, semiárido potiguar, nordeste do Brasil.

Rodriguésia, [S. l.], v. 67, n. 1, p. 105-123, 2016.

ALBUQUERQUE, U. P. *et al.* Caatinga Revisited: ecology and conservation of an important seasonal dry forest. **The Scientific World Journal**, [S. l.], v. 2012. p. 1-18, may 2012.

ARAÚJO, H. F. P.; SILVA, J. M. C. The Avifauna of the Caatinga: biogeography, ecology, and conservation. *In*: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (ed.). **Caatinga**: the largest tropical dry forest region in South America. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2017.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia**: de indivíduos a ecossistemas. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 752 p.

ICMBIO. **Floresta Nacional de Açu, Assú-RN**. Brasília, DF: MMA, 2019. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/plano-de-manejo/plano_de_manejo_flona_de_acu.pdf. Acesso em: 05 jun. 2019.

OKSANEN, Jari *et al.* **vegan**: Community Ecology Package. [S. l.]: CRAN, 2019. R package version 2.5-5. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 6 set. 2021.

LEAL, I. R.; SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; LACHER JUNIOR, T. E. Changing the Course of Biodiversity Conservation in the Caatinga of Northeastern of Brazil. **Conservation Biology**, [S. l.], v. 19, n. 3, p. 7001-7006, Jun. 2005.

PICHORIM, M.; DAMASCENO, J. P. T.; TOLEDO-LIMA, G.; ARAÚJO, R. D.; FERREIRA, P. V. S. **Guia de Aves da Estação Ecológica do Seridó**. 1. ed. Natal: Caule de Papiro, 2016.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; BARROS, C. S. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre Comunidades e Populações Animais. *In*: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. (ed.): *essências*. 1. ed. São Carlos: RiMa, 2006. p.1-23.

PORTO, P. A. F. *et al.* Composição florística de um inselbergue no Agreste Paraibano, município de Esperança, Nordeste do Brasil. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 21, n. 2, p. 214, jun. 2018

R CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2018. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 6 set. 2021.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003. p. 235.

SANTOS, J. M. F. F.; SANTOS, D. M.; LOPES, C. G. R.; SILVA, K. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAÚJO, E. L. Natural regeneration of the herbaceous community in a semiarid region in Northeastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 185, n. 10, p. 8287–8302, oct. 2013.

SCHOLES, R. J.; ARCHER, S. R. Tree Grass Interactions in Savannas. **Annual Reviews of Ecology and Systematics**, [S. l.], v. 28, n. 1, p. 517–544, nov. 1997.

SILVA, J. M. C., M. A.; SOUZA, M. A.; BIEBER, A. G. D.; CARLOS, C. J. Aves da caatinga: status, uso do habitat e sensibilidade. [S. l.: s. n.], 2003.

SOARES, D. T. N.; SFAIR, J. C.; REYES-GARCÍA, V.; BALDAUF, C. Plant Knowledge and Current Uses of Woody Flora in Three Cultural Groups of the Brazilian Semiarid Region: Does Culture Matter?.

Economic Botany, [S. l.], v. 71, n. 4, p. 314-329, 2017.

SOUZA, D. N. N. *et al.* Estudo fenológico de espécies arbóreas nativas em uma unidade de conservação de caatinga no Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. **Biotemas**, [S. l.], v. 27, n.2, p. 31-42, jun. 2014.

TOMASELLA, J.; VIEIRA, R. M. S. P.; BARBOSA, A. A.; RODRÍGUEZ, D. A.; SANTANA, M. O.; SESTINI, M. F. Desertification trends in the Northeast of Brazil over the period 2000-2016. **Int J Appl Earth Obs Geoinformation**, [S. l.], v. 73, n.1, p. 197-206, 2018.

VERDOODT, A.; MUREITHI, S. M.; VAN RANST, E. Impacts of management and enclosure age on recovery of the herbaceous rangeland vegetation in semi-arid Kenya. **Journal of Arid Environments**, [S. l.], v. 74, n. 9, p. 1066-1073, 2010

VIEIRA, R. M. S. P. *et al.* Identifying areas susceptible to desertification in the Brazilian northeast. **Solid Earth**, [S. l.], v. 6, n. 1, p. 347-360, 2015.

YU, F.; LI, P.; LI, S.; HE, W. *Kobresia tibetica* tussocks facilitate plant species inside them and increase diversity and reproduction. **Basic and Applied Ecology**, [S. l.], v. 11, n. 8, p. 743-751, 2010.

Material Suplementar

Pranchas fotográficas das espécies de aves capturadas em ambientes de borda e interior de um fragmento florestal da FLONA de Açú, no município de Assú, Rio Grande do Norte, Brasil.

Figura 1 - Espécies de aves capturadas na FLONA de Açú, Rio Grande do Norte, Brasil.

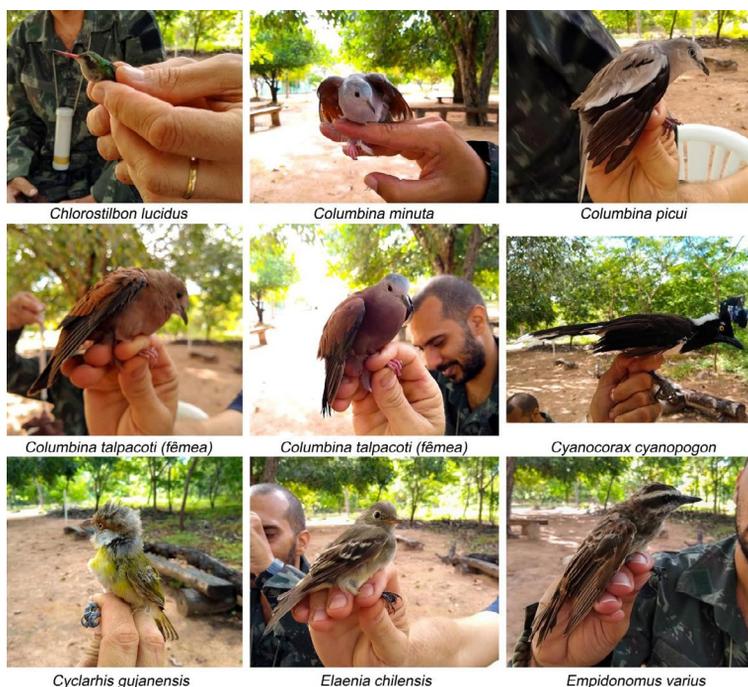
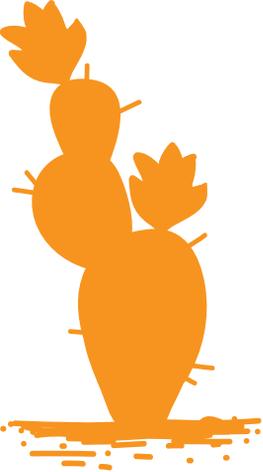


Figura 2 - Espécies de aves capturadas na FLONA de Açú, Rio Grande do Norte, Brasil.





Tamanho é documento? Relações entre o tamanho do corpo e infestação parasitária em lagartos da Caatinga

*Bezerra P. E. S.
Brito S. S. H.*

Resumo

O ectoparasitismo é capaz de afetar alguns componentes da dinâmica das populações de seus hospedeiros, como regulação do tamanho das populações, densidade, reprodução e seleção sexual. Do mesmo modo, existem características do hospedeiro que afetam a comunidade parasitária, como a dieta, comportamento, tamanho corporal e estado hormonal. Particularmente, a infestação parasitária em lagartos pode refletir o tamanho corporal dos hospedeiros e a região do

corpo acometida. Os objetivos deste trabalho são os seguintes: (i) avaliar de que maneira o tamanho corporal dos lagartos influencia a infestação por parasitas e (ii) avaliar se a carga parasitária difere em relação a região do corpo acometida. Assim, hipotetizamos que (i) indivíduos maiores suportariam maior infestação parasitária e (ii) regiões próximas às zonas de risco (cloaca/órgãos reprodutivos) teriam uma menor infestação parasitária. Capturamos 16 indivíduos de cinco espécies de lagartos. A análise de correlação demonstrou que quanto maior o comprimento rosto cloacal do indivíduo, maior sua infestação parasitária. Houve diferença significativa entre a infestação parasitária da região pélvica e as demais. O tamanho corporal está diretamente envolvido com a área superficial disponível para infestação, levando em consideração a premissa do parasitismo em que a utilização do recurso pelo parasita não deve causar a morte imediata do hospedeiro, indivíduos menores suportariam menor infestação parasitária. Encontramos diferença entre a infestação parasitária nas bolsas acarinas da região pélvica. As bolsas acarinas das regiões axilares apresentaram maior quantidade de ácaros, sugerimos, portanto, que a infestação parasitária tende a ser menor em regiões com maior risco para o animal, isto é, áreas onde maior infestação parasitária implicaria em maiores danos à condição corporal do hospedeiro envolvido.

Palavras-chave: Interação parasito-hospedeiro; Ectoparasitismo; Bolsa acarina; Ácaros.

Introdução

O ectoparasitismo é um tipo de interação na qual os parasitos se instalam sobre as superfícies dos corpos de seus hospedeiros. Essa relação afeta alguns componentes da dinâmica das populações de seus hospedeiros, como regulação do tamanho das populações, densidade, reprodução e seleção sexual (CURTIS; BAIRD, 2008). Podendo agir a nível individual afetando o estado nutricional, taxa de forrageio e comportamento de fuga (LEHMANN, 1993). Do mesmo modo, existem características do hospedeiro que afetam a comunidade parasitária, como a dieta, comportamento, tamanho corporal e estado hormonal (KLEIN, 2004).

É relatada a existência de uma ampla gama de relações estáveis envolvendo ectoparasitas e hospedeiros, como por exemplo, afídeos e plantas hospedeiras, insetos galhadores, pulgões e carrapatos em mamíferos forrageadores (ANANTHAKRISHNAN, 1984; GASSEN, 1986; STANKO *et al.*, 2002). Entretanto, para determinados sistemas, os aspectos biológicos, ecológicos e evolutivos da interação ainda não foram bem elucidados, como no caso do sistema que envolve lagartos e ácaros trombiculídeos (ARNOLD, 1986.)

Algumas famílias de lagartos (i. e., Tropicoduridae) apresentam no corpo invaginações formadas por dobras de pele em áreas específicas do corpo como pescoço, axila e região

inguinal, denominadas bolsas de acarinos (RODRIGUES, 1987). Essas bolsas são povoadas por ácaros trombiculídeos e são mais abundantes em locais mais quentes e que não são extremamente secos (ARNOLD, 2008). A probabilidade e a intensidade de infecção dos lagartos por ácaros parasitas podem ser influenciadas pela condição corporal, atividade de movimento, ambiente social, tamanho corporal, idade e sexo (GRUTTER, 1994).

Particularmente, a infestação parasitária em lagartos pode refletir o tamanho corporal dos hospedeiros e a região acometida. Por exemplo, aspectos como o comprimento ou mesmo o peso podem representar uma maior área de superfície dos indivíduos, e isto pode determinar níveis maiores ou menores de parasitismo (WALTKINS; DEMERS, 2019). Neste sentido, os objetivos do nosso trabalho foram (i) avaliar de que maneira o tamanho corporal dos lagartos influencia a infestação por parasitas e (ii) avaliar se a carga parasitária difere em relação a região do corpo acometida. Assim, hipotetizamos que (i) indivíduos maiores suportariam maior infestação parasitária e (ii) regiões próximas às zonas de risco (cloaca/órgãos reprodutivos) teriam uma menor infestação parasitária.

Material e Métodos

Área de estudo

Desenvolvemos nosso estudo na Floresta Nacional (FLONA) de Açú, localizada a sudoeste da sede municipal de Açú (05°34'20"S, 36°54'33"W), região central do Estado do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil (Figura 1). A FLONA é uma Unidade de Conservação Federal criada pela portaria n.º 245 de 18/07/2001, com o objetivo de promover o manejo adequado dos recursos naturais da Caatinga (Brasil 2002). Cerca de 80% da precipitação anual deste local concentra-se em poucos meses do ano (fev - mai) e é marcada por alta sazonal, no entanto, a distribuição e volume anual dentro do período chuvoso são imprevisíveis (VELLOSO; SAMPAIO; PAREYN, 2002).

Coleta de Dados

Para a captura dos lagartos, utilizamos o método de coleta por busca ativa, que consiste no deslocamento dos coletores pelos habitats de interesse, procurando em microhabitats com ocorrência de lagartos, revirando o folhiço, serapiheira, vegetação rasteira, troncos caídos, em tocas, árvores, habitações humanas, entre outros. Os lagartos foram capturados manualmente e com auxílio de laço, posteriormente cada espécime foi acondicionado em um saco plástico e

transportado para o ponto de apoio para execução dos procedimentos laboratoriais.

Em laboratório, os animais foram identificados a nível de espécie (VANZOLINI, 1970). Mensuramos o tamanho do corpo por meio do comprimento rosto-cloacal (CRC), com o auxílio de um paquímetro digital Ecofer® precisão 0,02mm e aferimos a massa corporal com o auxílio de uma balança pesola de 20g precisão de 0.2g.

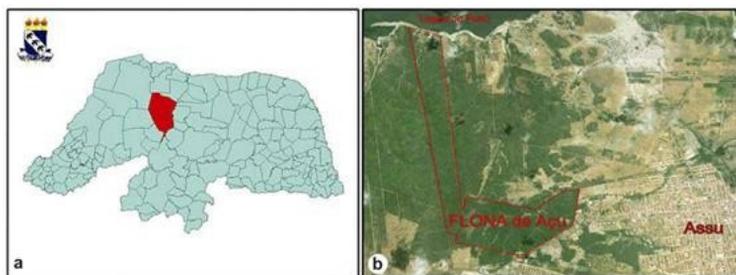
Após a triagem biométrica, a superfície da pele dos lagartos foi examinada para a detecção dos ectoparasitos com o auxílio de uma lupa de mão de 20 mm por 21 mm, com aumento de 10x. Os ectoparasitos encontrados foram contabilizados e classificados de acordo com a região do corpo do animal onde eram encontrados: dorso (cabeça, corpo e cauda), região do pescoço (direita e esquerda), região axilar (direita e esquerda), região inguinal (direita e esquerda) e ventre (região gular, tórax, abdômen e cauda). Ao término de todo processamento laboratorial todos os lagartos foram soltos em seus respectivos locais de coleta.

Análise dos dados

Como variáveis explanatórias tivemos o “Comprimento Rosto-Cloacal (CRC)” e o “Peso”, enquanto como variável resposta tivemos o “Número de Parasitas”. Inicialmente, realizamos uma análise exploratória dos dados, de acordo

com Zuur, Ieno e Elphick (2010). Após isso verificamos se havia colinearidade entre o CRC e o Peso dos indivíduos, para avaliarmos se ambas as variáveis estariam refletindo o mesmo parâmetro biológico. Posteriormente, executamos uma correlação de Spearman para avaliarmos se o número de ácaros estava associado ao CRC ou ao peso dos indivíduos. Finalmente, executamos uma análise de covariância para avaliarmos a relação entre o número de parasitas em função das regiões corporais. Realizamos todas as análises estatísticas no programa R statistics versão 3.5.1 (R CORE TEAM, 2019).

Figura 1 - A - Localização da Floresta Nacional (FLONA) de Açu no território do RN. B - Mapa dos limites da FLONA de Açu, área onde as espécies de lagartos foram coletadas. Com destaque para porção longitudinal à esquerda evidenciando a área recentemente adquirida pela FLONA Açu a qual foi desconsiderada para captura dos lagartos do presente estudo.



Fonte: Amorim *et al.* (2016).

Resultados

Obtivemos um total de 16 indivíduos pertencentes a cinco espécies de lagartos. A quantidade de parasitas por indivíduo variou de zero a 11 ácaros (mediana = 1,5) e cinco indivíduos não apresentaram infestação parasitária. O comprimento do corpo variou entre 15,2 e 46,5 cm (mediana = 35,8 cm), já o peso variou de 9,6 a 24,8 g (mediana = 17 g) (Tabela 1).

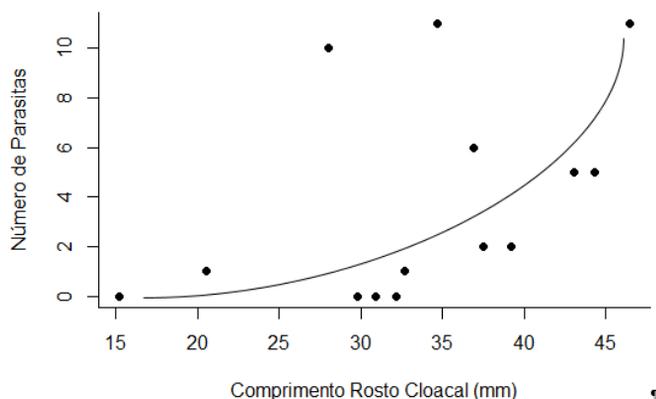
Não houve correlação entre o comprimento rosto-cloacal e o peso ($p = 0,3$). A análise de correlação demonstrou que quanto maior o comprimento rosto cloacal do indivíduo, maior sua infestação parasitária ($\rho = 0,57$; $p = 0,03$) (Figura 2). Entretanto, o mesmo padrão não foi observado para a relação peso – carga parasitária ($\rho = 0,29$; $p = 0,3$). Não houve diferença significativa entre a infestação parasitária da região do pescoço e as demais ($p > 0,05$), no entanto, houve diferença significativa entre a região axial e a região da coxa ($p = 0,05$). (Figura 3).

Tabela 1 - Espécies de lagartos coletadas na FLONA de Açú para as análises de relação entre tamanho, peso e infestação ectoparasitária. Variação nos parâmetros morfométricos e a quantidade de parasitas totais encontrados no corpo de cada indivíduo amostrado. (CRC: Comprimento rosto cloacal). Os indivíduos marcados (*) representam fêmeas que estavam grávidas.

Indivíduo	Espécie	CRC (cm)	Peso (g)	Parasitas
1	<i>Gymnodactylus geckoides</i>	15,2	16,2	0
2	<i>Gymnodactylus geckoides</i>	20,5	17,6	1
3	<i>Lygodactylus klugei</i>	28	17,7	10
4	<i>Hemidactylus agrius</i>	29,8	9,6	0
5	<i>Gymnodactylus geckoides</i>	30,9	16,4	0
6	<i>Hemidactylus mabouia</i>	32,2	22,4	0
7	<i>Hemidactylus mabouia</i>	32,7	14,6	1
8	<i>Tropidurus hispidus</i>	34,7	15,1	11
9	<i>Gymnodactylus geckoides</i>	36,9	21	6
10	<i>Gymnodactylus geckoides</i>	37,5	15	2
11	<i>Gymnodactylus geckoides</i> *	39,1	15,1	0
12	<i>Hemidactylus agrius</i>	39,2	15	2
13	<i>Hemidactylus agrius</i> *	40,7	24,8	1
14	<i>Hemidactylus agrius</i>	43,1	18,5	5
15	<i>Hemidactylus mabouia</i>	44,3	20,6	5
16	<i>Hemidactylus agrius</i>	46,5	19,2	11
TOTAL:				55

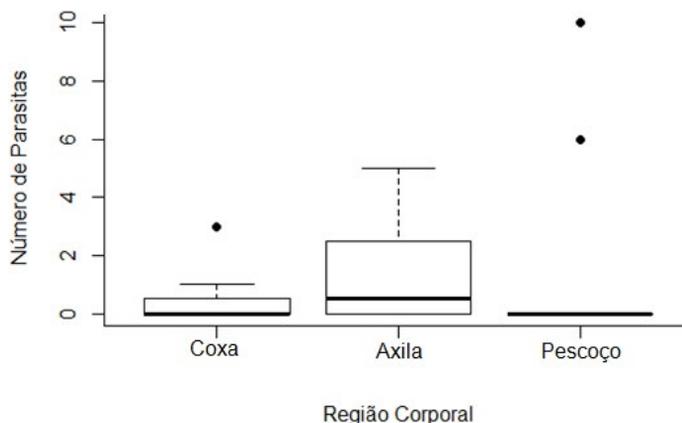
Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 2 - Correlação entre o tamanho dos indivíduos de lagartos, medida através do Comprimento Rosto Cloacal (CRC) e a infestação parasitária, mensurada pelo número de parasitas encontrados. ($\rho = 0,57$; $p = 0,03$).



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Figura 3 - ANOVA entre o número de parasitas em função das regiões corporais. Não houve diferença significativa entre a região do pescoço com a axilar ($p = 0,7$) ou com a região da coxa ($p = 0,4$). No entanto, houve uma diferença significativa entre a região axilar e da coxa ($p = 0,05$).



Fonte: elaboração dos autores (2019).

Discussão

Encontramos uma relação positiva entre o tamanho corporal dos lagartos e a infestação parasitária. Independente da espécie, indivíduos com maior comprimento rosto-cloacal apresentaram maior quantidade de ácaros em seu corpo. O tamanho corporal está diretamente envolvido com a área superficial disponível para infestação, desta maneira, indivíduos maiores podem apresentar, certamente, maior quantidade de parasitas em seu corpo. Dessa forma, levando em consideração a premissa do parasitismo em que a utilização

do recurso pelo parasita não deve causar a morte imediata do hospedeiro, indivíduos menores suportariam menor infestação parasitária, e por isso, apresentariam menor quantidade de ácaros em seu corpo. Ambas as situações suportam o padrão encontrado neste estudo.

O peso dos lagartos não exerceu influência na quantidade de ácaros presentes na superfície corporal dos indivíduos. Aspectos como condição corpórea ou estado nutricional podem ser refletidas através do peso corporal dos indivíduos (LOPÉZ *et al.*, 2005), sendo assim, podemos esperar que indivíduos com tamanhos corporais semelhantes apresentem diferenças em seus pesos. Talvez por este motivo, esta variável de tamanho corporal não esteve tão estreitamente associada à quantidade de ácaros por indivíduo.

Não diferenciamos os estágios ontogenéticos dos lagartos na nossa amostragem, e reconhecemos que este pode ser um fator preponderante no que diz respeito ao nível de infestação parasitária. Por exemplo, a idade poderia indicar períodos mais longos de exposição aos parasitos. No entanto, há evidências na literatura que o tamanho corporal exerce maior influência do que a idade, em termos de infestação parasitária, e que esta pode ser suficiente para predizer a relação parasito-hospedeiro (WALTKINS; DEMERS, 2018). Encontramos diferença entre a infestação parasitária nas bolsas acarinas da região pélvica, quando comparadas as bolsas das outras regiões corporais,

corroborando nossa segunda hipótese. As bolsas acarinas das regiões axilares apresentaram maior quantidade de ácaros quando comparadas às bolsas localizadas nas regiões pélvicas. Sugerimos, portanto, que a infestação parasitária tende a ser menor em regiões com maior risco para o animal, isto é, áreas onde maior infestação parasitária implicaria em maiores danos à condição corporal do hospedeiro envolvido (ARNOLD, 2008).

A baixa infestação parasitária nas bolsas acarinas da região do pescoço pode ser explicada pela variação no número de espécies amostradas em nosso estudo. Algumas espécies pertencem a famílias que possuem bolsas acarinas naturalmente bem desenvolvidas. A família Tropicuridae, por exemplo, pode apresentar bolsas acarinas especializadas (rasas ou profundas) que provavelmente coevoluiram para abrigar ácaros nesse contexto parasito-hospedeiro (RODRIGUES, 1987). O *Lygodactylus klugei* apresentou 10 ácaros nas bolsas do pescoço, enquanto o *Tropicurus hispidus* apresentou seis. Apesar de coletarmos apenas um indivíduo destas duas espécies, estes apresentaram 100% das infestações acarinas na região do pescoço, em contrapartida, nenhuma das outras espécies apresentaram infestação acarina nesta região. É provável que a amostragem, de famílias com bolsas acarinas do pescoço naturalmente reduzidas, tenha enviesado nossos dados.

O desenvolvimento dessas estruturas e sua relação com a comunidade parasitária ainda é pouco descrita (ARNOLD, 2008, MORALES *et al.*, 2012). Apesar da detecção de um padrão, não sabemos ao certo qual a natureza desta interação. Embora seja menos intuitivo, sugerimos aqui que pode existir alguma relação custo-benefício para o hospedeiro. Diante dos nossos achados, consideramos que a coevolução das bolsas acarinas em lagartos, por exemplo, pode representar um paradoxo, que abre margem para algumas questões e formulações de novas hipóteses: (i) Por que razões os lagartos desenvolveriam estruturas que promovessem o estabelecimento de uma interação negativa? (ii) é possível que a relação parasito-hospedeiro esteja mediando seleção sexual por parte das fêmeas, e (iii) talvez exista uma pressão seletiva para a diminuição ou especialização das bolsas acarinas, onde os lagartos estariam tentando se desvencilhar destes parasitas.

Agradecimentos

Agradecemos aos professores Dadão, Vanessa e Mauro pela orientação e colaboração no campo das ideias do projeto, aos Eco Campo II, Augusto e Ana, pelos esclarecimentos prestados e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia pela oportunidade e Suporte na realização da disciplina.

Referências

ANANTHAKRISHNAN, T. N. **Biology of gall insects**. Oxford: IBH Publishing Company, 1984.

ARNOLD, E. N. Mite pockets of lizards, a possible means of reducing damage by ectoparasites. **Biological Journal of the Linnean Society**, [S. l.], v. 29, n. 1, p. 1-21, 1986.

ARNOLD, E. N.; POINAR, G. A 100 million year old gecko with sophisticated adhesive toe pads, preserved in amber from Myanmar. **Zootaxa**, [S. l.], v. 1847, n. 1, may 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Agenda 21 Brasileira**: resultado da consulta nacional. Brasília: MMA, 2002. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/agenda-21-brasileira.html>. Acesso em: 26 maio 2019.

CURTIS, J. L.; BAIRD, T. A. Within-population variation in free-living adult and ectoparasitic larval Trombiculid mites on collared lizards. **Herpetologica**, [S. l.], v. 64, n. 2, p. 189- 199, 2008.

GASSEN, D. N. Parasitos, patógenos e predadores de insetos associados a culturado trigo. **Embrapa CNPT- Circular Técnica**, Passo Fundo, RS, v. 1, n. 1, p. 7-83, dez. 1986. ISSN: 0100-8625.

GRUTTER, A. S. Spatial and temporal variations of the ectoparasites of seven reef fish species from Lizard Island and Heron Island, Australia. **Marine Ecology Progress Series**, [S. l.], v. 115, v.1, p. 21-30, 1994.

KLEIN, S. L. Hormonal and immunological mechanisms mediating sex differences in parasite infection. **Parasite Immunology**, [S. l.], v. 26, n. 6-7, p. 247-264, jun./jul. 2004.

LEHMANN, T. Ectoparasites: direct impact on host fitness. **Parasitology today**, [S. l.], v. 9, n. 1, p. 8-13, 1993.

LÓPEZ, P.; HAWLENA, D.; POLO, V.; AMO, L.; MARTÍN, J. Sources of individual shy– bold variations in antipredator behaviour of male Iberian rock lizards. **Animal Behaviour**, [S. l.], v. 69, n. 1, p. 1-9, 2005.

MORALES, R. R; LISLEVAND, T.; SALAZAR, A. R.; SOLHOY, T.; ROTH, S. Ectoparasite loads of the Central American Whiptail Lizard *Ameiva festiva* (Squammata: Teiide). **Herpetological Journal**, [S. l.], v. 22, n. 1, p. 151-155, 2012.

R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2019.

RODRIGUES, M. T. Sistemática, ecologia e zoogeografia dos *Tropidurus* do grupo *torquatus* ao sul do Rio Amazonas (Sauria, Iguanidae). **Arquivos de Zoologia**, [S. l.], v. 31, n. 3, p. 105-230, 1987.

STANKO, M.; MIKLISOVÁ, D.; BELLOCQ, J. G., MORAND, S. Mammal density and patterns of ectoparasite species richness and abundance. **Oecologia**, [S. l.], v. 131, n. 2, p. 289-295, 2002.

VANZOLINI, P. E.; WILLIAMS, E. E. South american anoles: the geographic differentiation and evolution of the anolis *Chrysolepis* species group (Sauria, Iguanidae). **Arquivos de Zoologia**, São Paulo, v. 19, n. 3-4, p. 125-298, ago. 1970.

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. (ed.). **Ecorregiões propostas para o bioma Caatinga**. Recife: Associação Plantas Nordeste; Instituto de Conservação Ambiental The Nature Conservancy do Brasil, 2002. 76 p.

WALTKINS, H. V.; DEMERS, G. B. Body size, not age, predicts parasite load in Clark's Spiny Lizards (*Sceloporus clarkii*). **Canadian Journal of Zoology**, [S. l.], v. 97, n. 3, p. 220-224, mar. 2019.

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

Material Suplementar

Tabela 1 - Número e espécies de lagartos amostrados, seus respectivos parâmetros morfométricos, bem como a quantidade de parasitas por região corporal e totais encontrados no corpo de cada indivíduo coletado na FLONA de Açu -RN. As legendas são formadas pela letra inicial do gênero e inicial do epíteto específico de cada espécie de lagarto.

Indivíduo	Número de Parasitas								
	Espécie	CRC	Peso	Dorso	Pescoço	Axila	Coxa	Ventre	Total
1	LK	28	17,7	0	10	0	0	0	10
2	TH	34,7	15,1	1	6	4	0	0	11
3	GG	36,9	21	0	0	3	3	0	6
4	HA	44,3	20,6	0	0	5	0	0	5
5	HM	39,2	15	0	0	1	1	0	2
6	HA	46,5	19,2	8	0	3	0	0	11
7	HA	43,1	18,5	3	0	1	1	0	5
8	GG	30,9	16,4	0	0	0	0	0	0
9	GG	20,5	17,6	0	0	1	0	0	1
10	HM	32,7	14,6	1	0	0	0	0	1
11	GG	15,2	16,2	0	0	0	0	0	0
12	HM	32,2	22,4	0	0	0	0	0	0
13	HA	40,7	24,8	0	0	0	1	0	1
14	HA	29,8	9,6	0	0	0	0	0	0
15	GG	37,5	15	0	0	2	0	0	2
16	GG	39,1	15,1	0	0	0	0	0	0

